Universidad Austral de Chile
Facultad de Ciencias

PROGRAMA DE MONITOREO AMBIENTAL ACTUALIZADO DEL HUMEDAL DEL RÍO CRUCES Y SUS RÍOS TRIBUTARIOS

PM / HRC

INFORME ANUAL CORRESPONDIENTE AL PERIODO ABRIL 2015 - MARZO 2016

ABRIL 2016

Dirección · Campus Isla Teja · Valdivia · Chile

Casilla 567 · Fono: 56 63 221347 / email: fciencia@uach.cl · www.uach.cl

ÍNDICE

		Página
1.	INTRODUCCIÓN	1
2.	OBJETIVOS	6
3.	ANÁLISIS DE DATOS AMBIENTALES DE LARGO PLAZO	6
	3.1. Antecedentes climáticos del área de estudio	6
	3.2. Objetivos	7
	3.3. Material y métodos	7
	3.3.1. Recopilación de datos históricos	7
	3.3.2. Análisis de temperatura mínima del aire, precipitaciones y caudal hídrico	9
	3.4. Resultados	11
	3.4.1. Temperatura mínima del aire	11
	3.4.2. Precipitaciones	15
	3.4.3. Caudal hídrico del río Cruces	22
	3.4.4. Nivel del espejo de agua	27
	3.5. Conclusiones	31
	3.6. Referencias	32
4.	COMPONENTES DEL PROGRAMA	33
	4.1. COMPONENTES ABIÓTICOS	33
	4.1.1. CALIDAD DEL AGUA	33
	4.1.1.1 Objetivos	33
	4.1.1.2. Material y métodos	34
	4.1.1.3. Resultados	41
	4.1.1.4 Conclusiones	110
	4.1.2. CALIDAD DEL SEDIMENTO	112
	4.1.2.1.Objetivos	112
	4.1.2.2. Material y métodos	112
	4.1.2.3. Resultados	115
	4.1.2.4. Análisis comparativos en sedimento	150
	4.1.2.5. Conclusiones	163
	4.1.2.6. Referencias	164

4.1.3. ANALISIS DEL FLUJO DE MATERIAL SUSPENDIDO EN UN CANAL DEL ESTUARIO DEL RÍO CRUCES, SECTOR PUNUCAPA **165**
4.1.3.1. Antecedentes **165**
4.1.3.2. Objetivos **166**
4.1.3.3.Material y métodos **167**
4.1.3.4. Resultados **170**
4.1.3.5. Conclusiones **177**
4.1.3.6. Referencias **177**

4.1.4. PLANICIES SEDIMENTARIAS INTERMAREALES **179**
4.1.4.1. Antecedentes **179**
4.1.4.2. Objetivos **180**
4.1.4.3. Material y métodos **180**
4.1.4.4. Resultados **184**
4.1.4.5. Conclusiones **195**
4.1.4.6. Referencias **195**

4.2. COMPONENTES BIOLÓGICOS **197**

4.2.1. MACRÓFITAS ACUÁTICAS **197**
4.2.1.1. Flora y vegetación acuática ribereña **197**
4.2.1.1.1. Antecedentes **197**
4.2.1.1.2 Objetivos **197**
4.2.1.1.3 Material y métodos **198**
4.2.1.1.4. Resultados y discusión **204**
4.2.1.1.5. Conclusiones **253**
4.2.1.1.6. Referencias **254**

4.2.1.2. Análisis espacio-temporal de la calidad del agua y cobertura de macrófitas acuáticas mediante sensores remotos **262**
4.2.1.2.1. Antecedentes **262**
4.2.1.2.2. Objetivos **263**
4.2.1.2.3. Material y métodos **264**
4.2.1.2.4. Resultados **275**
4.2.1.2.5 Conclusiones **315**
4.2.1.2.6. Referencias **317**

4.2.2. MACROINFAUNA DE FONDOS SEDIMENTARIOS **320**
4.2.2.1. Antecedentes **320**
4.2.2.2. Objetivos **321**
4.2.2.3. Material y métodos **321**
4.2.2.4. Resultados **326**
4.2.2.5. Conclusiones **363**
4.2.2.6. Referencias **365**

4.2.3. MACROFAUNA DE FONDOS RITRALES **367**
4.2.3.1. Antecedentes **367**
4.2.3.2. Objetivos **368**
4.2.3.3. Material y métodos **368**
4.2.3.4. Resultados **373**
4.2.3.5. Conclusiones **387**
4.2.3.6. Referencias **388**

4.2.4. FAUNA DE CAMARONES **390**
4.2.4.1. Antecedentes **390**
4.2.4.2. Objetivos **391**
4.2.4.3. Material y métodos **392**
4.2.4.4. Resultados **396**
4.2.4.5. Conclusiones **426**
4.2.4.6. Referencias **427**

4.2.5. ICTIOFAUNA **429**
4.2.5.1. Antecedentes **429**
4.2.5.2. Objetivos **432**
4.2.5.3. Material y métodos **433**
4.2.5.4. Resultados **440**
4.2.5.4.1. Estudios comunitarios y poblacionales **440**
4.2.5.4.2. Elementos y compuestos químicos en *Galaxias maculatus* **455**
4.2.5.4.3. Estado sanitario y análisis histopatológicos **469**
4.2.5.5. Conclusiones **484**
4.2.5.6. Referencias **486**

4.2.6. HERPETOFAUNA **490**
4.2.6.1. Antecedentes **490**
4.2.6.2. Objetivos **491**
4.2.6.3. Material y métodos **491**
4.2.6.4. Resultados **494**
4.2.6.5. Conclusiones **500**
4.2.6.6. Referencias **501**

4.2.7. AVIFAUNA 512
4.2.7.1. Análisis comunitarios y poblacionales 512
4.2.7.1.1. Antecedentes 512
4.2.7.1.2. Objetivos 512
4.2.7.1.3. Material y métodos 512
4.2.7.1.4. Resultados 517
4.2.7.1.5. Conclusiones 559

4.2.7.2. Condición corporal y adecuación biológica de la avifauna de las riberas 561
4.2.7.2.1. Antecedentes 561
4.2.7.2.2. Objetivos 562
4.2.7.2.3. Materiales y métodos 562
4.2.7.2.4. Resultados 565
4.2.7.2.5. Conclusiones 567
4.2.7.2.6. Referencias 567

4.2.7.3. Elementos y compuestos químicos en Garza blanca (*Ardea alba*) 568
4.2.7.3.1. Antecedentes 568
4.2.7.3.2. Objetivos 569
4.2.7.3.3. Material y métodos 569
4.2.7.3.4. Resultados 571
4.2.7.3.5. Conclusiones 594

4.2.8. MAMIFEROS ACUATICOS 595
4.2.8.1. Antecedentes 595
4.2.8.2. Objetivos 595
4.2.8.3. Material y métodos 595
4.2.8.4. Resultados 598
4.2.8.5. Conclusiones 604
4.2.8.6. Referencias 605

4.3. ANÁLISIS COMPARATIVOS DE DATOS OBTENIDOS EN PROGRAMAS DE DIAGNÓSTICO Y MONITOREO CON ESTUDIOS PREVIOS DE RIESGO ECOLÓGICO 606
4.3.1. Antecedentes 606
4.3.2. Objetivos 606
4.3.3. Material y métodos 607
4.3.4. Resultados 609
4.3.5. Discusión 619

4.3.6. Conclusiones **619**
4.3.7. Referencias **620**

4.4. CAMBIOS DE USO DEL SUELO **622**
4.4.1. Antecedentes **622**
4.4.2. Objetivos **623**
4.4.3. Material y métodos **623**
4.4.4. Resultados **626**
4.4.5. Conclusiones **642**

4.5. CONOCIMIENTO ECOLÓGICO LOCAL **644**
4.5.1. Antecedentes **644**
4.5.2. Objetivos **646**
4.5.3. Material y métodos **648**
4.5.4. Resultados **651**
4.5.5. Discusion y recomendaciones preliminares **661**
4.5.6. Conclusiones **663**
4.5.7. Referencias **663**

5. CONCLUSIONES INTEGRADAS **665**

6. EQUIPO DE TRABAJO **676**

1. INTRODUCCIÓN

Durante el periodo invierno - primavera del año 2004, ocurrieron en el humedal del río Cruces (en adelante HRC) y sus ríos tributarios (Fig. 1) cambios ambientales significativos, incluyendo entre otros la mortandad por causas desconocidas y emigración de la población del Cisne de cuello negro (*Cygnus melancoryphus*) y la reducción significativa en la cobertura de la macrófita acuática Luchecillo (*Egeria densa*), planta que, hasta antes del año 2004 era la fuente primaria de alimento de los cisnes en este humedal.

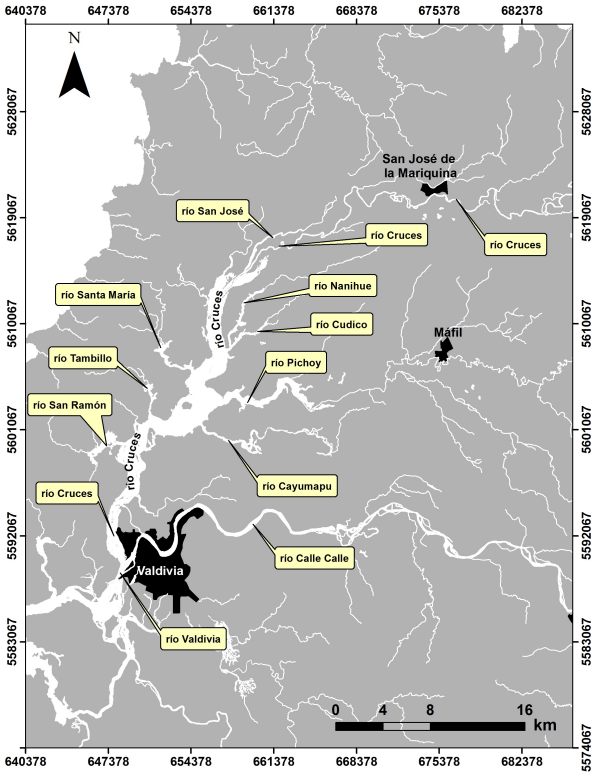


Figura 1.
Ubicación del humedal del río Cruces (HRC) y los ríos tributarios de mayor importancia por su volumen hídrico.

Como consecuencia de lo anterior y en base a resultados de estudios realizados por la Universidad Austral de Chile, el Consejo de Defensa del Estado inició un juicio en contra de Celulosa Arauco y Constitución, cuya planta Valdivia fue sindicada como la responsable de los cambios ambientales anteriormente mencionados.

Con fecha 27 de julio de 2013, y como resultado del proceso judicial, la Jueza del Primer Juzgado Civil de Valdivia, Doña Gloria Hidalgo dictó sentencia en contra de Arauco indicando entre otras, la implementación de una serie de medidas entre las que se encuentra la de ***"Realizar un programa de monitoreo medio ambiental por parte de la empresa demandada, constante y por un período no inferior a cinco años, el que deberá efectuarse de acuerdo a las condiciones de calificación ambiental establecidas en la RCA 279/98 y sus modificaciones posteriores, por los organismos competentes, sin prejuicio de lo que éstos ordenen o hayan ordenado"***.

Por otra parte, Arauco en acuerdo con el Consejo de Defensa del Estado (CDE) conformó el 26 de noviembre del 2013 un Consejo Científico Social (en adelante CCS), cuyo objetivo fue realizar sugerencias y orientaciones a las medidas dictadas por la sentencia judicial anteriormente señalada.

Como ya se mencionó, una de estas medidas corresponde a la realización de un monitoreo medio ambiental del HRC y para lo cual el CCS encargó a la Facultad de Ciencias de la Universidad Austral de Chile (UACh), el diseño de una propuesta para dar cumplimiento a esta parte de la sentencia, considerando una serie de orientaciones para el diseño de ese monitoreo (ver Tabla siguiente).

ORIENTACIONES GENERALES PARA EL MONITOREO (medida 3)

TEMA	DEFINICIÓN
Área de estudio	• Río + Santuario + Estuario (incluyendo los tributarios o afluentes. Importante acotar la cuenca a la zona de interacción).
Objetivos	• Aportar información de calidad de manera sistemática, capaz de identificar efectos agudos y crónicos, que contribuya a la preservación y restauración del humedal.
Componentes (incluyendo las interacciones entre ellos)	• Calidad del agua • Calidad de sedimentos • Estado de Fauna • Estado de Flora
Metodología	• Diseñar con metodologías propias del estado del arte, reconocidas y actualizadas. • Considerar laboratorios acreditados. • Considerar la metodología de Evaluación de Riesgos. • Considerar todos los estudios diagnósticos y otros informes de monitoreo existentes para el ecosistema (UACh, CONAF, DGA, Gobernación marítima, SISS, Monitoreo RCA Planta de Celulosa, Norma Secundaria Calidad Ambiental, entre otros). • Considerar la participación de la comunidad y su conocimiento ecológico local en el diseño y la implementación del monitoreo. • Considerar el Diagnóstico como referencia para el diseño del sistema de monitoreo. • Considerar algún procedimiento de re-diseño del monitoreo (diseño adaptativo) en función de los resultados del diagnóstico inicial y del monitoreo en el tiempo.
Usos de la información obtenida por el monitoreo	• El monitoreo debe tener instancias de evaluación de los datos y de difusión pública de los resultados. Se espera que sus conclusiones puedan, además de describir el estado del humedal, proponer cursos de acción que contribuyan al objetivo de preservar y restaurar. • La información del monitoreo (datos e interpretación de ellos) será entregada al "Centro de Investigación de Humedales" y será de carácter pública.
Entidad Técnica responsable del Pre-Diseño	• Facultad de Ciencias de la Universidad Austral de Chile. Se sugiere que la Facultad considere la incorporación de otros actores como complemento en su propuesta de pre-diseño.

En base a las orientaciones indicadas en la Tabla anterior, la Facultad de Ciencias de la UACh, en conjunto con investigadores de la Universidad de Concepción y la Universidad Santo Tomás, sede Santiago, preparó una propuesta preliminar de Programa de Monitoreo Ambiental a ejecutarse en un plazo de cinco años (2015-2019) y que fue aceptada en marzo del año 2014 por el CCS. Sin embargo, en esa propuesta se mencionaba lo siguiente:

"No obstante lo anterior, es necesario señalar que el programa de monitoreo que aquí se propone, deberá ser revisado y re-evaluado acorde los resultados del Programa de Diagnóstico sugerido para el mismo humedal. Acorde a tal revisión, podría ser el caso por ejemplo, que el tipo de variable a analizar y el número de estaciones a muestrear aquí sugerido tenga modificaciones. Podría ser también, que haya que agregar aspectos no incluidos en las variables que se indican en la Tabla 1".

Los resultados obtenidos del Programa de Diagnóstico Ambiental llevaron al equipo de trabajo del Programa de Monitoreo a actualizar ese Programa preliminar y transformarlo en el Programa Actualizado de Monitoreo. Entre los aspectos que se actualizaron (*i.e.*, no incluídos en la propuesta original de marzo 2014) destacan los siguientes:

• El estudio de las macrófitas o plantas acuáticas llevado a cabo durante el Programa de Diagnóstico Ambiental, evidenció la presencia en el humedal del río Cruces y sus ríos tributarios, de la planta nativa de vastas regiones de América del Sur *Sagittaria montevidensis* o Flecha de agua. En muchos de estos lugares, esta planta es dominante y ha ocupado vastas áreas donde originalmente se encontraba el Luchecillo, planta que era consumida preferentemente por aves herbívoras en el humedal, tales como cisnes y taguas. Queda la duda si la Flecha de agua cumplirá o no un rol como alimento relevante para esas aves herbívoras del humedal; por lo tanto fue necesario incluir, como parte del mismo, el monitoreo de la distribución y

expansión de *S. montevidensis* y su eventual efecto sobre otras macrófitas acuáticas en el área.

• La variedad de macrófitas acuáticas en las riberas del área de estudio es tal, que fue necesario aumentar la frecuencia de muestreos periódicos a fin de evaluar eventuales cambios en la riqueza de especies y distribución espacial de esas plantas. Se hizo necesario también aumentar la cobertura del área a monitorear para este componente biológico, aspecto del cual se hace cargo este Programa Actualizado de Monitoreo. Además de agregarse muestreos periódicos en todas las riberas del área de estudio, se aumenta el número de sitios fijos de muestreo estacional.

• Durante el desarrollo del Programa de Diagnóstico Ambiental, se observó un aumento en la cobertura espacial y elevación sobre el espejo de agua de planicies sedimentarias en riberas de diferentes áreas del humedal. En principio, esto podría ser el resultado de una combinación de factores incluyendo incremento en procesos de sedimentación producto de lavado de las cuencas aledañas al humedal y levantamiento tectónico continental. El aumento en la cobertura de tales planicies podría resultar en una disminución del espejo de agua, resultando en un detrimento negativo para las macrófitas acuáticas de las zonas someras del humedal y que son el alimento de las aves herbívoras del humedal. De ahí que fue incluído el monitoreo estacional de este fenómeno geomorfológico en el Programa Actualizado de Monitoreo.

• Análisis de Dioxinas y Furanos realizados en Inglaterra durante el Programa de Diagnóstico Ambiental, mostraron la presencia de estos compuestos en muestras de músculos en cuatro garzas (*Ardea alba* o Garza blanca grande) analizadas durante marzo del año 2015. Debido a esto, se incluyó en el Programa de Monitoreo Actualizado, el estudio anual de elementos y compuestos químicos en *Ardea alba*.

Con las modificaciones anteriormente señaladas se dio inicio el 2015 al Programa de Monitoreo Actualizado cuyos resultados se exponen a continuación:

> ***Nota:*** *lo anterior resalta la importancia del concepto de Monitoreo Adaptativo, es decir un monitoreo que se va actualizando, acorde por ejemplo a la aparición de fenómenos no observados al comienzo del mismo o a la 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, se evaluarán continuamente los resultados del presente Programa de Monitoreo, a fin de analizar la eventual necesidad de realizar cambios o modificaciones tendientes a captar el tipo de variabilidad anteriormente mencionada.*

2. OBJETIVOS

Los objetivos del Programa de Monitoreo Ambiental son:

• Evaluar la variabilidad espacio - temporal del componente abiótico y biótico que de cuenta del estado actual del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios.

• Integrar los resultados de este programa de monitoreo con los de otros programas en ejecución en el área de estudio y cuya modalidad de recolección de datos y análisis, sean similares a los de este programa.

• Integrar el conocimiento ecológico local con los estudios de los componentes abióticos y bióticos del medio acuático, a fin de integrar diferentes actores en el seguimiento del estado ambiental del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios.

3. ANALISIS DE DATOS AMBIENTALES DE LARGO PLAZO

3.1. Antecedentes climáticos del área de estudio

La zona de Valdivia posee un clima templado lluvioso con influencia mediterránea; según Köppen en Koeppe & de Long (1958) del tipo Cfb (C=clima templado, f=húmedo, b=mes más cálido inferior a 20^{o}C). Las precipitaciones fluctúan entre 1.800 y 2.500 mm al año, con importantes fluctuaciones interanuales originadas por el paso de sistemas frontales sobre la zona (Dirección Meteorológica de Chile, www.meteochile.cl). Durante los

meses de mayo a agosto se concentra el 75% de las precipitaciones anuales, siendo junio y julio los meses más lluviosos cuando las precipitaciones pueden superar incluso los 400 mm de agua caída al mes. Los meses más secos son los de enero y febrero con precipitaciones inferiores a 60 mm. Para la zona de Valdivia, se han registrado eventos máximos diarios superiores a 150 mm (Huber 1970). Debido a la alta pluviosidad de la zona, la humedad relativa promedio anual es cercana al 80% (Dirección Meteorológica de Chile), aun cuando durante los meses de invierno esta puede superar el 90%.

La temperatura promedio anual del aire bordea los 12°C. La oscilación promedio entre el mes más cálido y el más frío, es de aproximadamente 10°C. Enero y julio son los meses más cálidos y fríos respectivamente, con temperaturas promedio cercanas a los 17 y 7°C, respectivamente (Huber 1970). La temperatura máxima absoluta del aire es cercana a 35°C y la mínima a -4°C. Las heladas que se registran en la zona, se producen principalmente durante noches despejadas de los meses de invierno.

3.2. Objetivos

- Actualizar la información existente relacionada a las características climáticas, hidrológicas y ambientales del área donde se inserta el HRC y sus ríos tributarios a diciembre de 2015.
- Identificar eventuales tendencias de largo plazo en esas características.

3.3. Material y métodos

3.3.1. Recopilación de datos históricos

La Tabla 3.1 muestra los tipos de datos ambientales recopilados y sistematizados, así como la identificación de las fuentes de origen de los mismos.

En este Capítulo se analizan datos históricos relacionados a climatología (precipitaciones y temperatura mínima del aire) e hidrología (nivel del espejo de agua y

caudal hídrico del río Cruces en el sector Rucaco), en el área donde se ubica el humedal del río Cruces y sus ríos tributarios. Estos análisis incluyen los últimos cincuenta y cinco años.

Este Capítulo incluye también un análisis comparativo de la variabilidad temporal de las precipitaciones, altura del espejo de agua y caudal del río Cruces en Rucaco durante el período enero - diciembre 2015, durante el cual se realizaron los muestreos de calidad de agua y sedimentos del presente Programa de seguimiento. Ese análisis muestra que las fechas elegidas para realizar los muestreos correspondientes al período de menor caudal hídrico, inicio de las precipitaciones y período de mayor caudal hídrico, fueron apropiadas.

Tabla 3.1. Catastro de fuentes de datos para realizar los análisis meteorológicos e hidrográficos. UACh: Universidad Austral de Chile, METEOCHILE: Dirección Meteorológica de Chile, Arauco: Celulosa Arauco y Constitución S.A., DGA: Dirección General de Aguas.

tema	parámetro	fuente	estación	período	
				Inicio	fin
Meteorología e hidrografía	Precipitaciones	UACh	Campus Isla Teja	1 ene 1960	31 dic 2015
		METEOCHILE	Aeropuerto Pichoy	1 oct 2011	31 dic 2015
		Arauco[1]	Pichoy	ene 1971	dic 1979
			Datos Valdivia	ene 1980	dic 1997
			Planta Valdivia	ene 1998	mar 2014
	Temperatura suelo	UACh	Campus Isla Teja	1 ene 1960	31 dic 2015
	Caudal río Cruces	DGA	Rucaco	1 ene 1969	31 jul 2015
	Nivel de agua	DGA	Rucaco	1 ene 2000	31 jul 2015

[1] Datos de carácter mensual. Antes de abril del año 2004, la toma de datos fue esporádica.

3.3.2. Análisis de temperatura mínima del aire, precipitaciones y caudal hídrico

Se analizó el registro histórico diario de la temperatura del aire (°C) y precipitaciones (mm) de la UACh entre 1960 y 2015. Desde 1960 a 2010 los datos provienen de la estación

meteorológica del ex - Instituto de Geociencias ubicado en el campus Isla Teja, a partir el 1 de enero al 10 de octubre de 2011 desde la estación meteorológica ubicada en el Fundo Santa Rosa (39°47'18,28'' S y 73°14'4,97''W) y desde 2 de enero de 2012 al 31 de diciembre de 2015 desde la estación meteorológica del Campus Miraflores de la UACh en Valdivia. Los datos de caudales hídricos cubren el período 1970-2015 y provienen de la Dirección General de Aguas (DGA), específicamente de la estación hidrológica localizada en el río Cruces, sector Rucaco.

Los análisis se realizaron en R Core Team (2013). Para el caso específico de las series de tiempo se usaron las funciones *ts*(), *filter*() y *stl*() de la librería *stats*. La función *ts*() permite crear el objeto de la clase serie de tiempo; la función *filter* () se usó realizar alisados de las series mediante promedios móviles, y la función *stl*(), se usó para descomponer aditivamente las series mediante una regresión polinómica local (Loess). Loess es uno de varios métodos modernos de construcción de modelos basados en los clásicos, como la regresión lineal y regresión no lineal. Este método se basa en el cálculo de aproximaciones locales para cada uno de los datos de entrada x_t. Dichas aproximaciones son polinomios de grado muy bajo (un grado 2 suele ser más que suficiente) ajustados mediante mínimos cuadrados, y que sólo tienen en cuenta de forma ponderada los k datos más cercanos al dato x_t en que se calculan.

La descomposición aditiva de una serie de tiempo, se expresa 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 un movimiento suave a lo largo del tiempo que puede ser constante o variable, S_t es la estacionalidad y se supone una oscilación dependiente de la estación y, ε_t corresponde a un ruido blanco compuesto por variaciones aleatorias no explicadas por los otros dos componentes (tendencia y estacionalidad).

Para analizar la tendencia de la serie de datos observados como de las anomalías estandarizadas de la componente de tendencia (T_i) originada desde la decomposicón aditiva de la serie se usó la prueba de Mann-Kendall (Mann 1945, Kendall 1970).

Las anomalías estandarizadas (z_t) corresponden a desviaciones con respecto a la media (x), escaladas por la desviación estándar (sd_{x_t}) de las observaciones (x_t).

$$z_t = \frac{x_t - x}{sd_{x_t}}$$

La finalidad de esta transformación fue remover la influencia de la posición y de la dispersión del conjunto de datos.

3.4. Resultados

3.4.1. Temperatura mínima del aire

Datos

La serie diaria de temperaturas mínimas del aire de la UACh comprende desde 1960 a 2015, pero es discontinua en los siguientes tramos: 1 agosto al 03 de septiembre de 1972, 1 de febrero al 18 de mayo, 12 de octubre al 31 de diciembre de 2011, 25 de febrero al 10 de abril, 17 julio al 31 de julio y 1 noviembre al 1 de diciembre del año 2014.

Los tramos de datos faltantes a serie de la UACh se completaron mediante una distribución uniforme ($U(a,b)$) con el objeto de no tener vacíos en la serie mensual. El supuesto subyacente es que el valor faltante se encuentra entre los valores ocurridos el mismo día-mes del año anterior (a) y el mismo día-mes del año siguiente (b).

Variabilidad histórica: 1960 - 2015

El análisis temporal de las temperaturas mínimas mensuales muestra el patrón típico anual 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 menor valor. A partir de septiembre las temperaturas mínimas mensuales comienzan a ascender rápidamente hasta ubicarse en diciembre por sobre el nivel de los 10 °C (Fig. 3.1).

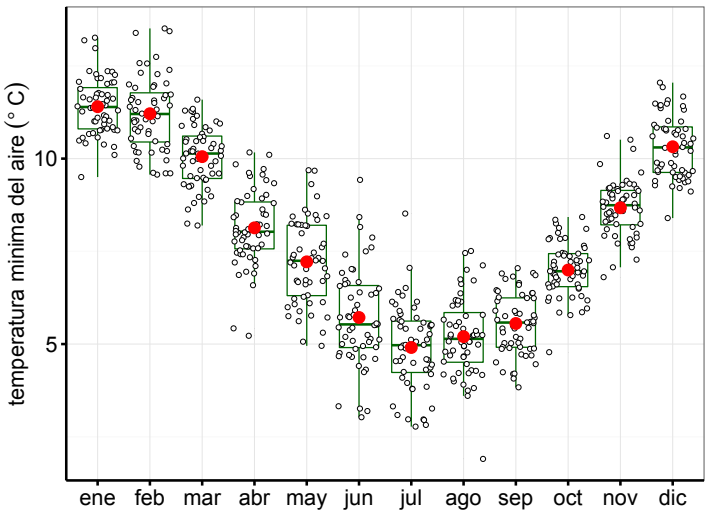


Figura 3.1. Patrón estacional de las temperaturas mínimas del aire en Valdivia. Los círculos negros indican los promedios mensuales desde enero de 1960 a diciembre del año 2015; los puntos de color rojo indican los valores promedios totales.

Descomposición de la serie mensual

La descomposición aditiva de la serie mensual de temperaturas mínimas del aire mediante Loess (Local polynomial regressión fitting), muestra claramente la componente estacional típica de la zona valdiviana y una tendencia no definida (Fig. 3.2).

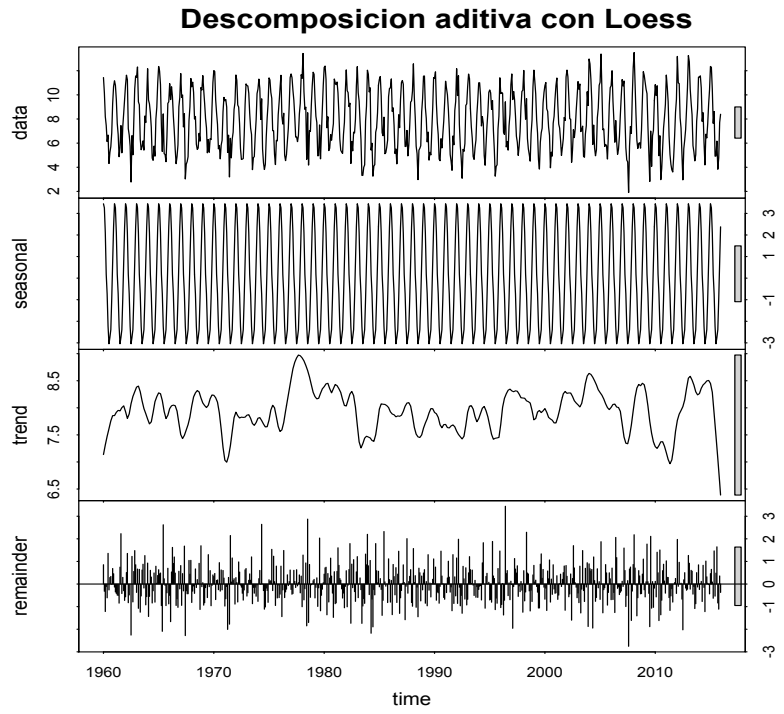


Figura 3.2. Descomposición aditiva con Loess de la serie de temperaturas mínimas mensuales de la zona de Valdivia, desde enero de 1960 a julio de 2015, correspondiente a la serie UACh (1960-2014).

Sin embargo, la tendencia (trend) presenta períodos con temperaturas altas y otros donde predominan temperaturas menores (Fig. 3.3 A). El análisis de la componente de tendencia mediante un modelo lineal, (Fig. 3.3 A), muestra la falta de tendencia de largo plazo de la serie (*p-value* = 0.9731). La prueba de Mann – Kendall sobre las anomalías estandarizadas de la tendencia indica que no existe suficiente evidencia para rechazar la hipotesis de no tendencia (*tau*= 0.0316 *p-value* = 0.2198), de modo que las variaciones observadas en la temperatura mínima mensual en el periodo 1960 a 2015 fueron de carácter aleatorio (Fig. 3.3 B).

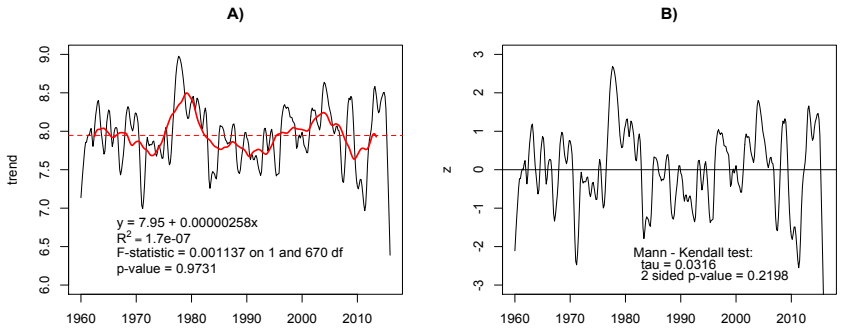


Figura 3.3. A) Tendencia de las temperaturas mínimas mensuales en la zona de Valdivia desde 1960 a 2015, derivada de la descomposición por Loess. La línea roja continua indica el alisado de la serie para un periodo de 120 meses; la línea roja segmentada muestra el ajuste de un modelo lineal a la componente de tendencia.; **B)** serie de anomalías estandarizadas (z) de la componente de tendencia.

Temperaturas mínimas anuales: 1960 - 2015

Las temperaturas mínimas anuales en Valdivia, desde 1960 al 2015, presentan una clara variabilidad interanual, sin mostrar tendencia definida en todo el período (Fig. 3.4 A). El ajuste de un modelo lineal a la serie 1960-2015 y la aplicación de la prueba de Mann-kendall a las anomalías estandarizadas indican que las temperaturas mínimas anuales no presentan tendencia (Fig. 3.4 A y 3.4 B, respectivamente).

Durante todo el período se observa una importante variabilidad interanual registrándose dos eventos, específicamente en los años 1971 y 2011, con temperatura mínimas sobresalientes producto de inviernos muy helados. En el año 1971 entre enero y septiembre las temperaturas mensuales variaron entre 3.19 °C a 6.66 °C y en el años 2011 entre junio a septiembre las temperaturas mensuales estuvieron bajo los 5 °C. Al igual que en la serie mensual, se observan fluctuaciones con periodos que podrían abarcar entre 10 a 11 años.

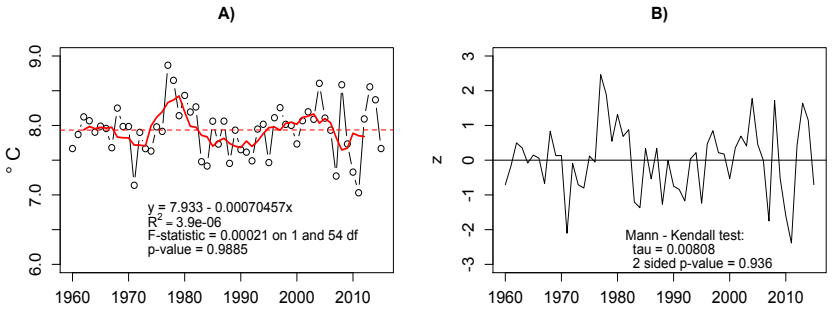


Figura 3.4. A) Temperaturas mínimas anuales promedios en la zona de Valdivia desde 1960 a 2015. La línea roja continua indica el alisado de la serie para un promedio móvil de 5 años; la línea roja segmentada muestra el ajuste de un modelo lineal a la serie.; **B)** Anomalías estandarizadas (z) de la tendencia.

3.4.2. Precipitaciones

Datos

La serie de precipitaciones diarias de la UACh comprende desde 1960 a 2015, pero es discontinua el año 2011, 2014 y 2015. Para el año 2011 existen registros continuos desde el 1 de enero al 10 de octubre. Para el año 2014 existen laguna de datos diarios entre el 25 de febrero al 10 de marzo y otra entre 31 de octubre y 30 de noviembre; y en el 2015 existen datos faltantes entre el 1 de enero y el 16 de abril y tambien desde el 21 al 27 de mayo. Se recopilaron datos de precipitaciones diarias desde la Dirección Meteorológica de Chile, específicamente de la estación del Aeropuerto Pichoy, ubicada en la parte norte del área de estudio (39°39’03,96’’S, 73°04’54,12’’W), para completar los períodos con datos faltantes de la serie de la UACh.

Variabilidad histórica: 1960 - 2015

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, tal como ha sido descrito en trabajos anteriores (UACh

2014; 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. 3.5). 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. En este patrón histórico, la tasa de cambio mensual en las precipitaciones aumenta a partir de abril existiendo; sin embargo, una alta variabilidad entre años (Fig. 3.5). Es así como en algunos años, el período de bajas precipitaciones puede extenderse hasta abril.

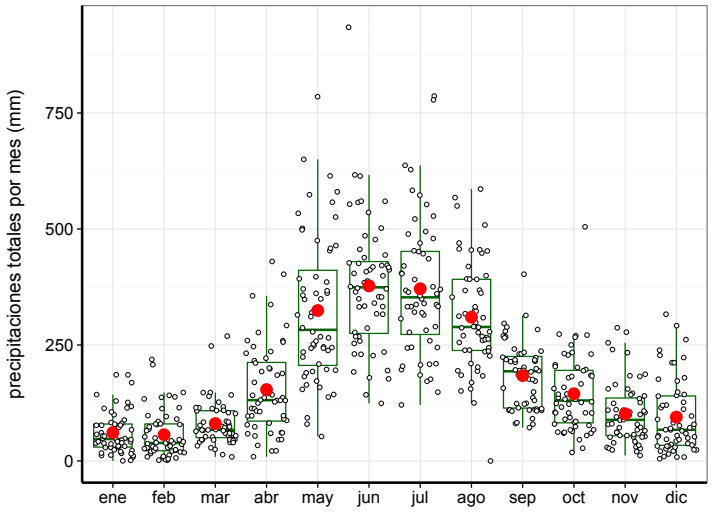


Figura 3.5. Variabilidad mensual y patrón histórico estacional de las precipitaciones registradas entre 1960 y 2015 en Valdivia. Los círculos negros indican las precipitaciones mensuales desde enero de 1960 a diciembre de 2015; los puntos de color rojo indican los valores medios. Fuente de datos: UACh complementados con datos de la Dirección Meteorológica de Chile.

Precipitaciones enero - diciembre de 2015

Las precipitaciones ocurridas durante los meses del año 2015, estuvieron mayoritariamente bajo los promedios históricos de pluviosidad, tanto para serie de

registros de la estación meteorológica campus Miraflores de la UACh como para la estación Pichoy (Fig. 3.6). En julio y agosto las precipitaciones fueron mayores al promedio histórico, llegando a sumar entre el 44 y 51% del total anual, en Pichoy y Valdivia, respectivamente. Durante abril, mes en que históricamente comienza a manifestarse el aumento de las lluvias, las precipitaciones medidas en la estación Pichoy y estación campus Miraflores de la UACh, alcanzaron valores de 126,1 mm y 34,6 mm respectivamente, menores al promedio histórico entre 1960 y 2014. Sólo el registro de la estación Pichoy es comparable al promedio histótico ya que los registros de la estación campus Miraflores de la UACh sólo corresponden una parte del mes (entre el 17 al 30 de abril).

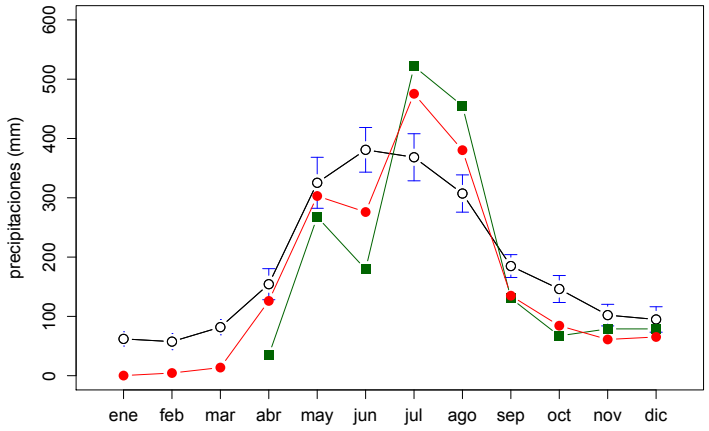


Figura 3.6. Patrón histórico estacional de las precipitaciones medias mensuales registradas entre 1960 y 2014 en Valdivia (círculos negros) y precipitaciones mensuales desde enero a diciembre de 2015 registradas en: 1) la estación pichoy de la Dirección Meteorológica de Chile (puntos rojos) y 2) en la estación Campus Miraflores de la UACh (cuadrados verdes).

Aunque abril del año 2015 presentó precipitaciones más altas que abril del 2014 (57 mm en Pichoy), el comportamiento global se ajusta a lo señalado por González-Reyes & Muñoz (2013), quienes detectaron la ocurrencia de una extensión de la condición estival hacia la estación de otoño acompañada de una concentración más acentuada de las

precipitaciones hacia la estación de invierno junto con un decrecimiento en las precipitaciones anuales entre el año 1901 y el año 2005.

Descomposición de la serie mensual

La descomposición de la serie mensual de precipitaciones se realizó mediante Loess (Local polynomial regression fitting) en R. El método usado detecta fácilmente la estacionalidad, tan evidente de las precipitaciones en el área de Valdivia, sin que se observe una tendencia clara de las precipitaciones entre los años 1960 y 2015 (Fig. 3.7).

En la parte más reciente de esta serie se observa una disminución persistente de las precipitaciones entre el año 2004 y 2015, cubriendo un lapso entre 10 a 15 años (Fig. 3.7).

El análisis de la serie de tendencias (trend) de las precipitaciones obtenida de la descomposición por Loess, indica que además de las fluctuaciones estacionales, existen otras fluctuaciones de mayor período con ciclos de 120 a 156 meses, que originan a nivel decadal oscilaciones en torno a un nivel medio que decrece lentamente hacia los años recientes (Fig. 3.8 A). El ajuste de un modelo lineal indica que la tendencia a disminir de la serie 1960 - 2015, extraida con Loess, es estadísticamente significativa (*p-value* = 6.46e-08) y la prueba de Mann-Kendall (tau = -0.129, *p-value* = 5.58e-07) indica que la hipótesis nula de no tendencia no es soportada por los datos (Fig. 3.8 B).

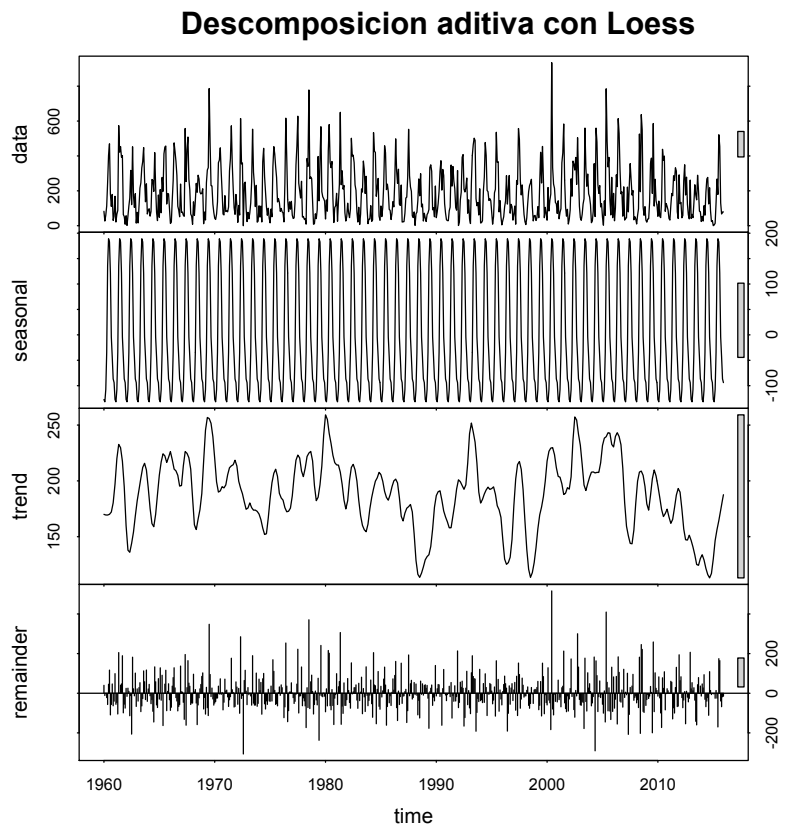


Figura 3.7. Descomposición aditiva con Loess de la serie de precipitaciones mensuales de la zona de Valdivia desde 1960 al 2015, compuestas por la serie UACh (1960-2015) y por los datos de la estación Aeropuerto Pichoy.

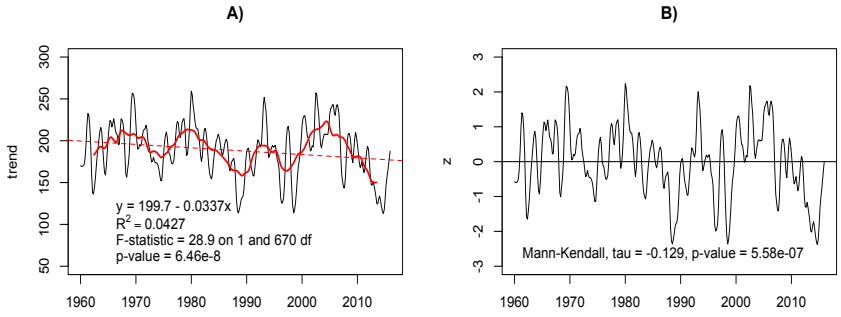


Figura 3.8. A) Tendencia (trend) obtenida a partir de la descomposición aditiva de la serie mensual de las precipitaciones en la zona de Valdivia desde 1960 a 2015, con Loess. La línea roja indica un alisado lineal de la serie con periodo entre 120 a 136 meses. La línea roja segmentada indica el ajuste de un modelo lineal a la tendencia (trend). **B)** Anomalías estandarizadas (z) de la tendencia (trend).

Precipitaciones anuales: 1960 – 2015

Las precipitaciones anuales en Valdivia, presentan también una evidente variabilidad interanual, detectándose una leve tendencia a disminuir en el período 1960 a 2015 (Fig. 3.9 A). El análisis de la serie mediante un modelo lineal muestra que la tendencia observada no es estadísticamente signicativa (*p-value* = 0.1428). La prueba de Mann – Kendall sobre las anomalías estandarizadas de la serie indica que no existe evidencia en los datos para rechazar la hipotesis de no tendencia (*tau*= - 0.135 *p-value* = 0.1435), de modo que las variaciones observadas en las precipitaciones medias anuales en el período 1960 a 2015 siguen un patrón aleatorio (Fig. 3.9 B).

Las precipitaciones bajo el promedio global son más acentuadas en los últimos 25 años. Los valores extremos desde 1989 en adelante son más intensos alcanzando valores menores a 1500 mm y también mayores a los 3000 mm.

En esta serie, se observan fluctuaciones cíclicas de 10 a 13 años entre periodos de menores y mayores precipitaciones (Fig. 3.9 A). Asimismo, se observan al menos dos períodos con una clara tendencia decreciente. El primero entre los años 1978 y 1988 y el segundo entre los años 2003 y 2014. En este último período, se destaca la caída persistente de las precipitaciones en los últimos 7 años.

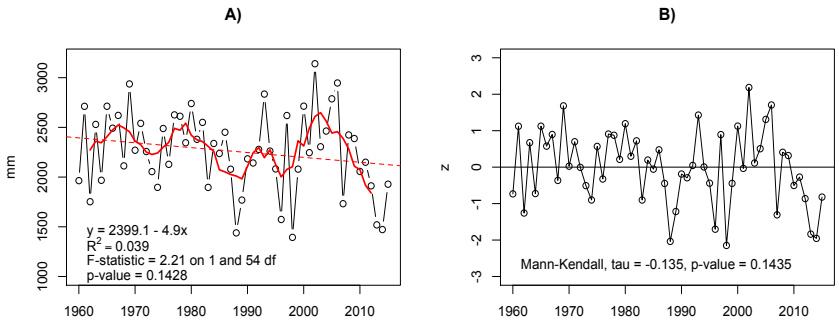


Figura 3.9. A) Serie anual de las precipitaciones en la zona de Valdivia desde 1960 a 2014, compuesta por la serie UACh (1960-2014) y complementada con datos de la Dirección Meteorológica de Chile (estación Aeropuerto Pichoy). La linea roja indica un suavizado lineal de 6 años. La línea roja segmentada corresponde al ajuste de un modelo lineal a los datos, **B)** Anomalías estandarizadas (z) de las temperaturas medias anuales.

La declinación global detectada en la serie anual precipitaciones desde 1900 a 2015 (Mann-Kendall tau = -0.234, p-value = 0.00019), mostrada en la Figura 3.10, concuerda con la disminución anual de las precipitaciones señaladas por CONAMA (2007), Quintana & Aceituno (2012), González-Reyes & Muñoz (2013) y UACh (2014). Esto indica que la tendencia de las precipitaciones anuales de la serie 1960 - 2015, se vio afectada en su significancia estadística por lo corto de la serie de datos.

Quintana & Aceituno (2012) sostienen que una tendencia negativa ha prevalecido a través del siglo XX intensificándose durante los 80 y principios de los 90, señalando que este rasgo también fue descrito por Rusticucci & Penalba (2000), 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 ido acompañado de una extensión de las condiciones estivales hacia parte del otoño y concentración de las precipitaciones en invierno.

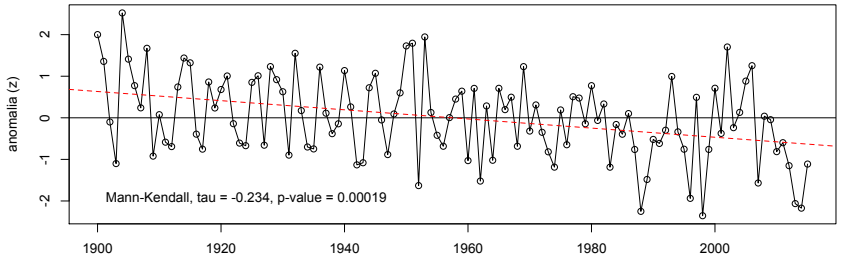


Figura 3.10. Serie anual de anomalías estandarizadas de las precipitaciones en Valdivia desde el año 1900 al 2015. La línea roja segmentada señala el ajuste de un modelo lineal a los datos. Los datos para el periodo 1900 a 1959 fueron obtenidos desde González-Reyes & Muñoz (2013) y desde 1960 a 2015 los recopilados en este estudio.

3.4.3. Caudal hídrico del río Cruces

Datos

La serie de datos diarios del caudal del río Cruces proviene de la Dirección General de Aguas (DGA), específicamente desde la estación de muestreo de Rucaco. Los datos abarcan desde el 1 de enero de 1970 al 31 de julio de 2015. Esta serie presenta algunos períodos con datos faltantes, los cuales fue necesario rellenar para obtener una serie de datos continuos a nivel mensual. El relleno se llevó a cabo seleccionando un valor aleatorio entre los dos valores más cercanos correspondientes al día y mes del año anterior y posterior al dato faltante, lo que equivale a un muestreo aleatorio desde una distribución uniforme.

Variabilidad histórica

Los valores históricos de caudal del río Cruces en el sector de Rucaco, muestran un claro patrón estacional a lo largo del año (Fig. 3.11), distinguiéndose un período de bajos caudales desde enero hasta abril. En mayo, el caudal comienza a aumentar rápidamente para alcanzar su máximo en el mes de julio. En agosto los caudales continuan altos y a medida que se aproxima la primavera los caudales disminuyen a una tasa constante hasta diciembre.

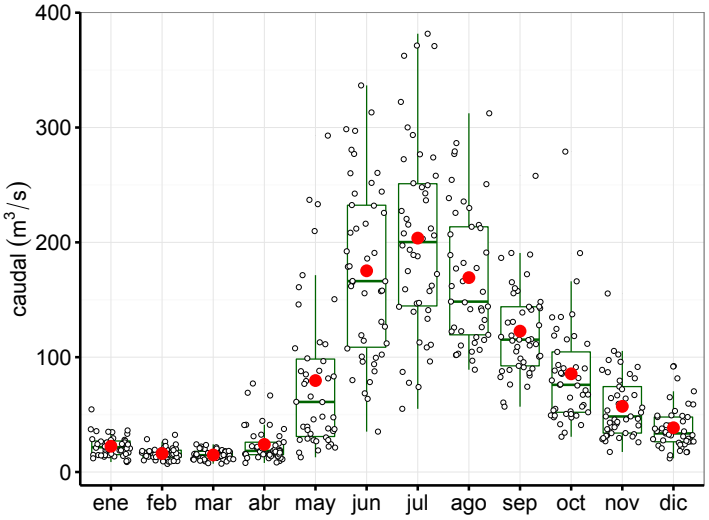


Figura 3.11. Patrón histórico estacional del caudal hídrico del río Cruces en el sector de Rucaco, obtenido a partir de datos diarios registrados por la Dirección General de Aguas entre el 1 de enero de 1970 y el 31 de julio de 2015. Los círculos negros indican los caudales promedios mensuales por año desde enero de 1960 a julio 2015; los puntos de color rojo indican los valores medios totales del mes.

El caudal del río Cruces está claramente correlacionado al patrón estacional de precipitaciones en el área de estudio. La relación entre el caudal promedio anual del río Cruces en Rucaco y las precipitaciones anuales en Valdivia (1970 y 2015) es positiva y puede ser representada por un modelo lineal (Fig. 3.12).

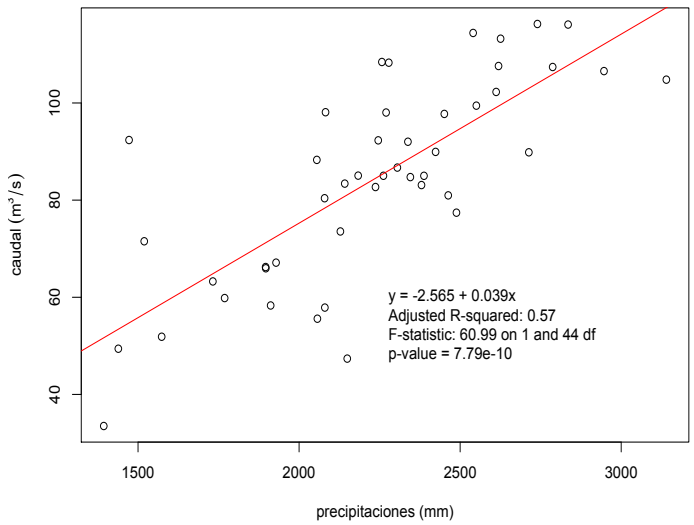


Figura 3.12. Relación lineal entre el caudal medio del río Cruces (sector Rucaco) y las precipitaciones anuales en la zona de Valdivia.

Descomposición de la serie mensual

La descomposición con Loess de la serie mensual muestra claramente la estacionalidad y, la tendencia mensual en los caudales medios del río Cruces en Rucaco (Fig. 3.13). La serie de 55 años muestra la alternancia de períodos con mayores y menores caudales y una aparente tendencia a disminuir

La alternancia de períodos con altos y bajos caudales de escala mayor a la estacional se observa de forma más clara en la Figura 3.14 A), los cuales emergen luego del alisado de la tendencia (trend) con períodos entorno de los 11 años.

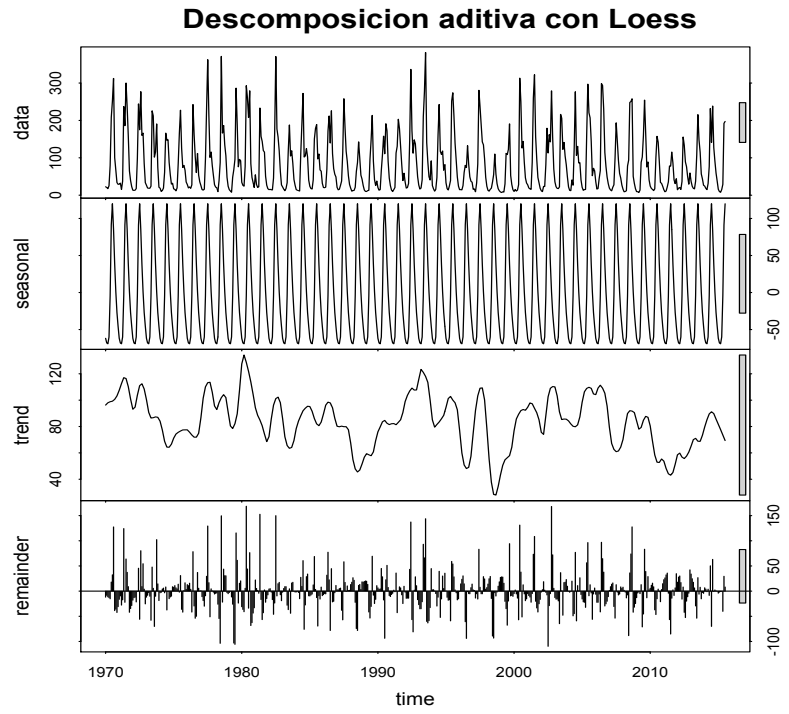


Figura 3.13. Descomposición aditiva con Loess de la serie de caudales medios mensuales en Rucaco desde el 01 enero 1970 al 31 julio de 2015, a partir de datos de la Dirección General de Aguas.

Asimismo, la tendencia (trend) de la serie de caudales medios, aparentemente disminuye de manera suave. El ajuste un modelo lineal a los datos indica que la tendencia observada es significativa (R^2 = 0.086, F = 52.67 con 545 gl, *p-value* = 1,37e-12) tal como se muestra en la Figura 3.14 A). Similar resultado se observa cuando se aplica la prueba de Mann-Kendall a las anomalías estandarizadas de la tendencia (trend) extraida con Loess (Fig. 3.14 B). Estos resultados se ajustan con la tendencia observada en las precipitaciones (*cf.* Fig. 3.10 B).

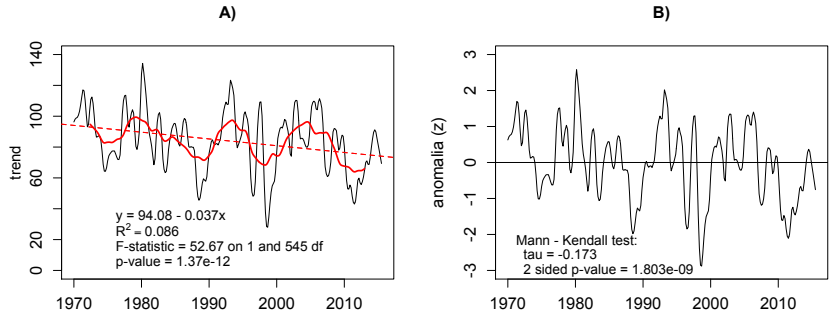


Figura 3.14. A) Análisis de la tendencia (trend) obtenida a partir de la descomposición aditiva de la serie de caudales medios mensuales del río Cruces en Rucaco con Loess. La línea roja continua indica el suavizado de la serie para un período de 120 meses y la línea roja segmentada muestra el ajuste de un modelo lineal a la tendencia (trend). **B)** Anomalías estandarizadas (z) de la tendencia (trend) extraída con Loess de los caudales medios mensuales.

La descomposición de la serie anual de caudales promedios no pudo hacerse con Loess pues esta serie no presenta una estacionalidad definida. Al igual que la serie mensual, la serie anual muestra tramos de 10 a 13 años con caudales altos y bajos y, una aparente disminución de los caudales promedios anuales hacia los años más recientes. El ajuste de un modelo lineal a los datos observados señala que esta tendencia es significativa (R^2 = 0.092, F = 4.451 con 44 gl, *p-value* = 0.0406) tal como se muestra en la Figura 3.15 A). El análisis de la tendencia de las anomalías estadarizadas con la prueba de Mann-Kendall (tau= - 0.185, 2 sided p-value = 0.072) indica que no existe evidencia suficiente en los datos para para rechazar la hipótesis nula de no tendencia (Fig. 3.15 B).

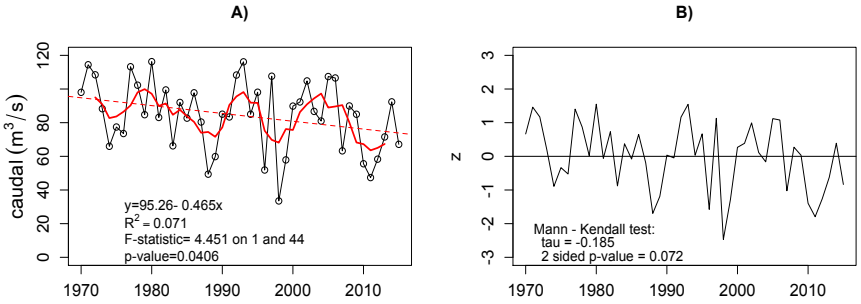


Figura 3.15. Análisis de la serie de caudales medios anuales del río Cruces en Rucaco entre 1970 y 2015: **A)** Alisado de la serie para un promedio móvil de 5 años (la línea roja continua) y el ajuste de un modelo lineal (línea rojas segmentada) y, **B)** Anomalías estadarizadas (z) de la serie.

3.4.4. Nivel del espejo de agua

Datos

Se analizó una serie de datos diarios del nivel del espejo de agua desde el 1 enero del 2000 al 31 de julio de 2015, recopilados en la estación hidrológica de Rucaco, de la Dirección General de Aguas. La serie en cuestión fue construida considerando todas las mediciones diarias y desde las cuales se obtuvo el nivel mínimo para efecto del análisis. Datos faltantes para días específicos fueron llenados mediante un valor aleatorio obtenido desde una distribución uniforme, restringido a los valores del día anterior y posterior.

Variabilidad histórica (2000 - 2015)

Se observa un claro patron estacional a lo largo del año. En la estación estival los niveles o altura del espejo de agua en Rucaco son bajos, principalmente en febrero y parte de marzo. A mediados de abril el nivel de las aguas comienza un marcado y vertiginoso aumento para alcanzar durante julio y agosto sus mayores niveles. Con la llegada de la primavera la altura del agua comienza a disminuir para alcanzar en el verano los menores valores (Fig. 3.16).

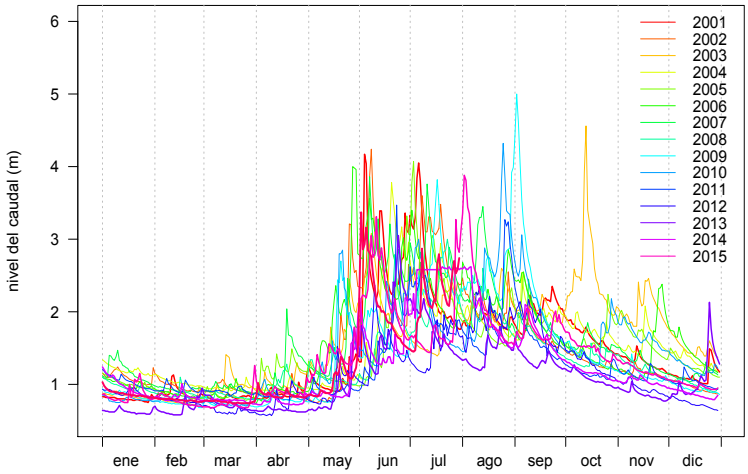


Figura 3.16. Patron y variabilidad estacional del nivel del espejo de agua en el sector de Rucaco, río Cruces, entre el año 2000 y 2015.

En la Figura 3.16 se observa que los menores valores del nivel del espejo de agua ocurrieron hacia los años más recientes de la serie; específicamente, entre los años 2011 a 2014, durante el verano. De manera similar se observan hechos esporádicos de aumento del nivel del agua durante la estación de primavera e inicios de verano (octubre - diciembre). En el año 2002, el pick observado está correlacionado a un período lluvioso entre el 30 de septiembre y 18 de octubre, en el cual, el día 12 de octubre registró una precipitación excepcional de 155,7 mm de agua caída. En este mismo año los picos de noviembre y diciembre, también pueden ser explicados por las precipitaciones ocurridas. Idéntica justificación puede darse para los picks de diciembre de los años 2006 y 2012.

Descomposición de la serie diaria

La serie diaria de altura o niveles del espejo de agua en Rucaco muestra la estacionalidad esperada, dada la fuerte correlación con las precipitaciones, asimismo es

posible observar que la serie presenta una tendencia, detectándose una declinación importante entre el año 2005 y 2012 (Fig. 3.17).

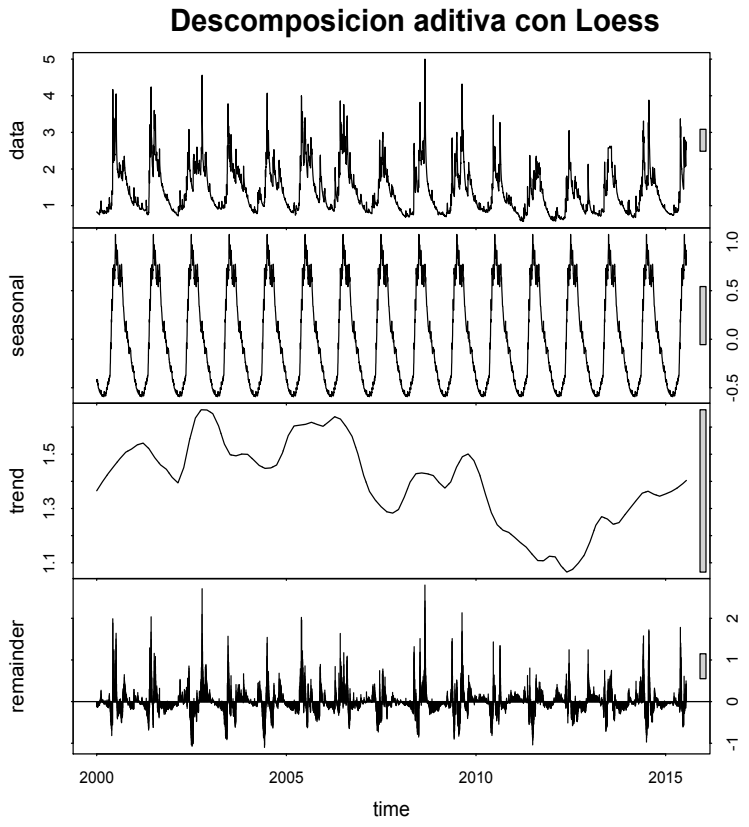


Figura 3.17. Descomposición aditiva de la serie de niveles diarios del espejo de agua en el sector de Rucaco, río Cruces, entre el año 1 enero de 2000 y 31 de julio de 2015.

Un análisis más detallado de la señal de tendencia (trend), mediante el ajuste de un modelo lineal y la aplicación de la prueba de Mann-Kendall a las anomalías entandarizadas ratificaron lo observado e indican que esta serie presenta una disminución hacia los años

más recientes (Fig. 3.18), lo cual es coincidente con la misma tendencia observada en las precipitaciones, tanto en la serie de largo plazo (Fig. 3.8 y 3.10) como en la serie diaria para un período similar a la del espejo de agua (Fig. 3.19).

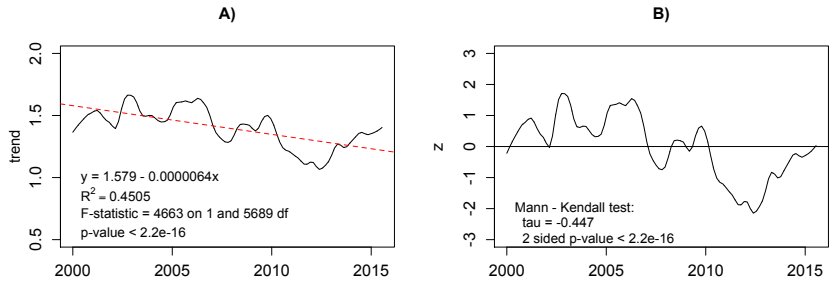


Figura 3.18. Análisis de la componente de tendencia de los niveles del espejo de agua del río Cruces en Rucaco entre el 1 de enero de 2000 y el 31 julio de 2015: **A)** Ajuste de un modelo lineal (línea rojas segmentada) y, **B)** Anomalías estadarizadas (z) de la serie.

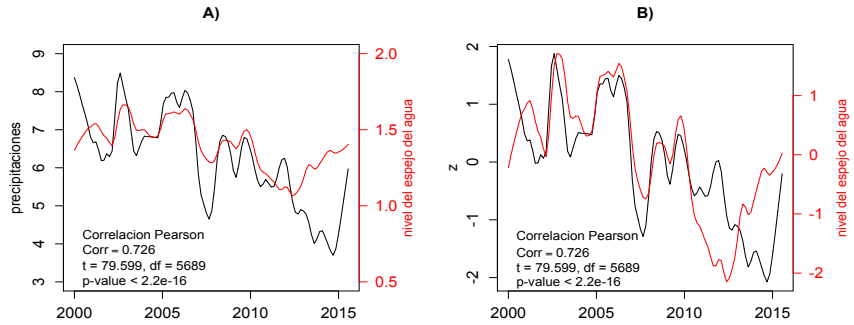


Figura 3.19 Correlación de las tendencia (**A)**) y de las anomalías estandarizadas (z) (**B)**) de las precipitaciones y nivel del espejo de agua los niveles del espejo de agua del río Cruces en Rucaco entre el 1 de enero de 2000 y el 31 julio de 2015.

3.5. Conclusiones

• Las temperaturas mínimas del aire registradas desde 1960 a 2015, muestran una marcada 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^{o}C) y luego comenzar su asenso a partir de septiembre.

• La variación promedio de las temperaturas mínimas mensuales a través de los años no muestra tendencias a aumentar o disminuir; sin embargo, se observan fluctuaciones con periodicidad en torno a los 120 meses.

• A nivel anual, la temperatura mínima del aire muestra la misma tendencia y estacionalidad observada a nivel mensual; es decir, con fluctuaciones a nivel de décadas en torno al promedio sin tendencia secular durante el período analizado.

• La serie histórica mensual de precipitaciones (1960-2014), muestra que las lluvias comienzan a incrementar en otoño, específicamente hacia fines el mes de abril, para alcanzar su máximo entre junio y agosto.

• Fuera de la estacionalidad de las precipitaciones, se observa también, tanto en la serie mensual como anual, fluctuaciones a nivel de décadas en torno a un nivel promedio el cual presenta una tendencia lenta de largo plazo a disminuir.

• La serie de precipitaciones muestra un decaimiento entre 1960 y 2013, coincidente con el decrecimiento significativo de las precipitaciones anuales desde 1901 al 2005 señalado por González-Reyes & Muñoz (2013).

• El periodo de baja pluviosidad del año 2014, típica de la época estival, se extendió hasta fines de abril, lo cual armoniza con lo indicado por González-Reyes & Muñoz (2013), quienes indican la existencia una extensión de las condiciones estivales hacia parte del otoño y una concentración más acentuada de las precipitaciones en los meses de invierno.

• Durante el año 2015, el total de agua caída en abril no superó el promedio de sus precipitaciones históricas.

• La serie histórica mensual de los caudales hídricos y espejo de agua del río Cruces en Rucaco, muestra una estacionalidad marcada entre invierno y verano, la cual se asocia de manera directa y significativa con la estacionalidad de las precipitaciones en el área de Valdivia. El patrón histórico indica que el caudal y el alza del nivel del espejo de agua comienza a incrementar en otoño (específicamente en el mes de abril) y alcanza su máximo en julio.

3.6. Referencias

CONAMA. 2007. Final report: Study about climate variability in Chile during the 21 st century. Comisión Nacional sobre Medio Ambiente, Santiago-Chile, 63 pp.

González-Reyes, A., A.A. Muñoz. 2013. Cambios en la precipitación de la cuidad de Valdivia (Chile) durante los últimos 150 años. *Bosque* (Valdivia) 34: 191-200. Chile. DOI: 10.4067/S0717-92002013000200008.

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

Kendall M.G. 1970. Rank Correlation Methods, 2nd Ed., New York: Hafner.

Koppe C., G. De Long. 1958. Weather and Climate. McGraw-Hill Company, Inc., New York, Toronto, London. 341 p.

Mann H.B. 1945. Nonparametric tests against trend. Econométrica 13: 245-259.

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

R Core Team. 2013. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL http://www.R-project.org/.

Reyes J.C. 1981. Características de las precipitaciones de Valdivia: 1960-1976. Tesis. Universidad Austral de Chile, Valdivia, 1981.

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

UACh. 2009. Informe Final. Recopilación y análisis de información en apoyo psara la elaboración del anteproyecto de la norma secundaria de calidad ambiental, para la protección de las aguas de la cuenca del río Valdivia. Junio de 2009. 220 pp.

UACh. 2014. Informe final: 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. Marzo de 2014. 374 pp.

4. COMPONENTES DEL PROGRAMA

A continuación se describen los resultados de la etapa correspondiente al primer año del Programa de Monitoreo Ambiental del HRC; esta corresponde al período abril 2015 - marzo 2016.

4.1. COMPONENTES ABIÓTICOS

4.1.1. CALIDAD DEL AGUA

4.1.1.1. Objetivos

Medir y analizar en el agua superficial los siguientes parámetros:

- Temperatura, pH, conductividad y sólidos disueltos totales.
- Sólidos suspendidos totales (particulados) y transparencia.
- Oxígeno disuelto, demanda bioquímica (DBO_5) y química (DQO) de oxígeno.
- Carbono orgánico total.
- Nutrientes (Amonio, Nitrato, Nitrito, Nitrógeno total, Fosfato o Fósforo soluble y Fósforo total).
- Bacterias coliformes totales y fecales.

• Sulfatos y Cloruros.

• Metales pesados (fracción disuelta y particulada) (Hierro, Aluminio, Manganeso, Cobre, Zinc, Plomo, Cadmio, Arsénico y Mercurio).

• Ácidos grasos, Ácidos resínicos y compuestos Órgano-Halogenados Adsorbibles (AOX).

• Dioxinas y Furanos (17 congéneres incluidos en el Convenio de Estocolmo de 2001).

4.1.1.2. Material y métodos

Los muestreos estacionales destinados al análisis de los parámetros mencionados en el punto 4.1.1.1 para el Monitoreo actualizado del HRC y sus ríos tributarios, se realizaron en ocho estaciones (Fig. 4.1.1.1 y Tabla 4.1.1.1) y en dos campañas de muestreo durante los meses de abril (menor caudal hídrico) y julio (mayor caudal hídrico) del año 2015. Además de lo anterior, se recolectaron datos mensuales de temperatura, pH, sólidos suspendidos totales, sólidos totales disueltos, oxígeno disuelto (porcentaje de saturación y concentración en mg/L) en el agua superficial de esas ocho estaciones en las cuales también se midió la transparencia del agua (disco Secchi), con el objetivo de realizar análisis comparativos con los resultados obtenidos en el Programa de Diagnóstico del HRC.

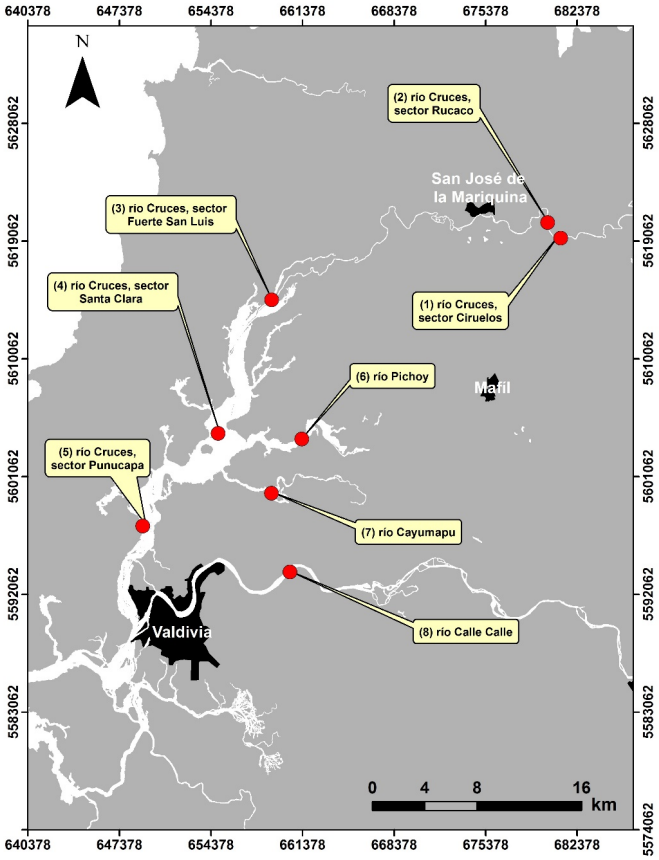


Figura 4.1.1.1. Ubicación de los sitios de muestreo (1 a 8) para análisis de calidad del agua en el área de estudio.

Tabla 4.1.1.1. Estaciones y fechas de muestreos de la calidad del agua durante abril y julio de 2015 en el área de estudio.

Estaciones	período de menor caudal	período de mayor caudal
Porción superior del río Cruces (sector límnico)		
1 (sector Ciruelos)	08-abr-2015	27-jul-2015
2 (sector Rucaco)	08-abr-2015	27-jul-2015
Eje central del río Cruces (sector estuarial)		
3 (sector Fuerte San Luis)	08-abr-2015	27-jul-2015
4 (sector Santa Clara)	07-abr-2015	28-jul-2015
5 (sector Punucapa)	09-abr-2015	28-jul-2015
Ríos tributarios del río Cruces (sector estuarial)		
6 (río Pichoy interior)	07-abr-2015	28-jul-2015
7 (río Cayumapu interior)	07-abr-2015	28-jul-2015
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios		
8 (río Calle Calle)	09-abr-2015	28-jul-2015

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

• Recolección de agua superficial (*ca.* 20 cm de profundidad) con: i) balde plástico (limpiado químicamente con detergentes no iónicos y enjuagados con agua des ionizada y agua Tipo I) para llenar envases de vidrio previamente tratados para los análisis de Sulfatos, Cloruros, Oxígeno disuelto, DBO_5, DQO y compuestos orgánicos, y ii) vara de PVC con frascos limpios Nalgene® en su extremo para obtener agua, para los análisis de metales pesados y así evitar la eventual contaminación de las muestras por la cercanía de la embarcación.

• Temperatura, pH, conductividad y sólidos disueltos: uso de sonda multi-paramétrica para mediciones *in situ* (Unidades: °C, unidades de pH, µmS/cm y mg/L, respectivamente).

• Sólidos suspendidos totales o particulados y transparencia: método gravimétrico (Unidad: mg/L) y Disco Secchi (Unidad: cm).

• Oxígeno disuelto: uso de sonda multi-paramétrica para mediciones *in situ* y titulación por Método de Winkler (A Manual of Chemical and Biological Methods for Seawater Analysis, First edition. Timothy R Parsons; Yoshiaki Maita; Carol M Lalli, 1984).

• Demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5): Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21st Edition. 2005. Method 5210 B.

• Demanda química de oxígeno (DQO): Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21st Edition. 2005. Method 5220.

• Carbono orgánico total: método de combustión catalítica (Unidad: % C).

• Nutrientes: (Amonio, Nitrato, Nitrito, Nitrógeno total, Fosfato o Fósforo soluble y Fósforo total): mediante absorción molecular (Unidades: mg/L, excepto amonio en µmol/L).

• Bacterias coliformes totales y fecales: metodología de cultivo y recuento de colonias (NMP/100 ml).

• Sulfatos: gravimetría. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater. 21st Edition. 2005. 4500-SO42-C y/o Cromatografía Iónica. EPA Method 300.0.

• Cloruros: volumetría. NCh2313/32.Of199 y/o Cromatografía Iónica. EPA Method 300.0.

• Metales pesados: i) separación de la fracción disuelta de la particulada mediante filtración de las muestras con una membrana de 0,45 µm de tamaño de poro, y ii) cuantificación mediante espectroscopía de masa de plasma inductivamente acoplado (ICP-MS). Análisis de Mercurio por espectrometría de absorción atómica de vapor frio (Unidades: metales disueltos: µg/L y metales particulados: µg/g).

• Ácidos grasos: cromatografía gaseosa con detección de masa (Unidad: µg/L).

• Ácidos resínicos: cromatografía gaseosa con detección de masa (Unidad: µg/L).

• Órgano-Halogenados Adsorbibles (AOX): titulación microcoulombimétrica con adsorción en carbono activado (Unidad: mg/L).

• Dioxinas y Furanos: Cromatografía gaseosa de alta resolución con detección de masa de alta resolución (HRGC/HRMS) y preparación automática de muestras (FMS) utilizando Extracción en Fase Sólida (SPE) (Unidad: ng/L).

Análisis estadísticos

Los análisis estadísticos realizados consideran que los sectores predefinidos en el área de estudio, representan una variación tal, que es posible categorizarlos como sigue:

• 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. 4.1.1.1).

• EE = eje estuarial y central del río Cruces; es decir, la parte del río afectada por mareas. Incluye las estaciones 3 (Fuerte San Luis), 4 (Santa Clara) y 5 (Punucapa) (Fig. 4.1.1.1).

• T = ríos tributarios del humedal del río Cruces; es decir, ríos afectados por mareas - estuarios - y que se comunican con el eje central del mismo río. Incluye las estaciones 6 (Pichoy) y 7 (Cayumapu) (Fig. 4.1.1.1).

• F = fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios; área afectada por mareas. Incluye la estación 8 (Calle Calle) (Fig. 4.1.1.1).

De igual forma, la variabilidad registrada en las campañas de los años 2014 y 2015 permite categorizar la variabilidad temporal inter-anual. Así, en los análisis posteriores, ambas variables categóricas son consideradas como factores fijos. El análisis de las variables estudiadas se enfocó 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): **sectores del área de estudio y las campañas realizadas en ambos años de muestreo (2014 y 2015)**, ambos considerados como factores fijos. En estos análisis, cuando los valores de cada variable fueron menores al límite de detección de la técnica, se usó dicho valor límite como representativo de cada muestra. En general, 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* observadas (plot Q-Q), permite inspeccionar visualmente la distribución de la variable. Este análisis fue realizado sobre las variables crudas y los residuos del modelo analizado de ANDEVA. 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 a fuertes desviaciones de la normalidad. La Prueba de Levene se aplica cuando la variable proviene de una distribución contínua pero no necesariamente normal, dado que la misma considera la distancia de la observación a la mediana en lugar de la media (esto la hace más robusta en análisis de muestras pequeñas). Cuando no se cumplieron estos supuestos se aplicó la prueba de Kruskall-Wallis para comparar entre niveles de los factores principales (sectores y años 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 poblaciones (muestras) a comparar son independientes y tomadas aleatoriamente desde una muestra con distribución contínua, y ii) las distribuciones de las muestras a comparar son de la misma forma.

En general, los datos fueron analizados sin transformaciones. 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 transformados, usando arcoseno de la raíz cuadrada del dato previo a la aplicación de

ANDEVA. Se transformaron además los valores de otras variables, cuyas desviaciones de normalidad se transformaron mediante logaritmo en base 10. Tales transformaciones se detallan en cada tabla de ANDEVA.

Luego de la aplicación del ANDEVA y en aquellos casos en que los factores principales sectores y campañas de muestreo, evidenciaron diferencias significativas ($p < 0,05$), se aplicó la prueba *a posteriori* de Tukey para determinar que 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) se fijó en 0,05. Los resultados de las pruebas de Tukey, se resumieron estableciendo relaciones de igualdad *vs* desigualdad entre niveles de cada factor. Todos los procedimientos anteriores se realizaron usando el módulo Generalized Linear Models implementado en MINITAB v13 (MINITAB 2003).

El **Análisis Multivariado** consideró el uso de Análisis Multivariado de Varianza (MANOVA), para evaluar si existen diferencias entre sectores y entre campañas de muestreo y si estas son producidas por grupos de los parámetros físicos o químicos analizados (*cf.* Tabachnick & Fidell, 2013). Esta prueba se basó en el uso de Wilks (lamba) como estadígrafo de prueba (Ramajo *et al*., 2013). Además, se utilizó Análisis Discriminante (DFA) sobre los datos físico-químicos para visualizar las diferencias espaciales entre diferentes sectores y campañas de muestreo y para examinar el éxito en la reclasificación de las muestras, recolectadas en esos sectores y campañas. Dada las diferencias en tamaños muestreales a través de sectores y campañas, la probabilidad *a priori* del modelo cuadrático de DFA, fue definida a partir de los tamaños observados de cada muestra. La estimación de éxito en la matriz de reclasificación fue validada utilizando métodos de aleatorización ("Jacknife"). Todos estos análisis fueron implementados mediante el uso del módulo Análisis Discriminante clásico implementado en SYSTAT v14.

4.1.1.3. Resultados

Temperatura, pH, conductividad y sólidos disueltos totales (SDT)

Las Tablas 4.1.1.2 a 4.1.1.5, muestran la variabilidad espacial y temporal de la temperatura, pH, conductividad y sólidos disueltos totales durante los meses de abril, mayo y julio de 2014, abril a diciembre de 2015 y enero a marzo 2016.

Los datos de los meses correspondientes al año 2014 fueron generados durante la ejecución del Programa de Diagnóstico del HRC, mientras que los correspondientes al año 2015 y verano 2016 corresponden al primer año del Monitoreo Ambiental del HRC.

En términos generales, la variabilidad espacial de la temperatura durante cada muestreo fue bastante homogénea, con la ocurrencia general de valores más altos en el eje central del río Cruces y ríos tributarios (Tabla 4.1.1.2).

Tabla 4.1.1.2. Comparación interanual de la temperatura (°C) en aguas superficiales del eje central del río Cruces y ríos Pichoy, Cayumapu y Calle Calle.

	temperatura (°C)														
estaciones	**2014**			**2015**									**2016**		
	abr	**may**	**jul**	**Abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**	**ene**	**feb**	**mar**
Eje central del río Cruces (sector límnico)															
1 (sector Ciruelos)	13,1	10,1	10,3	16,2	12,7	10,4	10,5	11,0	10,8	12,6	14,2	14,9	20,2	20,1	18,3
2 (sector Rucaco)	13,6	10,4	10,5	17,0	13,4	10,5	10,6	10,3	11,2	12,0	14,7	14,7	20,8	19,8	18,7
Eje central del río Cruces (sector estuarial)															
3 (sector fuerte San Luis)	13,8	10,4	11,7	16,5	12,7	10,9	10,5	10,5	11,2	11,9	16,2	16,2	22,4	21,4	19,3
4 (sector Santa Clara)	14,7	10,0	10,5	17,2	13,5	10,2	10,8	11,1	12,7	14,9	16,7	18,1	24,4	22,8	21,2
5 (sector Punucapa)	15,1	11,6	10,4	17,7	13,5	10,3	11,0	11,4	12,6	14,9	17,5	19,3	23,5	22,7	20,7
Ríos tributarios del río Cruces															
6 (sector Pichoy)	13,3	8,8	10,2	15,7	12,6	9,6	10,5	10,7	11,8	12,9	14,3	16,8	23,2	22,0	20,3
7 (sector Cayumapu)	15,1	9,8	10,1	17,4	13,3	10,1	10,5	10,7	13,0	15,4	17,9	19,6	23,8	22,6	20,9
Fuera del humedal del río Cruces y ríos tributarios															
8 (sector Calle Calle)	15,6	11,6	10,1	17,8	14,0	12,2	10,4	10,3	11,0	11,8	14,0	16,5	22,2	21,7	20,1

Aun cuando no se encontró un patrón definido de variabilidad espacial del pH, los datos muestran que en general los valores más altos ocurrieron en el sector estuarial del área de estudio (Tabla 4.1.1.3).

Tabla 4.1.1.3. Comparación interanual del pH en aguas superficiales del eje central del río Cruces y ríos Pichoy, Cayumapu y Calle Calle.

.

	pH														
estaciones	**2014**			**2015**									**2016**		
	abr	**may**	**jul**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**	**ene**	**feb**	**mar**
Eje central del río Cruces (sector límnico)															
1 (sector Ciruelos)	7,0	7,6	7,0	7,5	8,1	6,6	7,2	6,6	8,0	8,0	7,8	7,3	8,3	8,8	8,2
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	8,1	8,2	8,1
Eje central del río Cruces (sector 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	9,3	9,1	9,0
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	7,9	7,9	7,7
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	8,1	7,7	8,2
Ríos tributarios del río Cruces															
6 (sector 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	8,0	8,0	8,4
7 (sector Cayumapu)	7,5	7,4	7,4	7,5	8,0	6,6	7,2	6,8	7,5	7,9	7,7	7,6	8,4	8,2	8,3
Fuera del humedal del río Cruces y ríos tributarios															
8 (sector Calle Calle)	7,6	7,1	6,7	7,6	7,6	7,8	7,1	7,4	7,9	9,3	7,9	7,5	7,8	9,0	8,8

La conductividad del agua superficial mostró valores más altos y mayor heterogeneidad espacial durante los muestreos de abril 2014, abril y mayo 2015 y verano del año 2016 (Tabla 4.1.1.4). Tales fechas corresponden a los meses de menor caudal hídrico y consecuentemente, hay mayor intrusión salina al HRC (hasta aproximadamente la estación 4, Santa Clara).

Las conductividades del agua de las estaciones de Ciruelos y Rucaco (sector límnico del área de estudio), fueron similares a las del río Calle Calle durante la mayor parte del año con la excepción de los meses estivales o época de menor caudal hídrico; durante esos meses la conductividad del agua fue mayor en Rucaco *vs.* Ciruelos (en algunos meses hasta aproximadamente 4 veces más alta; Tabla 4.1.1.4).

Tabla 4.1.1.4. Comparación interanual de la conductividad (µS/cm) en aguas superficiales del eje central del río Cruces y ríos Pichoy, Cayumapu y Calle Calle.

	conductividad (µS/cm)														
estaciones	**2014**			**2015**									**2016**		
	abr	**may**	**jul**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**	**ene**	**feb**	**mar**
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	38,9	40,5	40,6
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	128,7	158,8	165,8
Eje central del río Cruces (sector 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	115,3	155,2	159,1
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	228,4	332,2	1142,0
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	824	1815,3	4840,3
Ríos tributarios del río Cruces															
6 (sector 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	38,4	43,2	94,6
7 (sector Cayumapu)	286,6	36,0	20,0	1587,7	560,0	32,7	22,6	21,0	23,4	30,6	35,4	39,5	113,3	165,6	607,0
Fuera del humedal del río Cruces y ríos tributarios															
8 (sector Calle Calle)	39,2	30,0	27,0	44,8	34,9	32,0	24,8	24,6	28,3	31,1	33,0	32,9	42,2	43,0	47,5

La variabilidad temporal y espacial de las concentraciones de sólidos disueltos totales, tuvo un patrón similar al descrito para los valores de conductividad del agua superficial, lo que se evidencia al comparar los valores de las Tablas 4.1.1.4 y 4.1.1.5.

Tabla 4.1.1.5. Comparación interanual de los sólidos disueltos totales (mg/L) en aguas superficiales del eje central del río Cruces y ríos Pichoy, Cayumapu y Calle Calle. SD = sin datos.

	sólidos disueltos totales (SDT) (mg/L)														
estaciones	**2014**			**2015**									**2016**		
	abr	**may**	**jul**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**	**ene**	**feb**	**mar**
Eje central del río Cruces (sector límnico)															
1 (sector Ciruelos)	28,0	22,0	17,0	SD	29,3	17,6	16,9	23,4	18,9	19,5	22,1	21,5	28,0	29,3	30,6
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	91,0	114,4	122,9
Eje central del río Cruces (sector 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	78,9	108,3	115,9
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	149,7	226,2	799,4
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	552,5	1235,0	3419,0
Ríos tributarios del río Cruces															
6 (sector Pichoy)	26,0	24,0	17,0	SD	78,7	22,1	18,6	17,6	20,2	20,8	20,2	18,9	25,8	29,9	67,6
7 (sector Cayumapu)	230,0	33,0	18,0	SD	468,0	29,9	20,8	18,9	23,4	24,1	26,7	28,6	75,2	112,9	429,0
Fuera del humedal del río Cruces y ríos tributarios															
8 (sector Calle Calle)	31,0	27,0	25,0	SD	28,6	27,3	22,75	22,1	25,4	26,9	27,3	25,4	29,9	29,9	33,8

Sólidos suspendidos totales (SST) y transparencia del agua

Las Tablas 4.1.1.6 y 4.1.1.7 muestran la variabilidad espacio temporal en el contenido de sólidos suspendidos totales (SST) y transparencia del agua, durante el periodo 2014 - 2016. En términos generales, el contenido de SST fue menor durante el período estival y mayor durante el período invernal. Esta variabilidad temporal está probablemente relacionada con el aumento del caudal hídrico durante el invierno, resultando en mayor escorrentía hacia los cauces y consecuentemente, mayor concentración de SST.

Tabla 4.1.1.6. Comparación interanual en la concentración de sólidos suspendidos totales (mg/L) en aguas superficiales del eje central del río Cruces y ríos Pichoy, Cayumapu y Calle Calle.

	SST (mg/L)														
estaciones	**2014**			**2015**									**2016**		
	abr	**may**	**jul**	**abr**	**may**	**Jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**	**ene**	**feb**	**mar**
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	7,1	4,4	3,0
2 (sector Rucaco)	4,5	18,2	18,7	2,3	2,6	8,9	5,6	13,3	8,3	3,6	3,6	25,4	3,5	2,5	2,2
Eje central del río Cruces (sector 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	3,7	3,6	5,1
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	6,7	4,8	4,4
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	9,2	7,5	9,6
Ríos tributarios del río Cruces															
6 (sector Pichoy)	4,6	2,5	29,5	3,5	2,5	3,2	6,2	7,2	3,2	2,9	6,4	6,6	7,3	7,7	3,0
7 (sector Cayumapu)	3,2	4	7,6	2,5	12,2	4,6	5,2	8,3	6,4	3,5	7,5	7,8	7,8	5,2	4,3
Fuera del humedal del río Cruces y ríos tributarios															
8 (sector Calle Calle)	2,2	6,2	16,1	2,1	3,6	12,9	14,4	11,3	6,3	2,4	2,0	2,0	1,7	2,3	2,5

La transparencia del agua fue en general menor durante las campañas realizadas en los periodos de alto caudal hídrico (Tabla 4.1.1.7) correspondientes a los meses de julio y agosto, situación probablemente relacionada a la mayor escorrentía y arrastre de material particulado desde las laderas u orillas de la cuenca a los cuerpos hídricos estudiados y la resuspendión por aumento en la velocidad del caudal. La transparencia del agua varió inversamente con la concentración de sólidos suspendidos totales; *i.e.,* a mayores concentraciones de sólidos suspendidos totales, menor fue la transparencia del agua y *viceversa* (*cf.* Tablas 4.1.1.6 y 4.1.1.7).

Tabla 4.1.1.7. Comparación interanual de la transparencia (m) en aguas superficiales del eje central del río Cruces y ríos Pichoy, Cayumapu y Calle Calle. * = debido al bajo caudal del río durante algunos muestreos, no fue posible obtener una medida real de transparencia ya que en estas estaciones el fondo era claramente visualizado y no estaba a más de 30 a 40 cm de profundidad.

	transparencia (m)														
estaciones	**2014**			**2015**									**2016**		
	abr	**may**	**jul**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**	**ene**	**feb**	**mar**
Eje central del río Cruces (sector límnico)															
1 (sector Ciruelos)	*	0,8	0,7	*	*	1,0	*	*	*	*	*	*	*	*	*
2 (sector Rucaco)	*	0,9	0,5	*	*	1,0	*	*	*	*	*	*	*	*	*
Eje central del río Cruces (sector 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	1,8	1,7	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	1,8	2,6	2,7
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	1,4	1,7	2,0
Ríos tributarios del río Cruces															
6 (sector 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	1,7	1,8	2,8
7 (sector Cayumapu)	2,5	2,5	1,0	4,5	4,0	2,3	1,5	1,5	2,1	2,5	1,7	1,7	1,6	2,1	2,6
Fuera del humedal del río Cruces y ríos tributarios															
8 (sector Calle Calle)	6,6	1,5	1,3	4,0	4,3	1,4	2,5	1,4	1,6	3,8	4,1	4,0	5,5	4,1	3,7

Oxígeno disuelto y saturación de oxígeno

Las Tablas 4.1.1.8 y 4.1.1.9, muestran la variabilidad en la concentración y porcentaje de saturación de oxígeno durante las campañas realizadas durante los años 2014 y 2015.

Los valores de concentración de oxígeno estuvieron casi en su totalidad cercanos o sobre los 8 mg/L. En general, los valores más bajos se registraron durante el verano del año 2016 (Tabla 4.1.1.8).

En general, los porcentajes más bajos de saturación de oxígeno ocurrieron durante meses invernales y en el eje central del río Cruces (Tabla 4.1.1.9).

Tabla 4.1.1.8. Comparación interanual de la concentración de oxígeno (mg/L) en aguas superficiales del eje central del río Cruces y ríos Pichoy, Cayumapu y Calle Calle. SD = sin datos debido a problemas técnicos de la sonda de mediciones.

	concentración de oxígeno (mg/L)														
estaciones	**2014**			**2015**									**2016**		
	abr	**may**	**jul**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**	**ene**	**feb**	**mar**
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	8,7	8,3	9,2
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	9,3	8,4	9,0
Eje central del río Cruces (sector 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	7,8	6,1	7,1
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	7,9	8,7	8,9
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	7,3	8,1	8,9
Ríos tributarios del río Cruces															
6 (sector Pichoy)	9,5	10,8	9,1	SD	9,4	9,0	9,7	9,3	10,4	10,4	9,8	10,1	6,6	7,7	7,6
7 (Sector Cayumapu)	7,6	10,7	8,6	SD	9,9	6,6	8,2	8,2	8,9	9,1	8,3	7,3	5,1	4,1	5,7
Fuera del humedal del río Cruces y ríos tributarios															
8 (sector Calle Calle)	9,6	10,7	11,1	SD	9,7	11,0	11,3	11,5	11,8	11,4	10,3	10,8	8,7	8,9	8,9

Tabla 4.1.1.9. Comparación interanual de la saturación de oxígeno (%) en aguas superficiales del eje central del río Cruces y ríos Pichoy, Cayumapu y Calle Calle,

	saturación de oxígeno (%)														
estaciones	**2014**			**2015**									**2016**		
	abr	**may**	**jul**	**abr**	**may**	**jun**	**jul**	**ago**	**sep**	**oct**	**nov**	**dic**	**ene**	**feb**	**mar**
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	97,3	91,7	98,5
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	103,9	93,2	97,2
Eje central del río Cruces (sector 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	85,4	68,6	78,5
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	94,4	100,1	100,7
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	86,2	95,1	101,1
Ríos tributarios del río Cruces															
6 (sector 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	76,5	88,1	84,7
7 (sector Cayumapu)	75,7	94,1	75,9	78,0	93,2	59,2	74,0	73,7	85,6	91,3	88,3	81,3	60,3	47,7	63,4
Fuera del humedal del río Cruces y ríos tributarios															
8 (sector Calle Calle)	96,4	98,1	98,5	97,9	95,8	103,0	101,6	102,4	108,1	105,8	100,1	110,8	100,3	100,9	99,0

Demanda bioquímica (DBO_5) y química de oxígeno (DQO)

La Tabla 4.1.1.10 muestra la representación numérica del contenido de la demanda bioquímica y química de oxígeno, en el agua del área de estudio. En general, la DBO_5 presentó valores en el rango informado para el año 2014; durante el año 2014 y 2015 los valores más altos se detectaron durante julio o período de mayor caudal hídrico. En particular, sólo en la estación 8 (Calle Calle) y durante el muestreo de abril 2015 no se detectó consumo de oxígeno (Tabla 4.1.1.10).

La demanda química de oxígeno también mostró valores que están dentro del rango informado para el año 2014, aunque en promedio las concentraciones de 2015 fueron más altas que el 2014, excepto la estación 8 correspondiente al río Calle Calle. Los valores de DQO medidos durante el año 2015 fueron comparables entre las dos campañas realizadas el año 2015, observándose en general valores más altos en ríos tributarios del HRC (Tabla 4.1.1.10).

Tabla 4.1.1.10. Valores de DBO_5 y DQO en aguas superficiales del eje central del río Cruces y ríos Pichoy, Cayumapu y Calle Calle, entre los años 2014 y 2015. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis. * = No detectado, *i.e.,* bajo el límite de detección del método utilizado.

	DBO_5 (mg/L)				
Estaciones	**2014**			**2015**	
	abril	**mayo**	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)					
1 (sector Ciruelos)	1,7 (0,7)	1,1 (0,4)	*	0,6	2,7 (0,14)
2 (sector Rucaco)	1,4 (0,6)	0,8 (0,3)	*	0,8 (0,0)	1,7 (0,14)
Eje central del río Cruces (sector estuarial)					
3 (sector Fuerte San Luis)	0,7 (0,1)	0,7 (0,1)	*	0,9 (0,14)	2,6 (0,85)
4 (sector Santa Clara)	1,3 (0,7)	0,8 (0,0)	2,2 (0,3)	0,6	0,9 (0,42)
5 (sector Punucapa)	0,8 (0,3)	1,1 (0,1)	1,1 (0,1)	1,2 (0,0)	1,5 (0,14)
Ríos tributarios del río Cruces					
6 (río Pichoy)	1,1 (0,1)	*	2,6 (0,0)	0,8 (0,0)	1,0 (0,28)
7 (río Cayumapu)	0,8 (0,0)	0,9 (0,1)	0,9 (0,1)	1,4 (0,0)	1,2
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios					
8 (río Calle Calle)	2,3 (0,4)	*	*	*	1,6 (0,0)
	DQO (mg/L)				
estaciones	**2014**			**2015**	
	abril	**mayo**	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)					
1 (sector Ciruelos)	5,0 (0,0)	4,0 (0,0)	7,0 (0,0)	9,0 (1,41)	8,0 (0,0)
2 (sector Rucaco)	6,0 (1,4)	6,0 (3,0)	7,0 (0,0)	7,5 (0,71)	10,0 (0,0)
Eje central del río Cruces (sector estuarial)					
3 (sector Fuerte San Luis)	6,0 (1,4)	4,0 (1,0)	5,0 (0,0)	7,0 (0,0)	10,5 (0,0)
4 (sector Santa Clara)	5,5 (0,7)	5,0 (0,0)	9,0 (0,0)	10,5 (0,71)	7,5 (3,54)
5 (sector Punucapa)	7,5 (2,1)	3,0 (0,0)	6,0 (0,0)	7,5 (0,71)	6,5 (3,54)
Ríos tributarios del río Cruces					
6 (río Pichoy)	6,0 (0,0)	6,0 (1,0)	12,0 (0,0)	14,5 (0,71)	7,0 (0,0)
7 (río Cayumapu)	7,0 (1,4)	6,0 (0,0)	10,5 (0,7)	11, 0 (0,0)	13,0 (0,0)
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios					
8 (río Calle Calle)	4,0 (0,0)	5,5 (1,0)	5,5 (0,7)	3,0 (1,41)	4,0 (4,0)

Análisis estadísticos

Los valores de demanda bioquímica de oxígeno (DBO_5), no presentaron variaciones significativas (p>0,05) entre años y sectores, a la vez que la demanda química de oxígeno (DQO) presentó diferencias significativas (p<0,05) entre todas las fuentes de variación (Tabla 4.1.1.11) con los valores más altos en el sector de los ríos tributarios.

Tabla 4.1.1.11. Resumen de ANDEVA Factorial y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar diferencias en los valores de demanda bioquímica (DBO_5) y química (DQO) de óxigeno entre los factores principales. Los factores son Año de muestreo (2014-2015) y Sector (L = sector límnico del río Cruces; EE = eje estuarial y central del río Cruces; T = ríos tributarios del humedal del río Cruces y F = fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios). Los valores de P en negrilla son significativos (<0,05) para cada prueba.

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor P	Prueba de Tukey
DBO_5	Año (A)	1	0,09426	0,07649	1,35	0,250	
(*)	Sector (S)	3	0,04091	0,01366	0,24	0,868	
	A × S	3	0,04948	0,01649	0,29	0,832	
	Error	72	4,09211	0,05683			
	Total	79	4,27676				
DQO	Año (A)	1	105,469	53,47	11,99	**0,001**	2014 < 2015
	Sector (S)	3	154,28	58,865	13,2	**0,000**	T > EE = L > F
	A × S	3	41,926	13,975	3,13	**0,031**	
	Error	72	321,075	4,459			
	Total	79	622,75				

GL = grados de Libertad; SC = Suma de Cuadrados; CM = Cuadrados medios; F = razón F; P = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho; (*) = Datos transformados a $\log_{10}$.

Carbono orgánico total (COT)

La Tabla 4.1.4.12 muestra la concentración de carbono orgánico total (COT) del agua superficial en el área de estudio. Los resultados obtenidos durante abril y julio del año 2015, estuvieron dentro del rango (valor máximo y mínimo), obtenido durante el año 2014. En general, se aprecia una tendencia al aumento del contenido de COT en el área de estudio desde abril a julio de cada año, excepto para las estaciones 3, 4 y 5 durante el año 2015. Los valores más bajos se registraron en las estaciones 1 y 8 (Ciruelos y Calle Calle) durante abril de 2014, a la vez que los valores más altos se registraron en ríos tributarios (Pichoy y Cayumapu) durante julio de cada año (Tabla 4.1.4.12).

Tabla 4.1.1.12. Concentraciones de carbono orgánico total (COT) en aguas superficiales del eje central del río Cruces y ríos Pichoy, Cayumapu y Calle Calle, entre los años 2014 y 2015. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

	COT (µg/L)				
estaciones	**2014**			**2015**	
	abril	**mayo**	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)					
1 (sector Ciruelos)	0,88 (0,01)	1,49 (0,01)	1,96 (0,05)	1,55 (0,22)	2,04 (0,02)
2 (sector Rucaco)	1,71 (0,07)	1,16 (0,02)	1,73 (0,06)	2,14 (0,08)	2,46 (0,03)
Eje central del río Cruces (sector estuarial)					
3 (sector Fuerte San Luis)	1,76 (0,27)	1,02 (0,08)	2,28 (0,73)	2,15 (0,15)	1,83 (0,10)
4 (sector Santa Clara)	1,62 (0,19)	1,67 (0,05)	2,78 (0,30)	2,66 (0,01)	1,87 (0,16)
5 (sector Punucapa)	1,77 (0,09)	1,68 (0,00)	2,47 (0,05)	1,82 (0,04)	1,65 (0,09)
Ríos tributarios del río Cruces					
6 (río Pichoy)	1,42 (0,13)	1,93 (0,00)	3,88 (0,04)	2,42 (0,20)	3,18 (0,13)
7 (río Cayumapu)	1,68 (0,14)	1,33 (0,00)	2,50 (0,04)	1,85 (0,17)	3,42 80,14)
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios					
8 (río Calle Calle)	0,57 (0,08)	1,29 (0,11)	1,39 (0,07)	1,03 (0,15)	1,21 (0,10)

Análisis estadísticos

Las concentraciones de COT presentaron diferencias significativas (p<0,05) entre Años y Sectores del humedal, con aumentos significativos en el año 2015 respecto a 2014 y en los sectores del eje estuarial y tributarios del humedal del río Cruces (Tabla 4.1.1.13).

Tabla 4.1.1.13. Resumen de ANDEVA Factorial y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar diferencias en los valores Carbono Orgánico Total (COT) registrado entre los factores principales. Estos son Año de muestreo (2014 – 2015) y Sector (L = sector límnico del río Cruces; EE = eje estuarial y central del río Cruces; T = ríos tributarios del humedal del río Cruces y F = fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios); Los valores de P en negrilla son significativos (<0,05) para cada prueba.

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	P	Prueba de Tukey
COT	Año	1	2,1054	1,4918	4,5	**0,037**	2015 > 2014
(*)	Sector	3	10,5084	3,5201	10,62	**0,000**	L = F < EE = T
	Año x Sector	3	0,728	0,2427	0,73	0,536	
	Error	72	23,8642	0,3314			
	Total	79	37,2061				

GL = grados de Libertad; SC = Suma de Cuadrados; CM = Cuadrados medios; F = razón F; P = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho; (*) = Datos transformados a $\log_{10}$.

Nutrientes

Las Tablas 4.1.1.14 a 4.1.1.17 muestran la variabilidad del contenido de Amonio, Nitrato, Nitrito y Nitrógeno total en el agua del área de estudio durante el período 2014 y 2015.

Durante el periodo analizado, las concentraciones de Amonio presentaron, en general, valores bajos en la totalidad de las estaciones. Los valores bajos extremos registrados fueron 0,003 mg/L en abril de 2014 y julio de 2015 (estaciones 6 y 5 respectivamente), mientras que 0,085 mg/L fue el valor más alto y correspondiente a la estación 2 o sector Rucaco en abril de 2015 (Tabla 4.1.1.14).

Las concentraciones de Nitrato fueron más altas durante los muestreos de julio, tanto para el año 2014 como 2015, coincidiendo con las condiciones de alto caudal hídrico, en comparación con abril (condición de bajo caudal hídrico) (Tabla 4.1.1.15). Los contenidos de Nitrito para este periodo fueron muy bajos o estuvieron bajo el límite de detección del método utilizado (Tabla 4.1.1.16).

Las concentraciones de Nitrógeno total dentro del área de estudio, presentaron valores similares durante el periodo 2014 – 2015 conciderando todas las estaciones, presentando un leve aumento en sus valores coincidente con la condición de alto caudal hídrico dentro de cada año monitoreado (Tabla 4.1.1.17).

Tabla 4.1.1.14. Concentración de Amonio ($N\text{-}NH_4$) en aguas superficiales del eje central del río Cruces y ríos Pichoy, Cayumapu y Calle Calle, entre los años 2014 y 2015. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis. * = No detectado, *i.e.,* bajo el límite de detección del método utilizado.

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

Tabla 4.1.1.15. Concentración de Nitrato ($N\text{-}NO_3$) en aguas superficiales del eje central del río Cruces y ríos Pichoy, Cayumapu y Calle Calle, entre los años 2014 y 2015. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis. * = No detectado, *i.e.,* bajo el límite de detección del método utilizado.

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

Tabla 4.1.1.16. Concentración de Nitrito ($N\text{-}NO_2$) en aguas superficiales del eje central del río Cruces y ríos Pichoy, Cayumapu y Calle Calle, entre los años 2014 y 2015. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis. * = No detectado, *i.e.,* bajo el límite de detección del método utilizado.

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

Tabla 4.1.1.17. Concentración de Nitrógeno total (N-Total) en aguas superficiales del eje central del río Cruces y ríos Pichoy, Cayumapu y Calle Calle, entre los años 2014 y 2015. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

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

Las Tablas 4.1.1.18 y 4.1.1.19 muestran la variabilidad en las concentraciones de Fosfatos o Fósforo soluble y Fósforo total dentro del área de estudio durante el período 2014 y 2015.

Durante este periodo, las concentraciones de Fostato o Fósforo soluble estuvieron en general cercanas al valor del límite de detección del método utilizado (0,002 mg/L) y sus valores en general tendieron a la homegeneidad tanto espacial como temporal; el valor más alto registrado durante todas las campañas fue de 0,005 mg/L el cual ocurrió en la estación

1 durante abril de 2014 (río Cruces, sector Ciruelos) y en la estación 8 en mayo del mismo año (Tabla 4.1.1.18).

Tabla 4.1.1.18. Concentración de Fosfato ($P\text{-}PO_4$) en aguas superficiales del eje central del río Cruces y ríos Pichoy, Cayumapu y Calle Calle, entre los años 2014 y 2015. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis. * = No detectado, *i.e.,* bajo el límite de detección del método utilizado.

	$P\text{-}PO_4$ (mg/L)				
estaciones	**2014**			**2015**	
	abril	**mayo**	**julio**	**Abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)					
1 (sector Ciruelos)	0,005 (0,000)	0,004 (0,000)	0,003 (0,000)	0,002 (0,000)	0,003 (0,001)
2 (sector Rucaco)	0,003 (0,000)	0,003 (0,000)	0,002 (0,000)	0,002 (0,000)	0,003 (0,000)
Eje central del río Cruces (sector estuarial)					
3 (sector Fuerte San Luis)	0,002 (0,000)	0,003 (0,000)	0,002 (0,000)	0,002 (0,000)	0,003 (0,001)
4 (sector Santa Clara)	*	0,002 (0,000)	0,002 (0,000)	*	0,002 (0,000)
5 (sector Punucapa)	*	0,002 (0,000)	*	0,002 (0,000)	0,002 (0,000)
Ríos tributarios del río Cruces					
6 (río Pichoy)	*	*	*	*	0,004 (0,002)
7 (río Cayumapu)	*	0,002 (0,000)	0,002 (0,000)	*	0,002 (0,000)
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios					
8 (río Calle Calle)	*	0,005 (0,000)	0,003 (0,000)	0,002 (0,000)	0,003 (0,000)

Las concentraciones de Fósforo total estimadas durante los años 2014 - 2015, registraron valores extremos de 0,009 mg/L en abril de 2014 (estación 8, río Calle Calle) y 0,054 mg/L en julio de 2014 para la estación 6 (río Pichoy) (Tabla 4.1.1.19). En general, las concentraciones de Fósforo total aumentaron dentro de ambos años y durante las campañas correspondientes a la condición de alto caudal hídrico (Tabla 4.1.1.19).

Tabla 4.1.1.19. Concentración de Fósforo total (P-Total) en aguas superficiales del eje central del río Cruces y ríos Pichoy, Cayumapu y Calle Calle, entre los años 2014 y 2015. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

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

Análisis estadísticos

El Nitrito no fue analizado debido a que las concentraciones fueron sistemáticamente menores al límite de detección de la técnica de análisis utilizada; situación similar a la observada durante el Programa de Diagnóstico Ambiental del HRC. Por otra parte, el Nitrato, Nitrógeno, Fósforo total y el Fosfato presentaron similitudes entre años y las diferencias estuvieron determinadas por variaciones entre sectores, con valores significativamente más altos en el sector límnico del HRC. Finalmente, el Amonio no presentó diferencias entre factores de variación (Tabla 4.1.1.20). El Análisis Discriminante (DFA) registró altos valores de éxito en la reclasificación entre años (63%) y menores entre

sectores (52%). Sin embargo, el análisis MANOVA detectó que ambos factores generan patrones de discriminación significativa (Tabla 4.1.1.21).

Tabla 4.1.1.20. Resumen de ANDEVA Factorial y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar diferencias en el valor de Nitrato (NO_3), Nitrogeno (N Total) y Fósforo Total (N-Total) registrado entre los factores principales. Estos son Año de muestreo (2014 – 2015) y Sector (L = sector límnico del río Cruces; EE = eje estuarial y central del río Cruces; T = ríos tributarios del humedal del río Cruces y F = fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios); Los valores de P en negrilla son significativos (<0,05) para cada prueba. En el Caso del Amonio (NH_4) y Fosfato (PO_4) se presentan los resultados de la Prueba no paramétrica de Kruskall Wallis.

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor P	Prueba Tukey
NO_3	Año (A)	1	0,000375	0,000178	0,05	0,831	
	Sector (S)	3	0,091587	0,02873	7,39	**0,000**	L = EE > T = F
	A × S	3	0,000304	0,000101	0,03	0,994	
	Error	72	0,27989	0,003887			
	Total	79	0,372156				
N-Total	Año (A)	1	0,001374	0,001954	0,42	0,521	
	Sector (S)	3	0,145434	0,045187	9,63	**0,000**	L > EE = T = F
	A × S	3	0,00306	0,00102	0,22	0,884	
	Error	72	0,33786	0,004693			
	Total	79	0,487728				
P-Total	Año (A)	1	0,000488	0,0002219	2	0,162	
	Sector (S)	3	0,0030648	0,0008931	8,04	**0,000**	L > T = EE > F
	A × S	3	0,000422	0,0001407	1,27	0,293	
	Error	72	0,0080024	0,0001111			
	Total	79	0,0119772				

Kruskal - Wallis		H	GL	Valor P
NH_4	Año	0,35	1	0,552
	Sector	5,00	3	0,172
PO_4	Año	5,29	1	**0,02**
	Sector	25,77	3	**< 0,001**

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

Tabla 4.1.1.21. Resumen de matriz de reclasificación basado en un Análisis de Función Discriminante (DFA) y Análisis Multivariado (MANOVA) para evaluar el efecto conjunto de Fósforo y Nitrógeno Total sobre las diferencias entre Año de muestreo (2014-2015) y Sector del humedal (L = sector límnico del río Cruces; EE = eje estuarial y central del río Cruces; T = ríos tributarios del humedal del río Cruces y F = fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios); Los valores de P en negrilla son significativos (<0,05) para cada prueba.

	Análisis Discriminante (DFA) **Matriz de reclasificación**						**MANOVA**				
							Estadígrafo	**Valor**	**F**	**GL**	**Valor P**
Año		2014	2015	%Exito			Wilks's λ	0,847	6,845	2, 76	**0,002**
	2014	40	8	83							
	2015	21	10	32							
	Total	61	18	63							
Sector		EE	F	L	T	%Exito					
	EE	14	1	6	4	56	Wilks's λ	0,526	9,34	6, 148	**<0,001**
	F	0	8	1	0	89					
	L	7	0	12	1	60					
	T	16	1	1	7	28					
	Total	37	10	20	12	52					

GL = grados de Libertad; F = razón F; P = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho.

Bacterias coliformes totales y fecales

Las Tablas 4.1.1.22 y 4.1.1.23 muestran las concentraciones de bacterias coliformes totales y fecales, en el agua del área de estudio durante el período 2014 y 2015.

En general, se observa un aumento de las concentraciones de coliformes totales (> 1000 NMP/100 ml) desde abril de 2014 a julio de 2015, a excepción de las estaciones 6 y 7 (ríos Pichoy y Cayumapu, respectivamente) que se mantuvieron con valores inferiores (Tabla 4.1.1.22).

Tabla 4.1.1.22. Concentración de Bacterias coliformes totales en en aguas superficiales del eje central del río Cruces y ríos Pichoy, Cayumapu y Calle Calle, entre los años 2014 y 2015. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

	coliformes totales (NMP/100 mL)				
estaciones	**2014**			**2015**	
	abril	**mayo**	**Julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)					
1 (sector Ciruelos)	1.895 (1.987)	6.400 (2.121)	3.600 (1.838)	595 (1.485)	6.400 (2.121)
2 (sector Rucaco)	4.100 (1.131)	15.950 (11.384)	2.300 (0)	250 (28)	4.100 (1.131)
Eje central del río Cruces (sector estuarial)					
3 (sector Fuerte San Luis)	895 (573)	4.900 (0)	465 (332)	1.245 (644)	5.600 (3.253)
4 (sector Santa Clara)	59 (15)	410 (113)	4.345 (5.028)	515 (2.616)	3.200 (141)
5 (sector Punucapa)	640 (212)	4.900 (0)	4.750 (4.455)	1.045 (361)	1.800 (707)
Ríos tributarios del río Cruces					
6 (río Pichoy)	200 (42)	275 (78)	560 (325)	120 (71)	765 (757)
7 (río Cayumapu)	268 (314)	410 (113)	385 (148)	330 (0)	560 (325)
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios					
8 (río Calle Calle)	230 (0)	3.550 (1.909)	1.895 (1.987)	420 (524)	1.495 (997)

Dentro del período 2014 – 2015, las concentraciones de bacterias coliformes fecales registraron valores superiores a 1000 NMP/100 ml en sólo 2 sitios, los que corresponden a estaciones muestreadas en mayo de 2014: estación 2 (Rucaco) con un valor de 1.200 NMP/100 ml y estación 8 (río Calle Calle) con 3.550 NMP/100 ml y 1.095 NMP/100 ml en julio del mismo año (Tabla 4.1.1.23)

Tabla 4.1.1.23. Concentración de bacterias coliformes fecales en en aguas superficiales del eje central del río Cruces y ríos Pichoy, Cayumapu y Calle Calle, entre los años 2014 y 2015. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

	coliformes fecales (NMP/100 mL)				
estaciones	**2014**			**2015**	
	abril	**mayo**	**Julio**	**Abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)					
1 (sector Ciruelos)	355 (191)	465 (332)	410 (113)	140 (42)	790 (0)
2 (sector Rucaco)	345 (163)	1.200 (707)	385 (148)	72 (54)	715 (545)
Eje central del río Cruces (sector estuarial)					
3 (sector Fuerte San Luis)	41 (11)	410 (113)	40 (13)	36 (18)	895 (573)
4 (sector Santa Clara)	33 (0)	30 (4)	790 (0)	28 (7)	450 (481)
5 (sector Punucapa)	33 (23)	945 (219)	200 (42)	56 (33)	300 (269)
Ríos tributarios del río Cruces					
6 (río Pichoy)	56 (32)	55 (34)	360 (184)	105 (36)	105 (36)
7 (río Cayumapu)	7 (8)	35 (16)	117 (33)	9 (2)	310 (255)
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios					
8 (río Calle Calle)	76 (76)	3.550 (1.909)	1.095 (856)	200 (42)	200 (42)

Análisis estadísticos

La concentración de coliformes fecales y totales se ha mantenido relativamente estable durante ambos años pero con diferencias significativas ($p<0,05$) entre sectores del humedal, evidenciando una disminución en la concentración en los ríos tributarios del mismo (Tabla 4.1.1.24). El análisis multivariado mostró una baja capacidad para discriminar entre años y sectores, reflejado en bajos porcentajes de éxito en la reclasificación; sin embargo, la varibilidad espacial entre sectores pareciera ser suficiente para establecer un patrón de discriminación basado en estos parámetros ambientales (Tabla 4.1.1.25).

Tabla 4.1.1.24. Resumen de ANDEVA Factorial y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar diferencias en en la concentración de coliformes totales y fecales registradas entre los factores principales. Estos son Año de muestreo (2014 – 2015) y Sector (L = sector límnico del río Cruces; EE = eje estuarial y central del río Cruces; T = ríos tributarios del humedal del río Cruces y F = fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios); Los valores de P en negrilla son significativos (<0,05) para cada prueba.

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor P	Prueba de Tukey
Col. totales	Año (A)	1	0	0,0483	0,16	0,686	
(*)	Sector (S)	3	8,9016	2,7488	9,36	**<0,001**	F = L = EE > T
	A × S	3	0,7164	0,2388	0,81	0,491	
	Error	72	21,1549	0,2938			
	Total	79	30,7729				
Col. fecales	Año (A)	1	0,0981	0,307	0,89	0,348	
(*)	Sector (S)	3	7,7872	2,2374	6,51	**0,001**	F = L = EE > T
	A × S	3	0,7339	0,2446	0,71	0,548	
	Error	72	24,737	0,3436			
	Total	79	33,3562				

GL = grados de Libertad; SC = Suma de Cuadrados; CM = Cuadrados medios; F = razón F; P = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho; (*) = Datos transformados a $\log_{10}$.

Tabla 4.1.1.25. Resumen de matriz de reclasificación basado en un Análisis de Función Discriminante (DFA) y Análisis Multivariado (MANOVA) para evaluar el efecto conjunto de Coliformes Totales y Fecales sobre las diferencias entre Año de muestreo (2014-2015) y Sector del humedal (L = sector

límnico del río Cruces; EE = eje estuarial y central del río Cruces; T = ríos tributarios del humedal del río Cruces y F = fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios); Los valores de P en negrilla son significativos (<0,05) para cada prueba.

	Análisis Discriminante (DFA)						**MANOVA**			
	Matriz de reclasificación					**Estadígrafo**	**Valor**	**F**	**GL**	**Valor P**
Año	2014	2015	% éxito							
2014	10	38	21			Wilks's λ	0,982	0,704	2, 76	0,500
2015	8	23	74							
Total	18	61	42							
Sectores	EE	F	L	T	% éxito					
EE	6	2	3	14	24	Wilks's λ	0,588	7,493	6, 148	**<0,001**
F	2	3	0	4	33					
L	11	0	5	4	25					
T	4	0	0	21	84					
Total	23	5	8	43	44					

GL = grados de Libertad; F = razón F; P = Valor de Probabilidad de error al rechazar Ho.

Cloruro y Sulfato

La Tabla 4.1.1.26 muestra las concentraciones de los iones disueltos Cloruro y Sulfato en el agua del área de estudio durante 2014 y 2015. Los resultados obtenidos

durante abril y julio de 2015, se encuentran dentro del rango (valor máximo y mínimo), obtenido durante el Programa de Diagnóstico del humedal y sus ríos tributarios.

La distribución temporal y espacial de las concentraciones de ambos iones muestra un comportamiento similar, observándose una disminución desde los meses de menor a mayor caudal hídrico (abril y julio, respectivamente). En general, las concentraciones medidas durante las campañas de abril de los años 2014 y 2015 fueron aproximadamente hasta dos órdenes de magnitud mayores que las registradas durante los muestreos de julio de los mismos años, situación probablemente causada por efecto de la mayor capacidad de dilución provocado por el mayor caudal del río durante las campañas invernales (julio).

Los valores más altos de ambos iones se encontraron durante abril del año 2015 y en las estaciones 4, 5 y 7 (río Cruces, sectores Santa Clara y Punucapa y río Cayumapu) Durante abril del mismo año, las concentraciones más bajas de cloruros y sulfatos se detectaron en las estaciones 1 (río Cruces, sector Ciruelos) y 8 (río Calle Calle (Tabla 4.1.1.26).

Tabla 4.1.1.26. Concentración de Cloruro y Sulfato en aguas superficiales del eje central del río Cruces y ríos Pichoy, Cayumapu y Calle Calle, entre los años 2014 y 2015. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

	Cloruro (mg/L)				
estaciones	**2014**			**2015**	
	abril	**mayo**	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)					
1 (sector Ciruelos)	2,8 (0,01)	2,3 (0,13)	2,0 (0,04)	3,8 (0,05)	3,6 (0,39)
2 (sector Rucaco)	16,3 (0,93)	4,1 (0,14)	2,7 (0,02)	19,5 (0,18)	5,0 (0,16)
Eje central del río Cruces (sector estuarial)					
3 (sector Fuerte San Luis)	12,9 (0,25)	5,0 (0,06)	3,0 (0,01)	17,0 (0,26)	6,0 (0,03)
4 (sector Santa Clara)	23,3 (1,63)	5,2 (0,07)	3,2 (0,01)	249,4 (0,70)	7,8 (1,65)
5 (sector Punucapa)	178,8 (0,86)	6,5 (0,17)	4,2 (0,01)	703,7 (3,36)	5,7 (0,32)
Ríos tributarios del río Cruces					
6 (río Pichoy)	3,8 (0,10)	3,7 (0,06)	3,2 (0,12)	31,6 (0,32)	6,0 (1,03)
7 (río Cayumapu)	85,6 (0,67)	5,5 (0,04)	3,6 (0,19)	517,3 (2,74)	7,4 (0,30)
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios					
8 (río Calle Calle)	1,5 (0,13)	1,6 (0,01)	2,0 (0,06)	1,8 (0,19)	3,5 (0,23)
	Sulfatos (mg/L)				
estaciones	**2014**			**2015**	
	abril	**mayo**	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)					
1 (sector Ciruelos)	0,9 (0,01)	0,9 (0,00)	0,6 (0,01)	3,3 (0,01)	0,7 (0,03)
2 (sector Rucaco)	13,5 (0,29)	5,1 (0,25)	1,1 (0,04)	40,8 (0,50)	1,8 (0,07)
Eje central del río Cruces (sector estuarial)					
3 (sector Fuerte San Luis)	11,3 (0,19)	6,7 (0,20)	1,6 (0,02)	34,0 (0,57)	2,2 (0,09)
4 (sector Santa Clara)	9,2 (0,09)	6,2 (0,20)	1,5 (0,01)	89,6 (0,88)	1,7 (0,03)
5 (sector Punucapa)	27,8 (0,91)	2,8 (0,01)	1,6 (0,01)	177,1 (0,80)	1,6 (0,18)
Ríos tributarios del río Cruces					
6 (río Pichoy)	1,2 (0,02)	1,5 (0,07)	0,9 (0,00)	12,0 (1,07)	1,2 (0,06)
7 (río Cayumapu)	13,9 (0,06)	3,8 (0,06)	1,3 (0,02)	138,3 (0,34)	2,4 (0,03)
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios					
8 (río Calle Calle)	1,7 (0,00)	2,0 (0,03)	1,4 (0,09)	4,9 (0,20)	1,5 (0,02)

Análisis estadísticos

Tanto Cloruros como Sulfatos presentaron diferencias significativas ($p<0,05$) entre años y sectores del humedal (Tabla 4.1.1.27). Sin embargo, en términos multivariados, sólo la variabilidad entre años fue capaz de generar un patrón discriminatorio significativo y con alto éxito en la reclasifición (Tabla 4.1.1.28), lo que indica que las diferencias temporales pueden ser detectadas analizando el efecto conjunto de estas variables y no sus efectos por separado.

Tabla 4.1.1.27. Resumen de Prueba no parámetrica de Kruskal Wallis (estadígrafo H) para evaluar variaciones en la concentracion de Sulfatos y Cloruro entre Años de muestreo (2014-2015) y Sectores del humedal (L = sector límnico del río Cruces; EE = eje estuarial y central del río Cruces; T = ríos tributarios del humedal del río Cruces y F = fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios); Los valores de P en negrilla son significativos (<0,05) para cada prueba. GL = Grados de Libertad.

Parámetro	Factor	H	GL	Valor P
SO_4	Año	5,4	1	**0,020**
	Sector	8,82	3	**0,032**
Cl^-	Año	11,85	1	**0,001**
	Sector	30,68	3	**<0,001**

Tabla 4.1.1.28. Resumen de matriz de reclasificación basado en un Análisis de Función Discriminante (DFA) y Análisis Multivariado (MANOVA) para evaluar el efecto conjunto de Sulfatos y Cloruros sobre las diferencias entre Año de muestreo (2014-2015) y Sector del humedal (L = sector límnico del río Cruces; EE = eje estuarial y central del río Cruces; T = ríos tributarios del humedal del río Cruces y F = fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios); Los valores de P en negrilla son significativos (<0,05) para cada prueba.

Análisis Discriminante (DFA)							**MANOVA**			
Matriz de reclacificación						**Estadígrafo**	**Valor**	**F**	**GL**	**Valor P**
Años	2014	2015	% éxito			Wilks's λ	0,797	9,705	2, 76	**<0,001**
2014	44	4	92							
2015	21	10	32							
Total	65	14	68							
Sectores	EE	F	L	T	% éxito					
EE	3	4	15	3	12	Wilks's λ	0,856	2,002	6, 148	0,070
F	0	8	1	0	89					
L	2	8	10	0	50					
T	2	2	15	6	24					
Total	7	22	41	9	34					

Metales pesados disueltos

En las Tablas 4.1.1.29 a 4.1.1.37 se presentan las concentraciones de metales pesados disueltos en el agua del área de estudio.

Los metales pesados más representados (*i.e.,* mayores concentraciones) en esa campaña 2015 fueron Hierro, Aluminio y Manganeso, respectivamente (Tablas 4.1.1.29, 4.1.1.30 y 4.1.1.31). Todos los metales disueltos detectados durante abril y julio de 2015, se encuentran dentro del rango (valor máximo y mínimo), obtenido durante el Programa de Diagnóstico del humedal.

No se detectó Arsénico ni Mercurio durante ambas campañas del año 2015 (Tablas 4.1.1.36 y 4.1.1.37, respectivamente); tampoco se detectó Zinc y Cadmio en julio del mismo

año (Tablas 4.1.1.33 y 4.1.1.35, respectivamente). Durante la campaña de abril de 2015 se detectó Cadmio en sólo tres de las ocho estaciones muestreadas (estaciones 1 y 2 Ciruelos y Rucaco en el río Cruces) y estación 6 (río Pichoy); el Zinc sólo se detectó en el río Pichoy.

Tabla 4.1.1.29. Concentración de Hierro disuelto en aguas superficiales del eje central del río Cruces y ríos Pichoy, Cayumapu y Calle Calle, entre los años 2014 y 2015. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

	Hierro (µg/L)				
Estaciones	**2014**			**2015**	
	abril	**mayo**	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)					
1 (sector Ciruelos)	111,2 (31,0)	47,2 (5,6)	45,6 (4,3)	138,5 (31,4)	44,8 (19,2)
2 (sector Rucaco)	10,7 (3,7)	47,8 (7,9)	46,6 (12,4)	68,33 (23,0)	45,3 (16,1)
Eje central del río Cruces (sector estuarial)					
3 (sector Fuerte San Luis)	65,2 (13,6)	46,8 (0,7)	40,0 (6,2)	83,8 (2,2)	64,6 (3,7)
4 (sector Santa Clara)	57,2 (7,4)	100,3 (1,7)	53,9 (12,0)	31,1 (3,2)	64,5 (2,0)
5 (sector Punucapa)	44,0 (2,1)	64,8 (6,7)	52,7 (15,3)	15,5 (2,8)	71,3 (2,1)
Ríos tributarios del río Cruces					
6 (río Pichoy)	117,5 (38,1)	136,1 (53,8)	63,9 (4,9)	103,9 (0,6)	114,7 (1,8)
7 (río Cayumapu)	93,0 (1,2)	112,0 (24,3)	66,5 (1,2)	34,2 (6,1)	100,1 (34,9)
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios					
8 (río Calle Calle)	23,7 (0,2)	33,2 (0,0)	23,7 (0,2)	43,5 (2,8)	25,2 (9,9)

Tabla 4.1.1.30. Concentración de Aluminio disuelto en aguas superficiales del eje central del río Cruces y ríos Pichoy, Cayumapu y Calle Calle, entre los años 2014 y 2015. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

	Aluminio (µg/L)				
Estaciones	**2014**			**2015**	
	abril	**mayo**	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)					
1 (sector Ciruelos)	9,9 (2,0)	8,2 (1,1)	20,4 (1,4)	10,5 (1,6)	18,6 (4,2)
2 (sector Rucaco)	6,3 (0,6)	11,2 (0,9)	23,4 (7,0)	10,1 (0,4)	18,3 (4,9)
Eje central del río Cruces (sector estuarial)					
3 (sector Fuerte San Luis)	7,6 (1,5)	11,6 (0,3)	11,9 (1,2)	10,8 (0,4)	20,7 (0,1)
4 (sector Santa Clara)	12,9 (1,4)	14,8 (1,2)	17,9 (2,1)	8,2 (1,1)	21,8 (0,1)
5 (sector Punucapa)	9,0 (0,5)	11,8 (0,8)	13,5 (3,2)	5,7 (0,1)	25,5 (1,0)
Ríos tributarios del río Cruces					
6 (río Pichoy)	12,6 (1,8)	21,0 (5,3)	28,3 (1,0)	12,0 (0,0)	44,4 (0,7)
7 (río Cayumapu)	6,6 (0,5)	19,2 (2,8)	38,5 (1,6)	1,3 (0,2)	48,7 (14,6)
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios					
8 (río Calle Calle)	5,3 (0,6)	20,0 (1,1)	10,5 (1,7)	6,3 (0,0)	24,6 (6,5)

Tabla 4.1.1.31. Concentración de Manganeso disuelto en aguas superficiales del eje central del río Cruces y ríos Pichoy, Cayumapu y Calle Calle, entre los años 2014 y 2015. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

	Manganeso (µg/L)				
Estaciones	**2014**			**2015**	
	abril	**mayo**	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)					
1 (sector Ciruelos)	17,7 (0,3)	4,7 (0,2)	1,4 (0,2)	11,4 (1,1)	2,6 (0,5)
2 (sector Rucaco)	24,4 (0,5)	5,5 (0,5)	1,6 (0,4)	25,3 (0,9)	2,8 (0,2)
Eje central del río Cruces (sector estuarial)					
3 (sector Fuerte San Luis)	26,5 (1,5)	10,0 (0,1)	2,2 (0,0)	3,5 (0,3)	2,8 (0,0)
4 (sector Santa Clara)	0,9 (0,1)	9,2 (5,5)	2,0 (0,0)	0,2 (0,0)	1,3 (0,0)
5 (sector Punucapa)	1,4 (0,2)	0,8 (0,0)	2,5 (0,3)	1,8 (0,1)	1,5 (0,0)
Ríos tributarios del río Cruces					
6 (río Pichoy)	27,0 (0,3)	19,1 (0,4)	22,6 (0,9)	19,7 (2,9)	8,8 (0,2)
7 (río Cayumapu)	22,4 (0,2)	4,9 (0,5)	5,4 (0,1)	27,8 (1,9)	9,8 (0,6)
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios					
8 (río Calle Calle)	3,5 (0,1)	0,9 (0,1)	1,8 (0,3)	3,4 (0,0)	2,3 (0,2)

Tabla 4.1.1.32. Concentración de Cobre disuelto en aguas superficiales del eje central del río Cruces y ríos Pichoy, Cayumapu y Calle Calle, entre los años 2014 y 2015. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

	Cobre (µg/L)				
Estaciones	**2014**			**2015**	
	abril	**mayo**	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)					
1 (sector Ciruelos)	0,3 (0,0)	0,3 (0,1)	0,5 (0,0)	0,7 (0,0)	0,7 (0,3)
2 (sector Rucaco)	0,3 (0,0)	0,3 (0,0)	0,6 (0,1)	0,7 (0,0)	0,6 (0,1)
Eje central del río Cruces (sector estuarial)					
3 (sector Fuerte San Luis)	0,4 (0,1)	0,6 (0,2)	0,4 (0,0)	0,7 (0,0)	0,5 (0,1)
4 (sector Santa Clara)	0,4 (0,0)	0,5 (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)	0,4 (0,0)	0,7 (0,0)	0,7 (0,1)
Ríos tributarios del río Cruces					
6 (río Pichoy)	0,4 (0,0)	0,5 (0,1)	0,7 (0,0)	0,7 (0,0)	0,6 (0,0)
7 (río Cayumapu)	0,4 (0,0)	0,6 (0,0)	0,6 (0,0)	0,7 (0,1)	0,9 (0,0)
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios					
8 (río calle Calle)	0,2 (0,0)	0,5 (0,1)	0,3 (0,0)	0,6 (0,0)	0,7 (0,3)

Tabla 4.1.1.33. Concentración de Zinc disuelto en aguas superficiales del eje central del río Cruces y ríos Pichoy, Cayumapu y Calle Calle, entre los años 2014 y 2015. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis. * = No detectado, *i.e.,* bajo el límite de detección del método utilizado.

	Zinc (µg/L)				
Estaciones	**2014**			**2015**	
	abril	**mayo**	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)					
1 (sector Ciruelos)	0,82 (0,42)	0,34 (0,04)	0,79 (0,02)	*	*
2 (sector Rucaco)	0,81 (0,40)	0,33 (0,10)	0,55 (0,14)	*	*
Eje central del río Cruces (sector estuarial)					
3 (sector Fuerte San Luis)	0,73 (0,38)	0,51 (0,07)	*	*	*
4 (sector Santa Clara)	0,36 (0,06)	0,37 (0,07)	0,47 (0,00)	*	*
5 (sector Punucapa)	0,66 (0,65)	0,60 (0,21)	*	*	*
Ríos tributarios del río Cruces					
6 (río Pichoy)	0,66 (0,23)	0,39 (0,01)	1,05 (1,11)	0,40	*
7 (río Cayumapu)	0,53 (0,17)	0,30 (0,22)	0,28 (0,00)	*	*
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios					
8 (río calle Calle)	0,26 (0,01)	0,21 (0,09)	1,00 (0,27)	*	*

Tabla 4.1.1.34. Concentración de Plomo disuelto en aguas superficiales del eje central del río Cruces y ríos Pichoy, Cayumapu y Calle Calle, entre los años 2014 y 2015. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis. * = No detectado, *i.e.,* bajo el límite de detección del método utilizado.

	Plomo (µg/L)				
Estaciones	**2014**			**2015**	
	abril	**mayo**	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)					
1 (sector Ciruelos)	*	0,01 (0,00)	0,02 (0,00)	0,02 (0,00)	0,02 (0,00)
2 (sector Rucaco)	*	*	0,02 (0,00)	0,02 (0,00)	0,01 (0,00)
Eje central del río Cruces (sector estuarial)					
3 (sector Fuerte San Luis)	*	0,01 (0,00)	*	0,03 (0,00)	0,01 (0,00)
4 (sector Santa Clara)	*	0,01 (0,00)	*	0,02 (0,00)	0,01 (0,00)
5 (sector Punucapa)	*	0,02 (0,01)	*	0,01 (0,00)	0,02 (0,00)
Ríos tributarios del río Cruces					
6 (río Pichoy)	*	0,01 (0,00)	*	0,06 (0,00)	0,01
7 (río Cayumapu)	*	0,01 (0,00)	*	0,02 (0,00)	0,02 (0,00)
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios					
8 (río calle Calle)	*	0,01 (0,00)	*	0,02 (0,00)	0,04

Tabla 4.1.1.35. Concentración de Cadmio disuelto en aguas superficiales del eje central del río Cruces y ríos Pichoy, Cayumapu y Calle Calle, entre los años 2014 y 2015. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis. * = No detectado, *i.e.,* bajo el límite de detección del método utilizado.

	Cadmio (µg/L)				
Estaciones	**2014**			**2015**	
	abril	**mayo**	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)					
1 (sector Ciruelos)	*	0,004 (0,000)	*	0,025	*
2 (sector Rucaco)	*	*	*	0,097	*
Eje central del río Cruces (sector estuarial)					
3 (sector Fuerte San Luis)	*	*	*	*	*
4 (sector Santa Clara)	*	*	*	*	*
5 (sector Punucapa)	*	*	*	*	*
Ríos tributarios del río Cruces					
6 (río Pichoy)	*	*	*	0,064	*
7 (río Cayumapu)	*	*	*	*	*
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios					
8 (río calle Calle)	*	*	*	*	*

Tabla 4.1.1.36. Concentración de Arsénico disuelto en aguas superficiales del eje central del río Cruces y ríos Pichoy, Cayumapu y Calle Calle, entre los años 2014 y 2015. * = No detectado, *i.e.,* bajo el límite de detección del método utilizado.

	Arsénico (µg/L)				
Estaciones	**2014**			**2015**	
	abril	**mayo**	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)					
1 (sector Ciruelos)	*	*	*	*	*
2 (sector Rucaco)	*	*	*	*	*
Eje central del río Cruces (sector estuarial)					
3 (sector Fuerte San Luis)	*	*	*	*	*
4 (sector Santa Clara)	*	*	*	*	*
5 (sector Punucapa)	*	*	*	*	*
Ríos tributarios del río Cruces					
6 (río Pichoy)	*	*	*	*	*
7 (río Cayumapu)	*	*	*	*	*
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios					
8 (río calle Calle)	*	*	*	*	*

Tabla 4.1.1.37. Concentración de Mercurio disuelto en aguas superficiales del eje central del río Cruces y ríos Pichoy, Cayumapu y Calle Calle, entre los años 2014 y 2015. * = No detectado, *i.e.,* bajo el límite de detección del método utilizado.

	Mercurio (µg/L)				
estaciones	**2014**			**2015**	
	abril	**mayo**	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)					
1 (sector Ciruelos)	*	*	*	*	*
2 (sector Rucaco)	*	*	*	*	*
Eje central del río Cruces (sector estuarial)					
3 (sector Fuerte San Luis)	*	*	*	*	*
4 (sector Santa Clara)	*	*	*	*	*
5 (sector Punucapa)	*	*	*	*	*
Ríos tributarios del río Cruces					
6 (río Pichoy)	*	*	*	*	*
7 (río Cayumapu)	*	*	*	*	*
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios					
8 (río calle Calle)	*	*	*	*	*

Análisis estadísticos

En general, las concentraciones de los metales pesados disueltos presentaron diferencias significativas ($p<0,05$) entre sectores del área de estudio; sólo la concentración de Cobre y Zinc presentaron diferencias significativas entre años (2015 > 2014) (Tabla 4.1.1.38). Sin embargo, el análisis multivariado evidencia que tanto las diferencias en concentracion de metales disueltos entre años y sectores son capaces de generar un patrón de discriminación significativo y con elevados niveles de éxito en la reclasificación, sobre todo entre años (87%) (Tabla 4.1.1.39). Lo anterior implica que las diferencias en concentración de metales disueltos entre diferentes sectores se dá en el conjunto de elementos analizados y que estas diferencias son consistentes a través del tiempo.

Tabla 4.1.1.38. Resumen de ANDEVA Factorial y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar diferencias en las concentraciones de metales pesados disueltos registradas entre los factores principales. Estos son Año de muestreo (2014 – 2015) y Sector (L = sector límnico del río Cruces; EE = eje estuarial y central del río Cruces; T = ríos tributarios del humedal del río Cruces y F = fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios). Los valores de P en negrilla son significativos (<0,05) para cada prueba. En el caso del Zinc (Zn) se presenta el resumen para la Prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis.

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	P	Prueba de Tukey
Fe (*)	Año (A)	1	0,00568	0,02601	0,5	0,483	
	Sector (S)	3	1,37001	0,38904	7,42	**<0,001**	F < T = L = EE
	A × S	3	0,26062	0,08687	1,66	0,184	
	Error	72	3,77312	0,0524			
	Total	79	5,40943				
Al (*)	Año (A)	1	0,00282	0,00993	0,11	0,739	
	Sector (S)	3	0,14817	0,03359	0,38	0,770	
	A × S	3	0,1043	0,03477	0,39	0,760	
	Error	72	6,41533	0,0891			
	Total	79	6,67061				
Mn (*)	Año (A)	1	0,0918	0,008	0,04	0,847	
	Sector (S)	3	5,2523	1,8668	8,73	**<0,001**	L = T > EE = F
	A × S	3	1,0986	0,3662	1,71	0,172	
	Error	72	15,3913	0,2138			
	Total	79	21,8341				
Cu (*)	Año (A)	1	0,55512	0,63338	34,96	**<0,001**	2015 > 2014
	Sector (S)	3	0,27832	0,06984	3,86	**0,013**	L = EE = T > F
	A × S	3	0,13286	0,04429	2,44	0,071	
	Error	72	1,30433	0,01812			
	Total	79	2,27062				

Prueba Kruskal-Wallis

		H	GL	P
Zn	Año	31,45	1	**<0,001**
	Sector	7,03	3	0,071

GL = Grados de Libertad; SC = Suma de Cuadrados; CM = Cuadrados medios; F = razón F; P = probabilidad de error en rechazar Ho; (*) Datos transformados a Log_{10}.

Tabla 4.1.1.39. Resumen de matriz de reclasificación basado en un Análisis de Función Discriminante (DFA) y Análisis Multivariado (MANOVA) para evaluar el efecto conjunto de la concentración de metales pesados disueltos sobre las diferencias entre Año de muestreo (2014-2015) y Sector del humedal (L = sector límnico del río Cruces; EE = eje estuarial y central del río Cruces; T = ríos tributarios del humedal del río Cruces y F = fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios); Los valores de P en negrilla son significativos (<0,05) para cada prueba.

Análisis Discriminante (DFA)							**MANOVA**				
Matriz de reclasificación							**Estadígrafo**	**Valor**	**F**	**GL**	**Valor P**
Años		2014	2015	% exito			Wilks's λ	0,572	10,943	5, 73	**<0,001**
	2014	40	8	83							
	2015	2	29	94							
	Total	42	37	87							
Sector		EE	F	L	T	% éxito	Wilks's λ	0,551	3,164	15, 187	**<0,001**
	EE	15	1	6	3	60					
	F	0	6	2	1	67					
	L	7	1	8	4	40					
	T	2	2	9	12	48					
	Total	24	10	25	20	52					

Metales pesados particulados

En las Tablas 4.1.1.40 a 4.1.1.48 se informan las concentraciones de metales pesados particulados presentes en el agua del área de estudio durante los años 2014 y 2015.

Similar a lo observado en la fracción disuelta, el Hierro, Aluminio y Manganeso fueron los metales pesados más representados (*i.e.,* mayores concentraciones) en la fracción particulada.

Cuatro de los ocho metales detectados durante abril y julio de 2015 (Hierro, Manganeso, Plomo y Cadmio), se encuentran dentro de los rangos (valor máximo y mínimo), obtenidos en el Programa de Diagnóstico del humedal (Tablas 4.1.1.40, 4.1.1.42, 4.1.1.45 y 4.1.1.46, respectivamente). La excepción la constituye - entre otros - el Aluminio,

el cual presentó en la estación 3 (sector Fuerte San Luis), concentraciones superiores al límite máximo informado en el Programa de Diagnóstico (Tabla 4.1.1.41). El Cobre presentó concentraciones superiores al límite máximo informado en el Programa de Diagnóstico, sólo en la estación 6 (río Pichoy) durante el muestreo de julio 2015 (Tabla 4.1.1.43). A su vez, Zinc y Mercurio presentaron concentraciones mayores en todas las estaciones en abril y julio 2015, respectivamente (Tablas 4.1.1.44 y 4.1.1.48, respectivamente).

Durante las campañas del año 2015, no se detectó Arsénico en ninguna de las estaciones ni en los dos meses muestreados (abril y julio) (Tabla 4.1.1.47). Durante la campaña de abril de ese año, no se detectó Mercurio en ninguna de las localidades muestreadas (Tabla 4.1.1.48).

Tabla 4.1.1.40. Concentración de Hierro particulado en aguas superficiales del eje central del río Cruces y ríos Pichoy, Cayumapu y Calle Calle, entre los años 2014 y 2015. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

Estaciones	**Hierro (µg/g)**				
	2014			**2015**	
	Abril	**mayo**	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)					
1 (sector Ciruelos)	119.527 (10.850)	60.206 (1.540)	69.100 (3.012)	98.605 (18.799)	80.368 (36)
2 (sector Rucaco)	127.230 (27.561)	60.530 (1.539)	85.519 (6.609)	85.333 (333)	82.250 (6.748)
Eje central del río Cruces (sector estuarial)					
3 (sector Fuerte San Luis)	159.483 (7.301)	83.002 (8.772)	81.850 (7.672)	105.089 (31.969)	81.362 (1.496)
4 (sector Santa Clara)	65.804 (1.949)	58.997 (256)	92.697 (430)	41.920 (3.046)	109.792 (6.255)
5 (sector Punucapa)	52.039 (2.642)	51.435 (2.824)	94.179 (1.702)	59.268 (4.454)	100.698 (11.111)
Ríos tributarios del río Cruces					
6 (río Pichoy)	156.069 (23.378)	108.666 (53.391)	79.760 (4.820)	93.154 (1.758)	118.331 (6.790)
7 (río Cayumapu)	66.307 (6.141)	64.629 (1.551)	84.967 (1.659)	49.518 (1.924)	100.262 (2.550)
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios					
8 (río Calle Calle)	64.638 (23.788)	39.052 (2.052)	51.783 (467)	59.673 (17.747)	57.768 (1.730)

Tabla 4.1.1.41. Concentración de Aluminio particulado en aguas superficiales del eje central del río Cruces y ríos Pichoy, Cayumapu y Calle Calle, entre los años 2014 y 2015. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

Estaciones	Aluminio (µg/g)				
	2014			2015	
	abril	mayo	julio	abril	julio
Eje central del río Cruces (sector límnico)					
1 (sector Ciruelos)	84.230 (8.752)	59.507 (1.528)	116.150 (4.446)	98.838 (117.723)	88.195 (16.044)
2 (sector Rucaco)	75.520 (5.500)	61.246 (1.498)	124.234 (1.5907)	32.439 (30.039)	93.200 (8.873)
Eje central del río Cruces (sector estuarial)					
3 (sector Fuerte San Luis)	105.237 (43)	65.495 (6.528)	101.954 (26.672)	90.473 (58.106)	181.520 (87.347)
4 (sector Santa Clara)	54.370 (3.537)	59.584 (1.738)	100.934 (1.276)	115.402 (44.186)	94.509 (14.249)
5 (sector Punucapa)	47.656 (3.301)	61.979 (1.465)	98.845 (368)	116.558 (86.078)	59.790 (3.255)
Ríos tributarios del río Cruces					
6 (río Pichoy)	88.029 (23.562)	71.654 (13.682)	111.112 (10.073)	28.524 (19.417)	72.417 (7.038)
7 (río Cayumapu)	56.208 (7.884)	49.938 (3.371)	126.119 (3.710)	19.123 (4.077)	77.851 (3.914)
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios					
8 (río Calle Calle)	83.408 (11.219)	48.114 (4.984)	81.481 (564)	70.354 (8.005)	60.112 (4.783)

Tabla 4.1.1.42. Concentración de Manganeso particulado en aguas superficiales del eje central del río Cruces y ríos Pichoy, Cayumapu y Calle Calle, entre los años 2014 y 2015. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

	Manganeso (µg/g)				
Estaciones	**2014**			**2015**	
	abril	**mayo**	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)					
1 (sector Ciruelos)	8.054 (447)	1.045 (38)	613 (27)	6.657 (72)	2.603 (110)
2 (sector Rucaco)	7.665 (1.239)	1.005 (48)	1.712 (1.413)	5.294 (1.247)	2.392 (138)
Eje central del río Cruces (sector estuarial)					
3 (sector Fuerte San Luis)	11.685 (109)	2.804 (1.044)	1.942 (119)	8.858 (207)	2.965 (219)
4 (sector Santa Clara)	5.982 (145)	2.519 (171)	1.888 (25)	4.488 (568)	3.241 (89)
5 (sector Punucapa)	3.797 (333)	1.153 (97)	1.570 (24)	5.220 (856)	3.071 (195)
Ríos tributarios del río Cruces					
6 (río Pichoy)	7.331 (1.792)	2.196 (1.235)	860 (465)	3.544 (328)	4.279 (152)
7 (río Cayumapu)	3.182 (386)	1.505 (168)	634 (30)	602 (47)	1.695 (77)
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios					
8 (río Calle Calle)	3.673 (625)	817 (23)	834 (27)	4.825 (1.508)	1.156 (77)

Tabla 4.1.1.43. Concentración de Cobre particulado en aguas superficiales del eje central del río Cruces y ríos Pichoy, Cayumapu y Calle Calle, entre los años 2014 y 2015. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

	Cobre (µg/g)				
Estaciones		**2014**		**2015**	
	abril	**mayo**	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)					
1 (sector Ciruelos)	148 (10)	62 (9)	88 (8)	154 (67)	90 (8)
2 (sector Rucaco)	157 (41)	55 (2)	93 (6)	133 (7)	98 (11)
Eje central del río Cruces (sector estuarial)					
3 (sector Fuerte San Luis)	238 (26)	45 (5)	45 (5)	188 (93)	124 (58)
4 (sector Santa Clara)	138 (45)	48 (4)	63 (1)	95 (22)	159 (3)
5 (sector Punucapa)	111 (32)	42 (4)	43 (2)	258 (75)	104 (23)
Ríos tributarios del río Cruces					
6 (río Pichoy)	157 (84)	51 (11)	48 (3)	101 (3)	377 (205)
7 (río Cayumapu)	103 (18)	33 (2)	44 (2)	86 (17)	77 (6)
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios					
8 (río Calle Calle)	192 (31)	41 (1)	38 (0)	224 (0)	87 (27)

Tabla 4.1.1.44. Concentración de Zinc particulado en aguas superficiales del eje central del río Cruces y ríos Pichoy, Cayumapu y Calle Calle, entre los años 2014 y 2015. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

	Zinc (µg/g)				
Estaciones	**2014**			**2015**	
	abril	**mayo**	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)					
1 (sector Ciruelos)	211 (41)	234 (67)	196 (16)	1.563 (309)	161 (11)
2 (sector Rucaco)	284 (0,4)	142 (10)	213 (11)	1.390 (239)	209 (47)
Eje central del río Cruces (sector estuarial)					
3 (sector Fuerte San Luis)	646 (42)	87 (17)	213 (17)	1.243 (0,4)	238 (55)
4 (sector Santa Clara)	189 (67)	103 (24)	133 (14)	1.148 (287)	361 (16)
5 (sector Punucapa)	107 (23)	172 (164)	118 (0)	1.206 (75)	384 (133)
Ríos tributarios del río Cruces					
6 (río Pichoy)	304 (67)	148 (31)	119 (35)	1.084 (507)	272 (36)
7 (río Cayumapu)	65 (5)	150 (55)	136 (11)	1.125 (450)	244 (26)
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios					
8 (río Calle Calle)	704 (31)	82 (21)	127 (22)	2.028 (304)	99 (4)

Tabla 4.1.1.45. Concentración de Plomo particulado en aguas superficiales del eje central del río Cruces y ríos Pichoy, Cayumapu y Calle Calle, entre los años 2014 y 2015. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

	Plomo (µg/g)				
Estaciones	**2014**			**2015**	
	abril	**mayo**	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)					
1 (sector Ciruelos)	18 (2,4)	12 (0,2)	18 (0,3)	15 (1,4)	12 (0,6)
2 (sector Rucaco)	20 (3,2)	12 (0,9)	21 (0,3)	15 (1,4)	13 (1,6)
Eje central del río Cruces (sector estuarial)					
3 (sector Fuerte San Luis)	24 (1,7)	10 (0,3)	14 (1,4)	60 (56)	13 (0,9)
4 (sector Santa Clara)	10 (1,6)	11 (0,5)	18 (1,1)	12 (1,7)	19 (0,8)
5 (sector Punucapa)	11 (1,0)	18 (10)	16 (0,0)	17 (6,2)	20 (4,7)
Ríos tributarios del río Cruces					
6 (río Pichoy)	17 (6,1)	47 (37)	20 (0,1)	18 (0,2)	17 (0,9)
7 (río Cayumapu)	11 (3,6)	15 (2,4)	17 (0,7)	12 (5,5)	13 (0,5)
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios					
8 (río Calle Calle)	28 (20,0)	9 (0,5)	14 (0,7)	21 (3,8)	16 (4,4)

Tabla 4.1.1.46. Concentración de Cadmio particulado en aguas superficiales del eje central del río Cruces y ríos Pichoy, Cayumapu y Calle Calle, entre los años 2014 y 2015. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.* = No detectado, *i.e.,* bajo el límite de detección del método utilizado.

	Cadmio (µg/g)				
Estaciones	**2014**			**2015**	
	abril	**mayo**	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)					
1 (sector Ciruelos)	*	0,24 (0,14)	0,21 (0,01)	0,44 (0,02)	0,38 (0,02)
2 (sector Rucaco)	*	0,15 (0,05)	0,28 (0,03)	0,47 (0,01)	0,39 (0,12)
Eje central del río Cruces (sector estuarial)					
3 (sector Fuerte San Luis)	*	0,13 (0,02)	*	0,71 (0,07)	0,48 (0,12)
4 (sector Santa Clara)	*	0,17 (0,12)	0,17 (0,01)	0,45 (0,06)	0,92 (0,00)
5 (sector Punucapa)	*	0,09	0,12 (0,01)	0,7 (0,02)	1,17 (0,50)
Ríos tributarios del río Cruces					
6 (río Pichoy)	*	0,13	0,18 (0,05)	2,56 (3,2)	0,65 (0,02)
7 (río Cayumapu)	*	0,02	0,14 (0,01)	0,21 (0,10)	0,56 (0,06)
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios					
8 (río Calle Calle)	*	0,05 (0,00)	0,10 (0,01)	0,82 (0,13)	0,19 (0,01)

Tabla 4.1.1.47. Concentración de Arsénico particulado en aguas superficiales del eje central del río Cruces y ríos Pichoy, Cayumapu y Calle Calle, entre los años 2014 y 2015. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis. * = No detectado, *i.e.,* bajo el límite de detección del método utilizado.

	Arsénico (µg/g)				
Estaciones	**2014**			**2015**	
	abril	**mayo**	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)					
1 (sector Ciruelos)	*	18 (0,2)	18 (0,7)	*	*
2 (sector Rucaco)	*	16 (0,8)	18 (0,2)	*	*
Eje central del río Cruces (sector estuarial)					
3 (sector Fuerte San Luis)	*	*	*	*	*
4 (sector Santa Clara)	*	16 (0,0)	20 (0,5)	*	*
5 (sector Punucapa)	*	30 (0,2)	23 (2,5)	*	*
Ríos tributarios del río Cruces					
6 (río Pichoy)	*	*	15 (1,2)	*	*
7 (río Cayumapu)	*	*	*	*	*
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios					
8 (río Calle Calle)	*	18 (0,0)	20 (0,7)	*	*

Tabla 4.1.1.48. Concentración de Mercurio particulado en aguas superficiales del eje central del río Cruces y ríos Pichoy, Cayumapu y Calle Calle, entre los años 2014 y 2015. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis. * = No detectado, *i.e.,* bajo el límite de detección del método utilizado.

	Mercurio (µg/g)				
Estaciones	**2014**			**2015**	
	abril	**mayo**	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)					
1 (sector Ciruelos)	*	0,06 (0,0)	0,10 (0,0)	*	1,18 (0,2)
2 (sector Rucaco)	*	0,07 (0,0)	0,08 (0,0)	*	0,17 (0,2)
Eje central del río Cruces (sector estuarial)					
3 (sector Fuerte San Luis)	*	*	*	*	0,32 (0,0)
4 (sector Santa Clara)	*	0,05 (0,0)	0,05 (0,0)	*	1,05 (0,2)
5 (sector Punucapa)	*	*	0,08 (0,0)	*	0,61 (0,1)
Ríos tributarios del río Cruces					
6 (río Pichoy)	*	*	0,13 (0,0)	*	0,65 (0,1)
7 (río Cayumapu)	*	*	0,12 (0,0)	*	0,56 (0,0)
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios					
8 (río Calle Calle)	*	*	0,02 (0,0)	*	0,24 (0,0)

Análisis estadísticos

La variabilidad en las concentraciones de metales pesados particulados, presentó complejos patrones de variación espacial y temporal (Tabla 4.1.1.49). El Manganeso (Mn), Cobre (Cu), Cadmio (Cd), Zinc (Zn) y Arsénico (As) presentaron variaciones significativas ($p<0,05$) entre Años, siendo mayores las concentraciones durante el año 2015 con respecto al 2014. Por otra parte, Hierro (Fe) y Manganeso presentaron variaciones entre sectores, con una tendencia a tener concentraciones más altas en los ríos tributarios. Finalmente,

sólo el Plomo (Pb) presentó una interaccion significativa en la variabilidad entre años y sectores (Tabla 4.1.1.49).

Tabla 4.1.1.49. Resumen de ANDEVA Factorial y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar diferencias en las concentraciones de metales particulados registradas entre los factores principales: años de muestreo y Sector (L = sector límnico del río Cruces; EE = eje estuarial y central del río Cruces; T = ríos tributarios del humedal del río Cruces y F = fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios). Los valores de P en negrilla son significativos (<0,05). Se aplicó la Prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis cuando las variables que no cumplían los supuestos de ANDEVA. (*) = Datos transformados a $\log_{10}$.

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor P	Prueba de Tukey
Fe (*)	Año (A)	1	0,00273	0,00662	0,33	0,569	
	Sector (S)	3	0,31739	0,09576	4,73	**0,005**	L = T = EE > F
	A × S	3	0,00843	0,00281	0,14	0,936	
	Error	72	1,45715	0,02024			
Mn (*)	Año (A)	1	0,6176	0,6256	5,44	**0,023**	2015 > 2014
	Sector (S)	3	1,1	0,3588	3,12	**0,031**	F = L = EE > T
	A × S	3	0,1259	0,042	0,36	0,779	
	Error	72	8,2864	0,1151			
Cu (*)	Año (A)	1	1,23228	1,0782	18,45	**0,000**	2015 > 2014
	Sector (S)	3	0,09467	0,01767	0,3	0,824	
	A × S	3	0,1788	0,0596	1,02	0,389	
	Error	72	4,20711	0,05843			
Pb (*)	Año (A)	1	0,0072	0,01173	0,39	0,534	
	Sector (S)	3	0,01329	0,00678	0,23	0,878	
	A × S	3	0,24145	0,08048	2,68	**0,053**	
	Error	72	2,16177	0,03002			
Cd (*)	Año (A)	1	17,915	14,8907	96,77	**<0,001**	2015 > 2014
	Sector (S)	3	0,3108	0,0717	0,47	0,707	
	A × S	3	0,7407	0,2469	1,6	0,196	
	Error	72	11,0792	0,1539			

Prueba Kruskal –Wallis

		H	GL	Valor P
Al	Año	0,29	1	0,589
	Sector	5,97	3	0,113
Zn	Año	27,61	1	**<0,001**
	Sector	1,36	3	0,715
As	Año	16,69	1	**<0,001**
	Sector	2,37	3	0,498

Hg	Año	3,67	1	0,055
	Sector	0,96	3	0,812

El análisis discriminante (DFA), detectó un alto éxito en la reclasificación entre años (84%) y algo menor entre sectores (59%). Sin embargo, el análisis MANOVA, indica que ambos patrones de discrinimacion son significativos (Tabla 4.1.1.50), lo que muestra que las diferencias entre años en la concentación de metales ocurre en el conjunto de elementos analizados.

Tabla 4.1.1.50. Resumen de matriz de reclasificación basado en un Análisis de Función Discriminante (DFA) y Análisis Multivariado (MANOVA) para evaluar el efecto conjunto de la concentración de metales pesados particulados (Fe, Mn, Al, Cu) sobre las diferencias entre Año de muestreo (2014-2015) y Sector del humedal (L = sector límnico del río Cruces; EE = eje estuarial y central del río Cruces; T = ríos tributarios del humedal del río Cruces y F = fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios); Los valores de P en negrilla son significativos (<0,05) para cada prueba.

Análisis Discriminante (DFA)						**MANOVA**					
Matriz de reclasificación						**Estadígrafo**	**Valor**	**F**	**GL**		**Valor P**
Años	2014	2015	% éxito			Wilks's λ	0,576	10,913	5	74	**<0,001**
2014	45	3	94								
2015	10	22	69								
Total	55	25	84								
Sectores	EE	F	L	T	% éxito						
EE	12	1	2	10	48	Wilks's λ	0,615	2,561	15	190	**0,002**
F	0	8	0	2	80						
L	4	1	14	1	70						
T	9	1	2	13	52						
Total	25	11	18	26	59						

Ácidos grasos y Ácidos resínicos

La Tabla 4.1.1.51 muestra las concentraciones de Ácidos grasos y Ácidos resínicos en el agua del área de estudio.

Los resultados obtenidos durante abril de 2015, fueron de algún modo similares a los de mayo del año 2014, pero inferiores a los de abril de ese año. A su vez, los resultados de julio 2015 fueron muy similares a los de julio 2014 (Tabla 4.1.1.51).

Al igual que lo observado durante el Programa de Diagnóstico Ambiental del HRC, no se detectó con la metodología de análisis utilizada, la presencia de Ácidos resínicos en ninguna de las estaciones y campañas de muestreo.

Tabla 4.1.1.51. Concentración de Ácidos grasos y Ácidos resínicos en el agua del área de estudio. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis. * = No detectado, *i.e.,* bajo el límite de detección del método utilizado.

	Ácidos grasos (µg/L)				
Estaciones	**2014**			**2015**	
	abril	**mayo**	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)					
1 (sector Ciruelos)	7,4 (0,2)	0,8 (0,1)	0,3 (0,0)	1,2 (0,0)	0,3 (0,1)
2 (sector Rucaco)	29,8 (1,8)	1,8 (0,5)	0,3 (0,1)	1,0 (0,0)	0,2 (0,0)
Eje central del río Cruces (sector estuarial)					
3 (sector Fuerte San Luis)	17,0 (1,5)	1,4 (0,5)	0,3 (0,1)	0,8 (0,1)	0,2 (0,1)
4 (sector Santa Clara)	15,7 (2,6)	0,9 (0,0)	0,3 (0,0)	0,6 (0,1)	0,1 (0,0)
5 (sector Punucapa)	23,9 (2,9)	0,8 (0,1)	0,6 (0,2)	0,9 (0,1)	0,2 (0,0)
Ríos tributarios del río Cruces					
6 (río Pichoy)	4,0 (0,9)	1,2 (0,2)	0,2 (0,0)	0,7 (0,1)	0,2 (0,0)
7 (río Cayumapu)	15,3 (2,2)	0,7 (0,0)	0,2 (0,0)	0,5 (0,0)	0,1 (0,0)
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios					
8 (río calle Calle)	9,3 (3,0)	0,8 (0,1)	0,5 (0,1)	0,7 (0,2)	0,1 (0,0)
	Ácidos resínicos (µg/L)				
Estaciones	**2014**			**2015**	
	abril	**mayo**	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)					
1 (sector Ciruelos)	*	*	*	*	*
2 (sector Rucaco)	*	*	*	*	*
Eje central del río Cruces (sector estuarial)					
3 (sector Fuerte San Luis)	*	*	*	*	*
4 (sector Santa Clara)	*	*	*	*	*
5 (sector Punucapa)	*	*	*	*	*
Ríos tributarios del río Cruces					
6 (río Pichoy)	*	*	*	*	*
7 (río Cayumapu)	*	*	*	*	*
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios					
8 (río calle Calle)	*	*	*	*	*

Compuestos Órgano-Halogenados Adsorbibles (AOX)

La Tabla 4.1.1.52 muestra los resultados de los análisis de compuestos órgano halogenados adsorbibles (AOX) en el agua del área de estudio. Durante el año 2015, las concentraciones más altas de AOX se detectaron durante el muestreo de abril o período de menor caudal; esto fue similar a lo observado durante el año 2014. Sin embargo, las concentraciones medidas durante abril del año 2015, fueron notoriamente más altas que las del 2014 y tanto en el eje central del río Cruces (estaciones 2, 3, 4 y 5) como en los ríos tributarios (estaciones 6 y 7) (Tabla 4.1.1.52). Durante el muestreo de julio 2015, todos los valores de AOX estuvieron dentro del rango informado en el Programa de Diagnóstico Ambiental.

Tabla 4.1.1.52. Concentración de los compuestos órgano-halogenados adsorbibles (AOX) en el agua del área de estudio. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

	AOX (µg/L)				
Estaciones	**2014**			**2015**	
	Abril	**mayo**	**julio**	**abril**	**julio**
Eje central del río Cruces (sector límnico)					
1 (sector Ciruelos)	6,5 (0,2)	9,7 (3,0)	9,5 (2,2)	7,4 (0,6)	5,9 (0,4)
2 (sector Rucaco)	50,9 (0,9)	14,8 (2,2)	5,4 (0,7)	72,4 (1,7)	10,6 (0,8)
Eje central del río Cruces (sector estuarial)					
3 (sector Fuerte San Luis)	29,7 (1,9)	12,4 (1,8)	6,9 (1,4)	50,5 (1,2)	10,1 (0,6)
4 (sector Santa Clara)	25,2 (1,2)	13,5 (2,9)	8,7 (1,0)	56,8 (7,4)	10,5 (2,7)
5 (sector Punucapa)	42,1 (2,9)	7,6 (2,3)	11,5 (0,1)	159,8 (4,0)	8,4 (0,3)
Ríos tributarios del río Cruces					
6 (río Pichoy)	5,6 (0,7)	4,7 (0,2)	17,2 (1,4)	23,1 (4,0)	10,2 (0,4)
7 (río Cayumapu)	25,5 (1,5)	13,3 (4,0)	14,7 (3,3)	118,5 (24,5)	12,2 (2,0)
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios					
8 (río calle Calle)	5,2 (1,0)	42,6 (1,4)	6,8 (0,4)	6,4 (1,1)	5,0 (0,7)

Análisis estadísticos

Los resultados de los análisis estadísticos muestran concentraciones de Acidos grasos significativamente más altas (p<0,05) durante el año 2014 *vs* las del año (Tabla 4.1.1.53). Las concentraciones de AOX variarion significativamente (p<0,05) entre sectores del área de estudio, siendo el central y estuarial del humedal, el que presentó las concentraciones más altas (Tabla 4.1.1.53). El análisis discriminante (DFA) también evidenció que las diferencias de ambos compuestos son mayores entre años, con un éxito de reclasificación entre ambos años relativamente alto (65%), lo cual se refleja en que los resultados del MANOVA evidencian un patrón discriminatorio significativo y de mayor magnitud entre años que entre sectores (Tabla 4.1.1.54). Esto indica que basado en un análisis simultáneo de ambos compuestos, la variabilidad temporal de estos podría ser más intensa que la variabilidad espacial, y que este patrón podría estar dominado por la variabilidad temporal de los Ácidos grasos.

Tabla 4.1.1.53. Resumen de ANDEVA Factorial y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar diferencias en las concentraciones de Ácidos grasos y Compuestos Halogenados Adsorbibles registradas entre los factores principales. Estos son Año de muestreo (2014 – 2015) y Sector (L = sector límnico del río Cruces; EE = eje estuarial y central del río Cruces; T = ríos tributarios del humedal del río Cruces y F = fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios). Los valores de P en negrilla son significativos (<0,05). (*) = Datos transformados a $\log_{10}$.

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor P	Prueba de Tukey
Ác. grasos (*)	Año (A)	1	8,017	7,091	18,67	**<0,001**	2014 > 2015
	Sector (S)	3	0,3483	0,122	0,32	0,811	
	A × S	3	0,1141	0,038	0,1	0,960	
	Error	72	27,3505	0,379			
	Total	79	35,8299				
AOX (*)	Año (A)	1	0,5159	0,1313	0,93	0,339	
	Sector (S)	3	0,9026	0,4061	2,86	**0,043**	EE > F = L = T
	A × S	3	0,7962	0,2654	1,87	0,142	
	Error	72	10,2124	0,1418			
	Total	79	12,427				

Tabla 4.1.1.54. Resumen de matriz de reclasificación basado en un Análisis de Función Discriminante (DFA) y Análisis Multivariado (MANOVA) para evaluar el efecto conjunto de la concentración de Ácidos grasos y AOX sobre las diferencias entre Año de muestreo (2014-2015) y Sector del humedal (L = sector límnico del río Cruces; EE = eje estuarial y central del río Cruces; T = ríos tributarios del humedal del río Cruces y F = fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios). Los valores de P en negrilla son significativos (<0,05) para cada prueba.

	Análisis Discriminante (DFA)						**MANOVA**				
	Matriz de reclasificación					**Estadígrafo**	**Valor**	**F**	**GL**		**Valor P**
Años	2014	2015	% éxito								
2014	22	26	46			Wilks's λ	0,751	12,789	2,	77	**<0,001**
2015	2	30	94								
Total	24	56	65								
Sectores	EE	F	L	T	% éxito						
EE	0	15	5	5	0	Wilks's λ	0,959	0,531	6,	150	0,784
F	4	6	0	0	60						
L	3	14	1	2	5						
T	0	19	3	3	12						
Total	7	54	9	10	13						

Dioxinas y Furanos

La Tabla 4.1.1.55 muestra los resultados de los análisis tendientes a evaluar las concentraciones de Dioxinas y Furanos en el agua del área de estudio, a la vez que la Tabla 4.1.1.56 muestra los equivalentes toxicos (EQTs) calculados.

El contenido de estos compuestos se expresa como la suma de los congéneres individuales analizados, *i.e.,* 7 Dioxinas y 10 Furanos. Por otra parte, los equivalentes tóxicos totales son la suma de los 17 congéneres, multiplicados por el factor equivalente respectivo utilizando los factores de la OMS (1998).

No se detectó la presencia de la Dioxina TCDD o en ninguna de las estaciones muestreadas ni en ninguna de las dos campañas realizadas (abril y julio 2015). El patrón de

distribución de los 17 congéneres, está dominado por las Hepta cloro Dioxinas y Furanos (HpCDD y HpCDF), seguido por la Octa cloro dibenzo dioxina (OCDD) durante abril, con concentraciones cercanas al límite de detección analítico (L.D. 0,0001 ng/L). En general, se aprecia que durante la campaña de abril 2015, Dioxinas y Furanos (tanto en concentraciones como equivalentes tóxicos), se encuentran dentro del rango (valor máximo y mínimo), obtenido en el Programa de Diagnóstico Ambiental del HRC (Tablas 4.1.1.55 y 4.1.1.56).

Tabla 4.1.1.55. Concentraciones de Dioxinas y Furanos en aguas superficiales del eje central del río Cruces y ríos Pichoy, Cayumapu y Calle Calle, entre los años 2014 y 2015. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis. SD= sin datos.

	Dioxinas (ng/L)			
estaciones	**2014**			**2015**
	abril	**mayo**	**julio**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	0,0003 (0,0001)	0,0163 (0,0231)	0,0000 (0,0000)	0,0015 (0,0004)
2 (sector Rucaco)	0,0000 (0,0000)	0,0063 (0,0083)	0,0005 (0,0006)	0,0003 (0,0004)
Eje central del río Cruces (sector estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	0,0022 (0,0011)	0,0085 (0,012)	0,0001 (0,0001)	0,0003 (0,0001)
4 (sector Santa Clara)	SD	SD	SD	0,0014 (0,0001)
5 (sector Punucapa)	0,0021 (0,0008)	0,0183 (0,0091)	0,0000 (0,0000)	0,0000 (0,0000)
Ríos tributarios del río Cruces				
6 (río Pichoy)	0,0008 (0,0011)	0,0006 (0,0004)	0,0001 (0,0001)	0,0003 (0,0004)
7 (río Cayumapu)	0,001 (0,0013)	0,0009 (0,0012)	0,0000 (0,0000)	0,0015 (0,0007)
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios				
8 (río calle Calle)	0,0000 (0,0000)	0,0008 (0,0006)	0,0013 (0,0002)	0,0000 (0,0000)

	Furanos (ng/L)			
estaciones	**2014**			**2015**
	abril	**mayo**	**julio**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	0,0004 (0,0000)	0,0074 (0,0104)	0,0004 (0,0002)	0,0008 (0,0006)
2 (sector Rucaco)	0,0004 (0,0005)	0,0113 (0,015)	0,0002 (0,0002)	0,0000 (0,0000)
Eje central del río Cruces (sector estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	0,0003 (0,0004)	0,0123 (0,0173)	0,0003 (0,0004)	0,0005 (0,0001)
4 (sector Santa Clara)	SD	SD	SD	0,0016 (0,0005)
5 (sector Punucapa)	0,0000 (0,0000)	0,0291 (0,0148)	0,0005 (0,0007)	0,0011 (0,0016)
Ríos tributarios del río Cruces				
6 (río Pichoy)	0,0003 (0,0004)	0,0002 (0,0003)	0,0003 (0,0000)	0,0003 (0,0001)
7 (río Cayumapu)	0,0000 (0,0000)	0,0006 (0,0000)	0,0003 (0,0000)	0,0011 (0,0001)
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios				
8 (río calle Calle)	0,0000 (0,0000)	0,0002 (0,0003)	0,0005 (0,0007)	0,0000 (0,0000)

Tabla 4.1.1.56. Concentración de Equivalentes Tóxicos (EQTs) en aguas superficiales del eje central del río Cruces y ríos Pichoy, Cayumapu y Calle Calle, entre los años 2014 y 2015. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis. SD= sin dato.

	EQTs (ng/L)			
Estaciones	**2014**			**2015**
	abril	**mayo**	**julio**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
1 (sector Ciruelos)	0,00004 (0,0000)	0,00043 (0,0006)	0,00008 (0,00008)	0,00005 (0,00002)
2 (sector Rucaco)	0,0000 (0,0000)	0,00039 (0,00014)	0,00001 (0,00001)	0,00000 (0,00000)
Eje central del río Cruces (sector estuarial)				
3 (sector Fuerte San Luis)	0,00003 (0,00003)	0,00015 (0,00021)	0,00003 (0,00003)	0,00009 (0,00007)
4 (sector Santa Clara)	SD	SD	SD	0,00003 (0,00003)
5 (sector Punucapa)	0,0000 (0,0000)	0,00043 (0,00038)	0,00002 (0,00002)	0,00000 (0,00000)
Ríos tributarios del río Cruces				
6 (río Pichoy)	0,00003 (0,00004)	0,00002 (0,00003)	0,00003 (0,00001)	0,00000 (0,00000)
7 (río Cayumapu)	0,00000 (0,00000)	0,00008 (0,00003)	0,00003 (0,00001)	0,00005 (0,00002)
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios				
8 (río calle Calle)	0,00000 (0,00000)	0,0000 (0,0000)	0,00006 (0,00009)	0,00000 (0,00000)

Análisis estadísticos

No se detectaron diferencias significativas entre Años y Sectores del HRC para ninguno de los parámetros analizados (Dioxinas, Furanos, EQT) (Tabla 4.1.1.57). Lo anterior, se refleja también en el bajo éxito de reclasificación de años (36%) y sectores (21%) basados en los valores de tales parámetros y la ausencia de un patrón de discriminación significativo (MANOVA, $p > 0,05$, Tabla 4.1.1.58). Esto sugiere que las concentraciones de estos compuestos en el área de estudio, son niveles basales distribuídos homogéneamente en el espacio y estables a través del tiempo.

Tabla 4.1.1.57. Resumen de ANDEVA Factorial y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar diferencias en las concentraciones de Dioxinas y Furanos registradas entre los factores principales. Estos son Año de muestreo (2014 – 2015) y Sector (L = sector límnico del río Cruces; EE = eje estuarial y central del río Cruces; T = ríos tributarios del humedal del río Cruces y F = fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios). Los valores de P en negrilla son significativos (<0,05).

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor P
Dioxinas (*)	Año (A)	1	0,0000102	0,0000095	1,43	0,237
	Sector (S)	3	0,0000185	0,0000028	0,42	0,739
	A × S	3	0,0000064	0,0000021	0,32	0,810
	Error	50	0,0003333	0,0000067		
	Total	57	0,0003685			
Furanos (*)	Año (A)	1	0,0000124	0,0000119	1,26	0,267
	Sector (S)	3	0,0000345	0,0000061	0,65	0,588
	A × S	3	0,0000098	0,0000033	0,35	0,792
	Error	50	0,0004715	0,0000094		
	Total	57	0,0005282			

		H	GL	Valor P
EQT	Año	0,02	1	0,890
	Sector	5,09	3	0,165

(*) = Datos transformados a $\log_{10} + 1$

Tabla 4.1.1.58. Resumen de matriz de reclasificación basado en un Análisis de Función Discriminante (DFA) y Análisis Multivariado (MANOVA) para evaluar el efecto conjunto de la concentración Dioxinas, Furanos y EQT sobre las diferencias entre Año de muestreo (2014-2015) y Sector del humedal (L = sector límnico del río Cruces; EE = eje estuarial y central del río Cruces; T = ríos tributarios del humedal del río Cruces y F = fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios). Los valores de P en negrilla son significativos (<0,05) para cada prueba.

	Análisis Discriminante (DFA)						**MANOVA**			
	Matriz de reclasificación					**Estadígrafo**	**Valor**	**F**	**GL**	**p-value**
Años	2014	2015	% éxito			Wilks's λ	0,971	0,531	3, 54	0,663
2014	6	36	14							
2015	1	15	94							
Total	7	51	36							
Sectores	EE	F	L	T	% éxito					
EE	1	6	4	3	7	Wilks's λ	0,893	0,667	9, 116	0,738
F	0	6	1	1	75					
L	2	10	2	2	13					
T	1	15	1	3	15					
Total	4	37	8	9	21					

4.1.1.4. Conclusiones

• En términos generales, la variabilidad espacial de la temperatura durante los muestreos del Programa de Monitoreo fue bastante homogénea, con la ocurrencia general de valores más altos en el eje central del río Cruces y ríos tributarios.

• Aun cuando no se encontró un patrón definido de variabilidad espacial del pH, los datos muestran que en general los valores más altos ocurrieron en el sector estuarial del área de estudio.

• La conductividad del agua superficial mostró valores más altos y mayor heterogeneidad espacial durante los muestreos de abril 2014 (Programa de Diagnóstico Ambiental), abril y mayo 2015 y verano del año 2016 (Programa de Monitoreo Ambiental). Tales fechas corresponden a los meses de menor caudal hídrico y consecuentemente, hay mayor intrusión salina al HRC.

• En términos generales, el contenido de sólidos suspendidos totales fue menor durante el período estival y mayor durante el período invernal lo que evidencia influencia de lluvias y caudal hídrico (mayores durante el invierno).

• 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; la transparencia del agua varió inversamente con la concentración de sólidos suspendidos totales.

• Los valores de concentración de oxígeno estuvieron casi en su totalidad cercanos o sobre los 8 mg/L; en general, los valores más bajos se registraron durante el verano del año 2016.

• En general, la DBO_5 presentó valores en el rango informado para el año 2014; durante el año 2014 y 2015 los valores más altos se detectaron durante julio o período de mayor caudal hídrico

• La demanda química de oxígeno durante los muestreos del Programa de Monitoreo, también mostró valores que están dentro del rango informado para el año 2104.

• El carbono orgánico total (COT) presentó concentraciones significativamente más altas en el año 2015 y en los sectores del eje estuarial y tributarios del humedal del río Cruces.

• El Nitrato, Nitrógeno y Fósforo total y el Fosfato presentaron similitudes entre años y variaciones entre sectores, con valores significativamente más altos en el sector límnico del humedal del río Cruces. En general, no se ha detectado la presencia de Nitrito en el área de estudio.

• La concentración de coliformes fecales y totales mostró diferencias significativas entre sectores del humedal, con concentraciones más bajas en los ríos tributarios.

• Las concentraciones de metales pesados disueltos presentaron diferencias significativas entre sectores del área de estudio; sólo la concentración de Cobre y Zinc presentaron diferencias entre años (2015 > 2014), lo que muestra un patrón altamente heterogéneo.

• Los metales pesados particulados, presentaron complejos patrones de variación espacial y temporal. El Manganeso (Mn), Cobre (Cu), Cadmio (Cd), Zinc (Zn) y Arsénico (As) presentaron variaciones significativas entre años, siendo mayores las concentraciones durante el año 2015 con respecto al 2014. Por otra parte, Hierro (Fe) y Manganeso (Mn) presentaron variaciones entre sectores, con una tendencia a tener concentraciones más altas en los ríos tributarios.

• No se detectó la presencia de Ácidos resínicos en el agua durante el primer año del Programa de Monitoreo del HRC; tampoco durante el Programa de Diagnóstico.

• Las concentraciones de AOX fueron significativamente más bajas durante el año 2015 comparado con las del año 2014; las concentraciones más altas se detectaron en el eje central y estuarial del humedal.

• No se detectaron diferencias significativas al comparar concentraciones de Dioxinas, Furanos, EQT entre años y sectores del área de estudio.

• No se detectó la presencia de la Dioxina TCDD o 2378 en ninguna de las estaciones muestreadas ni en ninguna de las dos campañas realizadas.

4.1.2. CALIDAD DEL SEDIMENTO

4.1.2.1. Objetivos

Medir y analizar en el sedimento los siguientes parámetros:

• Textura, granulometría, contenido de materia orgánica y carbono orgánico total.

• pH y redox (potencial óxido - reducción).

• Metales pesados (Hierro, Aluminio, Manganeso, Cobre, Zinc, Plomo, Cadmio y Arsénico) medida con ICP – OES (Espectrometría de Emisión Óptica con Inducción Acoplada de Plasma) y/o EAA de llama, según niveles de concentración). Mercurio mediante análisis directo.

• Ácidos grasos, ácidos resínicos, compuestos Órgano-Halogenados Adsorbibles (AOX) y Órgano-Halogenados Extraíbles (EOX).

• Dioxinas y Furanos (17 congéneres incluidos en el Convenio de Estocolmo de 2001).

4.1.2.2. Material y métodos

El muestreo estacional destinado a análisis de calidad del sedimento para el Monitoreo del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios, se realizó en ocho de las 14 estaciones seleccionadas dentro del Programa de Diagnóstico Ambiental del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios: 2014 – 2015. Los muestreos para estos análisis, se realizaron en las mismas estaciones seleccionadas para muestreos de calidad del agua. Las fechas de muestreo y estaciones se muestran en la Figura 4.1.2.1 y Tabla 4.1.2.1.

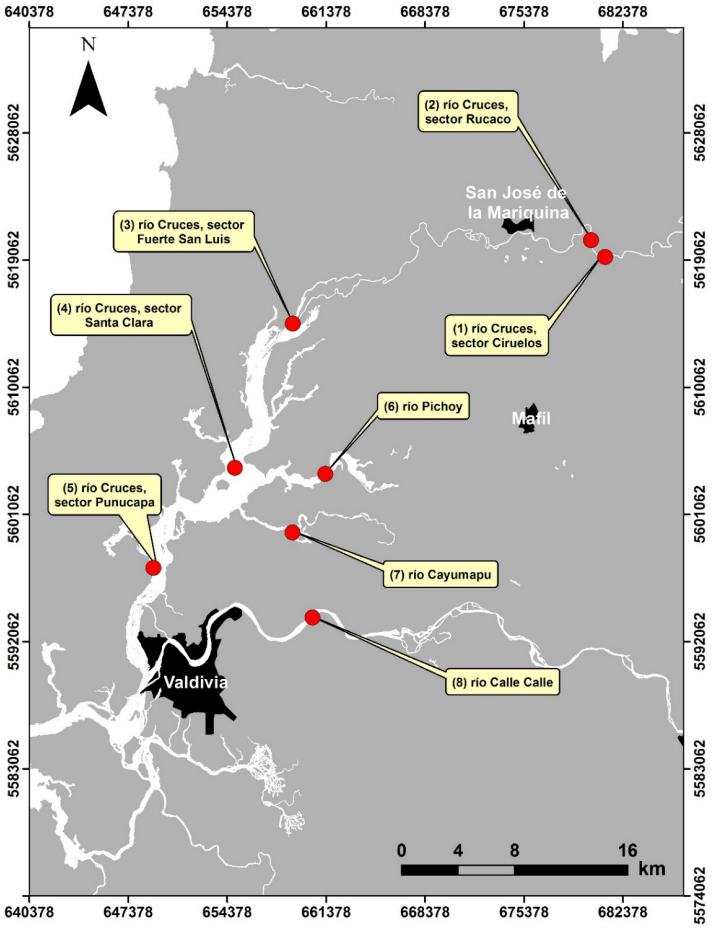


Figura 4.1.2.1. Ubicación de los sitios de muestreo (1 a 8) para análisis de calidad del sedimento en el área de estudio.

Tabla 4.1.2.1. Estaciones y fechas de muestreos de la calidad del sedimento durante abril 2015, periodo de menor caudal hídrico en el área de estudio.

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 (sector estuarial)	
3 (sector Fuerte San Luis)	08-abr-2015
4 (sector Santa Clara)	07-abr-2015
5 (sector Punucapa)	09-abr-2015
Ríos tributarios del río Cruces (sector estuarial)	
6 (río Pichoy)	07-abr-2015
7 (río Cayumapu)	07-abr-2015
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios	
8 (río Calle Calle)	09-abr-2015

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

• Uso de draga PONAR que cubre un área del fondo de 33 x 33 cm. Uso de toma – testigo plástico de 10 cm de diámetro enterrado a 20 cm de profundidad en los sedimentos contenidos en la draga, para los análisis que se indican más abajo. Los sedimentos así recolectados se colocaron en envolturas de aluminio (*i.e.*, alusa foil) para los análisis de compuestos orgánicos y en bolsas plásticas selladas (tipo Whirl pack®) para los análisis de metales pesados.

• Potencial óxido – reducción: sonda con electrodo para medición de potencial óxido reducción.

• Análisis de textura mediante metodología de tamizado en húmedo (Anderson *et al*., 1981) y granulometría de la arena mediante velocidad de decantación de las

partículas (Emery, 1938) y método de momentos (Seward-Thompson & Hails, 1973) (Unidades: % para análisis texturales y micrones para granulometría).

• Materia orgánica: calcinación y gravimetría (Unidad: % de materia orgánica por clase textural).

• Carbono orgánico total: combustión catalítica (Unidad: % C).

• Metales pesados: mediante espectroscopía de emisión óptica de plasma inductivamente acoplado (ICP-OES) y/o EAA de llama según nivel de concentración (Unidad: µg/g). El Mercurio se analizó con un Analizador Directo de Mercurio (MDA) por descomposición térmica, conversión catalítica, amalgamación y EAA (Unidad: µg/g).

• Ácidos grasos: cromatografía gaseosa con detección de masa (Unidad: µg/g).

• Ácidos resínicos: cromatografía gaseosa con detección de masa (Unidad: µg/g.

• Compuestos Órgano-Halogenados Adsorbibles (AOX): titulación micro coulombimétrica con adsorción en carbono activado (Unidad: µg/g).

• Compuestos Órgano-Halogenados Extraíbles (EOX): titulación micro coulombimétrica con extracción en hexano (Unidad: µg/g).

• Dioxinas y Furanos: Cromatografía gaseosa de alta resolución con detección de masa de alta resolución (HRGC/HRMS) y preparación automática de muestras (FMS) utilizando Extracción Presurizada Liquida (PLE) (Unidad: ng/g).

4.1.2.3. Resultados

Textura y granulometría

Las Tablas 4.1.2.2 a 4.1.2.5 muestran la variabilidad interanual de los valores porcentuales de los contenidos de grava, arena, tamaño medio de la partícula de arena, fango, agregados biogénicos, materia orgánica total y carbono orgánico total durante abril del 2015 (Programa de Monitoreo Ambiental) y abril y julio de 2014 (Programa de Diagnóstico Ambiental).

Durante abril del año 2015, las partículas de tamaño grueso correspondientes a la grava (> 2000 micrones) no estuvieron representadas en las estaciones del área de estudio, con excepción del sector de Rucaco (estación 2). Durante el Programa de Diagnóstico Ambiental, el contenido porcentual de esta fracción también estuvo representada en el mismo sector, aun cuando el valor más alto se registró en el sector del Fuerte San Luis (83,2% en abril 2014; ver Tabla 4.1.2.2).

Tabla 4.1.2.2. Comparación interanual de los valores porcentuales promedio de grava en los sedimentos del área de estudio durante 2014 (abril y julio) y 2015 (abril). Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

	grava (%)		
Estaciones	**2014**		**2015**
	abril	**julio**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	9,3 (0,8)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
2 (sector Rucaco)	46,2 (12,8)	39,2 (5,1)	11,9 (11,2)
Eje central del río Cruces (sector estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	83,2 (10,2)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
4 (sector Santa Clara)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
5 (sector Punucapa)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
Ríos tributarios del río Cruces			
6 (río Pichoy)	0,7 (0,1)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
7 (río Cayumapu)	4,0 (5,7)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios			
8 (río Calle Calle)	0,2 (0,1)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)

Durante la campaña de abril 2015, la fracción de arena estuvo primariamente representada (> 90%) en los sedimentos de las estaciones 3 (sector Fuerte San Luis), 4 (sector Santa Clara), 6 (río Pichoy) y 8 (río Calle Calle).

Similar a lo registrado en abril del 2015, durante el Programa de Diagnóstico Ambiental (abril-julio 2014), la arena (partículas comprendidas entre 63 y 2000 micrones) también fue la fracción dominante en los sedimentos de la mayoría de las estaciones del área de estudio. Los valores porcentuales más altos (> 80%), se registraron en las estaciones 1 (sector Ciruelos, julio 2014), 4 (sector Santa Clara), 6 (río Pichoy) y 8 (río Calle Calle, julio 2014) (Tabla 4.1.2.3).

Durante abril del 2015, la variabilidad del tamaño de la partícula de arena, muestra en general dos tipos: arenas de tamaño medio (partículas comprendidas entre 250 - 500 micrones) en Rucaco, Santa Clara y Pichoy y arenas de tamaños finos (partículas comprendidas entre 125 - 250 micrones) en Ciruelos, Punucapa, Cayumapu y Calle Calle con excepción de la estación 3 (sector Fuerte San Luis), donde ocurrieron arenas de tamaño grueso (> 500 micrones) (Tabla 4.1.2.3).

Durante el desarrollo del Programa de Diagnóstico Ambiental y durante ambas campañas, las arenas de mayor diámetro nominal se encontraron en los sedimentos de la estación ubicada en el sector Rucaco (estación 2). Durante la campaña de abril de 2014, las arenas más finas ocurrieron en el río Cayumapu y río Calle Calle (estaciones 7 y 8, 165 y 143 micrones, respectivamente), a la vez que durante julio, las arenas de menor tamaño (94,4 micrones) ocurrieron en sedimentos de la estación 7 (río Cayumapu) (Tabla 4.1.2.3).

Tabla 4.1.2.3. Comparación interanual de los valores porcentuales promedio de arena (se indica el tamaño de las partículas correspondientes a esta fracción) en los sedimentos del área de estudio durante 2014 (abril y julio) y 2015 (abril). Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

	arena (%)			tamaño de la arena (micrones)		
estaciones	**2014**		**2015**	**2014**		**2015**
	abril	**julio**	**abril**	**abril**	**julio**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)						
1 (sector Ciruelos)	65,1 (0,3)	97,9 (2,0)	64,8 (17,7)	314,0 (11,7)	307,1 (7,9)	214,6 (12,4)
2 (sector Rucaco)	47,0 (10,2)	46,1 (7,2)	69,7 (20,7)	536,0 (45, 6)	497,4 (7,5)	412,8 (141,1)
Eje central del río Cruces (sector estuarial)						
3 (sector Fuerte San Luis)	12,6 (7,0)	63,1 (37,5)	98,7 (0,5)	177,0 (7,8)	220,2 (18,6)	548,7 (25,2)
4 (sector Santa Clara)	97,0 (0,2)	80,0 (1,7)	92,4 (2,8)	394,0 (10,6)	213,1 (3,1)	299,3 (8,4)
5 (sector Punucapa)	57,8 (10,5)	73,6 (12,4)	18,0 (2,8)	211,0 (31,9)	245,4 (1,1)	178,8 (29,9)
Ríos tributarios del río Cruces						
6 (río Pichoy)	96,5 (1,1)	98,4 (0,1)	93,2 (2,4)	397,0 (7,0)	352,0 (6,4)	318,6 (7,7)
7 (río Cayumapu)	17,6 (4,8)	6,4 (3,8)	18,4 (4,6)	165,0 (35,4)	94,4 (19,3)	140,4 (29,6)
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios						
8 (río Calle Calle)	55,5 (2,7)	88,7 (2,1)	93,5 (1,7)	143,0 (3,9)	193,5 (4,3)	176,6 (5,3)

Durante abril del 2015, la fracción fango o fracciones más finas (partículas < 63 micrones) tuvieron mayor representación porcentual (> 50 %) en los fondos de las estaciones 5 (sector Punucapa) y 7 (río Cayumapu). La fracción fango tuvo su representación porcentual más baja en los sedimentos de la estación 3, sector Fuerte San Luis (0,5%) (Tabla 4.1.2.4). En general, durante las campañas del 2014, los valores de fango más altos ocurrieron en las estaciones 5 (sector Punucapa) y 7 (sector Cayumapu), en tanto que el valor más bajo ocurrió en la estación 6 (río Pichoy) (Tabla 4.1.2.4).

Durante abril de 2015, los valores porcentuales más altos de agregados biogénicos estuvieron representados principalmente en los sedimentos de las estaciones 1 (sector Ciruelos) y 7 (río Cayumapu), mientras que el resto de las estaciones presentaron valores < al 5% (Tabla 4.1.2.4).

Durante las campañas del 2014 (abril y julio), los agregados biogénicos estuvieron mayoritariamente representados en los sedimentos de las estaciones 3 (sector Fuerte San Luis, julio), 7 (río Cayumapu, abril) y 8 (río Calle Calle, abril) (Tabla 4.1.2.4).

Tabla 4.1.2.4. Comparación interanual de los valores porcentuales promedio de fango y agregados biogénicos en los sedimentos del área de estudio durante 2014 (abril y julio) y 2015 (abril). Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

	fango (%)			agregados biogénicos (%)		
Estaciones	**2014**		**2015**	**2014**		**2015**
	Abril	**julio**	**Abril**	**abril**	**julio**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)						
1 (sector Ciruelos)	18,0 (2,7)	1,0 (0,7)	22,9 (10,3)	7,6 (1,5)	1,1 (1,2)	12,2 (11,1)
2 (sector Rucaco)	6,3 (2,5)	13,8 (1,2)	17,5 (12,6)	0,5 (0,2)	0,9 (0,9)	0,9 (1,2)
Eje central del río Cruces (sector estuarial)						
3 (sector Fuerte San Luis)	3,0 (3,6)	17,7 (11,9)	0,5 (0,2)	1,3 (0,4)	19,2 (25,6)	0,8 (0,6)
4 (sector Santa Clara)	1,2 (0,1)	11,1 (3,4)	7,3 (2,8)	1,9 (0,3)	9,0 (1,7)	0,3 (0,0)
5 (sector Punucapa)	40,6 (10,9)	21,8 (10,0)	77,0 (3,6)	1,6 (0,4)	4,5 (2,4)	5,0 (3,7)
Ríos tributarios del río Cruces						
6 (río Pichoy)	1,8 (0,2)	0,2 (0,1)	6,1 (2,1)	1,0 (0,8)	1,4 (0,3)	0,7 (0,3)
7 (río Cayumapu)	42,1 (6,0)	86,9 (8,2)	57,1 (24,1)	36,2 (5,2)	6,6 (4,4)	24,5 (28,4)
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios						
8 (río Calle Calle)	28,3 (3,1)	10,2 (1,8)	5,3 (0,5)	15,9 (0,3)	1,1 (0,3)	1,2 (1,3)

Durante abril del 2015, la concentración más alta (33,4%) de materia orgánica total se detectó en sedimentos de la estación 7 (río Cayumapu), en tanto el valor más bajo se registró en el sector Rucaco y fue del 2,0% (Tabla 4.1.2.5). Durante el Programa de Diagnóstico Ambiental, las concentraciones más altas de materia orgánica total se detectaron en sedimentos de la estación 7 (río Cayumapu), en tanto que los valores más bajos ocurrieron en la estación 6 (río Pichoy) (Tabla 4.1.2.5).

Durante abril del 2015, la concentración porcentual más alta (> a 5%) de Carbono orgánico total en el área de estudio se detectó en los sedimentos de las estaciones 3 (sector Fuerte San Luis) y 7 (río Cayumapu) (Tabla 4.1.2.5). En el año 2014, (Programa de Diagnóstico Ambiental), este parámetro registró sus valores porcentuales más altos en las estaciones 2 (sector Rucaco) y 7 (río Cayumapu), mientras que el resto de las estaciones presentaron valores menores a 2,0 % (Tabla 4.1.2.5).

Tabla 4.1.2.5. Comparación interanual de los valores porcentuales promedio de materia orgánica total y carbono orgánico total (COT) en los sedimentos del área de estudio durante 2014 (abril y julio) y 2015 (abril). Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

	materia orgánica total (%)			**carbono orgánico total (% C)**		
Estaciones	**2014**		**2015**	**2014**		**2015**
	abril	**julio**	**Abril**	**abril**	**julio**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)						
1 (sector Ciruelos)	6,7 (0,2)	2,8 (0,2)	15,6 (0,6)	0,3 (0,1)	0,5 (0,0)	0,3 (0,0)
2 (sector Rucaco)	4,0 (1,1)	10,5 (0,7)	2,0 (0,4)	6,4 (0,3)	3,1 (0,4)	0,3 (0,0)
Eje central del río Cruces (sector estuarial)						
3 (sector Fuerte San Luis)	4,9 (2,1)	9,7 (2,7)	2,4 (0,4)	3,4 (0,2)	0,6 (0,0)	5,2 (0,3)
4 (sector Santa Clara)	2,6 (0,1)	6,8 (0,2)	4,9 (0,8)	0,4 (0,1)	0,7 (0,0)	0,6 (0,0)
5 (sector Punucapa)	8,3 (1,2)	4,3 (1,5)	13,8 (0,3)	1,2 (0,1)	1,3 (0,1)	2,0 (0,0)
Ríos tributarios del río Cruces						
6 (río Pichoy)	3,1 (0,0)	2,4 (0,8)	2,8 (0,8)	0,6 (0,1)	0,3 (0,0)	1,9 (0,1)
7 (río Cayumapu)	21,1 (2,7)	18,5 (0,2)	33,4 (19,7)	4,4 (0,5)	4,7 (0,3)	5,8 (0,1)
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios						
8 (río Calle Calle)	11,7 (1,8)	7,4 (0,8)	5,1 (0,4)	0,5 (0,0)	1,9 (0,2)	2,2 (0,0)

Análisis estadísticos

Las fracciones granulométricas y concentraciones de materia orgánica y COT no presentaron diferencias significativas entre años o sectores (Tabla 4.1.2.6). La única excepción fue la variabilidad inter-anual registrada en la fracción grava. Esa homogeneidad sedimentológica también fue evidente en el Análisis Multivariado, el cual detectó bajos niveles de éxito en la reclasificación y un patrón de discriminación no significativo tanto entre años como sectores (Tabla 4.1.2.7).

Tabla 4.1.2.6. Resumen de análisis no paramétrico Kruskal-Wallis realizado para evaluar diferencias en las fracciones granulométricas, materia orgánica y carbono orgánico total de los sedimentos entre los factores principales Año (2014-2015) y entre los cuatro Sectores predefinidos para el área de estudio (L = sector límnico, EE = sector estuarial, eje central del río Cruces, T = sector estuarial, ríos tributarios del humedal del río Cruces, y F = sector estuarial, fuera del humedal del río Cruces). Los valores de P en negrilla son significativos (<0,05)

Parámetro	Fuente	H	GL	Valor P
Arena	Año	0,51	1	0,476
	Sector	1,47	3	0,688
Fango	Año	0,09	1	0,759
	Sector	1,73	3	0,630
Grava	Año	4,15	1	**0,042**
	Sector	6,27	3	0,099
A. Biogénicos	Año	2,47	1	0,116
	Sector	2,03	3	0,566
MOT	Año	0,17	1	0,679
	Sector	2,3	3	0,513
COT	Año	0,25	1	0,615
	Sector	3,39	3	0,335

Tabla 4.1.2.7. Resumen de matriz de reclasificación basado en un Análisis de Función Discriminante (DFA) y Análisis Multivariado (MANOVA) para evaluar el efecto conjunto de la fracciones granulométricas del sedimento sobre las diferencias entre Año de muestreo (2014-2015) y Sector del humedal (L = sector límnico del río Cruces; EE = eje estuarial y central del río Cruces; T = ríos tributarios del humedal del río Cruces y F = fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios). Los valores de P en negrilla son significativos (<0,05) para cada prueba.

Análisis Discriminante (DFA)							**MANOVA**				
Matriz de reclasificación							**Estadígrafo**	**Valor**	**F**	**GL**	**Valor P**
Años		2014	2015	% éxito			Wilks's λ	0,845	2,335	4, 51	0,068
	2014	17	15	53							
	2015	7	17	71							
	Total	24	32	61							
Sectores		EE	F	L	T	% éxito	Wilks'sλ	0,76	1,181	12, 129	0,303
	EE	1	11	2	5	5					
	F	0	5	0	2	71					
	L	4	4	4	2	29					
	T	1	8	0	7	44					
	Total	6	28	6	16	30					

pH y Potencial óxido reducción

La Tabla 4.1.2.8 muestra la variabilidad interanual del pH y potencial óxido reducción (redox) en los sedimentos de las distintas estaciones de muestreo durante las campañas del Programa de Monitoreo (año 2015) y del Programa de Diagnóstico Ambiental (año 2014).

Los valores de pH medidos en el sedimento durante abril del 2015, fueron más altos que los registrados durante las campañas del 2014 (abril y julio). El valor más alto (7,7) ocurrió en la estación 4 (sector Santa Clara), en tanto el valor más bajo (6,6) se encontró en la estación 7 (río Cayumapu). Durante el Programa de Diagnóstico Ambiental, los valores de pH medidos en el sedimento fueron muy similares en las estaciones y campañas de muestreo (Tabla 4.1.2.8).

Durante abril del 2015, los valores de potencial redox fueron negativos (*i.e.,* condiciones de menor oxigenación en el espacio intersticial del sedimento), con excepción de la estación 1 (sector Ciruelos, 201,1mV) que presentó un valor positivo (Tabla 4.1.2.8). Los valores de potencial óxido reducción durante el Programa de Diagnóstico Ambiental, también fueron mayoritariamente negativos, valores positivos se encontraron sólo en las estaciones 1 (sector Rucaco), 4 (sector Santa Clara) y 6 (río Pichoy) (Tabla 4.1.2.8).

Tabla 4.1.2.8. Comparación interanual de los valores de pH y potencial óxido reducción (POR) en los sedimentos del área de estudio durante los años 2014 (abril y julio) y 2015 (abril). Los valores son promedios. SD = sin datos ya que el sustrato no es adecuado para el uso de la sonda para medición de POR (fondo con muchas piedras).

	pH			POR (mV)		
Estaciones	**2014**		**2015**	**2014**		**2015**
	abril	**julio**	**abril**	**abril**	**julio**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)						
1 (sector Ciruelos)	6,5	6,7	7,0	120,1	95,6	201,1
2 (sector Rucaco)	6,6	6,9	SD	-17,1	-25,8	SD
Eje central del río Cruces (sector estuarial)						
3 (sector Fuerte San Luis)	6,7	6,9	7,4	-119	-131,5	-138,7
4 (sector Santa Clara)	6,2	6,9	7,7	52,8	-94,8	-0,6
5 (sector Punucapa)	6,7	7,2	7,4	-104,4	-84,4	-72,8
Ríos tributarios del río Cruces						
6 (río Pichoy)	6,1	6,1	7,0	123	234	-67,5
7 (río Cayumapu)	6,2	6,4	6,6	-92,8	-27,5	-158
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios						
8 (río Calle Calle)	6,6	6,3	6,8	-155,1	-62,7	-151,6

Análisis estadísticos

Los niveles de pH presentaron diferencias significativas entre años y sectores, reflejado en un aumento registrado en el año 2015 respecto a 2014, y en el sector del eje estuarial del humedal del río Cruces. Por otro lado, el potencial óxido reducción registrado en los sedimentos fue homogéneo a través de ambos años y sectores del área de estudio (Tabla 4.1.2.9). Sin embargo, aunque el patrón de variabilidad espacial y temporal de estos dos parámetros presentó un mayor éxito en reclasificación al comparar entre años (70%) que entre sectores (48%), ambos factores de variación son suficientes para discriminar significativamente entre años y sectores (Tabla 4.1.2.10).

Tabla 4.1.2.9. Resumen de ANDEVA Factorial y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar diferencias en los valores de pH y potencial óxido redución (POR), registrados entre los factores principales. Estos son Año de muestreo (2014 – 2015) y Sector (L = sector límnico del río Cruces; EE = eje estuarial y central del río Cruces; T = ríos tributarios del humedal del río Cruces y F = fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios). Los valores de P en negrilla son significativos (<0,05).

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor P	Prueba de Tukey
pH	Año (A)	1	1,56039	1,00835	17,07	**0,001**	2015 > 2014
	Sector (S)	3	1,47123	0,47602	8,06	**0,002**	EE > F = T = L
	A × S	3	0,13472	0,04491	0,76	0,534	
	Error	15	0,88583	0,05906			
	Total	22	4,05217				
POR	Año (A)	1	16568	2661	0,21	0,654	
	Sector (S)	3	76504	34296	2,7	0,083	
	A × S	3	54408	18136	1,43	0,274	
	Error	15	190773	12718			
	Total	22	33825				

GL = Grados de Libertad; SC = Suma de Cuadrados; CM = Cuadrados medios; F = razón F; P = probabilidad de error en rechazar Ho.

Tabla 4.1.2.10. Resumen de matriz de reclasificación basado en un Análisis de Función Discriminante (DFA) y Análisis Multivariado (MANOVA) para evaluar el efecto conjunto del pH y el potencial óxido reducción del sedimento sobre las diferencias entre Año de muestreo (2014-2015) y Sector del humedal (L = sector límnico del río Cruces; EE = eje estuarial y central del río Cruces; T = ríos tributarios del humedal del río Cruces y F = fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios). Los valores de P en negrilla son significativos (<0,05) para cada prueba.

Análisis Discriminante (DFA)								**MANOVA**				
Matriz de reclasificación								**Estadígrafo**	**Valor**	**F**	**GL**	**Valor P**
Años		2014	2015	% éxito				Wilks's λ	0,615	6,266	2, 20	**0,008**
	2014	12	4	75								
	2015	3	4	57								
	Total	15	8	70								
Sectores		EE	F	L	T	% éxito		Wilks's λ	0,43	3,15	6, 36	**0,014**
	EE	4	2	3	0	44						
	F	0	2	0	1	67						
	L	1	0	3	1	60						
	T	1	2	1	2	33						
	Total	6	6	7	4	48						

Metales pesados

Las Tablas 4.1.2.11 a 4.1.2.19 muestran las concentraciones de metales pesados adsorbidos en los sedimentos recolectados durante el mes de abril 2015.

Los valores más altos se registraron en las estaciones 3, 5 y 7, para todos los metales analizados. Estas estaciones se sitúan en el sector Fuerte San Luis, sector Punucapa y Sector Cayumapu, respectivamente. Las concentraciones más bajas para los metales pesados evaluados se presentaron en las estaciones 1 (río Cruces, sector Ciruelos) y 2 (río Cruces, sector Rucaco).

Los metales pesados con las representaciones más altas fueron Aluminio (*ca.* 17.877-80.645 µg/g) y Hierro (*ca.* 16.849-64.434 µg/g), seguidos de Manganeso (*ca.* 255-

1.271 µg/g), a la vez que Mercurio fue el metal con la menor representación en el área de estudio (Tabla 4.1.2.19).

Hubo varios casos en que no se detectaron algunos de los metales pesados evaluados durante abril 2015. El Plomo estuvo bajo el límite de detección (L.D.: 0,10 µg/g) en las estaciones 1 y 2 (sectores Ciruelos y Rucaco) (Tabla 4.1.2.16) y el Cadmio estuvo bajo los límites de detección del método utilizado (0,01 µg/g) en todas las estaciones de muestreo; condición similar a lo informado durante el Programa de Diagnóstcio del humedal (Tabla 4.1.2.17). Finalmente, el Mercurio estuvo bajo el límite de detección (L.D.: 0,0001 µg/g) en las estaciones 1, 4 y 5 (sectores Ciruelos, Santa Clara y Punucapa) (Tabla 4.1.2.19).

Tabla 4.1.2.11. Comparación interanual de las concentraciones de Hierro en los sedimentos del área de estudio durante abril y julio 2014 y abril 2015. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

	Hierro (µg/g)		
estaciones	**2014**		**2015**
	abril	**julio**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	14.918 (192)	23.611 (1.806)	16.849 (1.644)
2 (sector Rucaco)	53.572 (24)	34.407 (30)	21.398 (157)
Eje central del río Cruces (sector estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	40.592 (2.036)	55.551 (3.595)	48.426 (411)
4 (sector Santa Clara)	19.820 (33)	23.244 (90)	25.459 (132)
5 (sector Punucapa)	45.951 (162)	63.019 (238)	64.434 (1.503)
Ríos tributarios del río Cruces			
6 (río Pichoy)	20.827 (541)	21.885 (2.361)	42.748 (564)
7 (río Cayumapu)	54.906 (1.636)	61.560 (86)	54.652 (1.856)
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios			
8 (río Calle Calle)	25.641 (742)	32.558 (492)	29.455 (145)

Tabla 4.1.2.12. Comparación interanual de las concentraciones de Aluminio en los sedimentos del área de estudio durante abril y julio 2014 y abril 2015. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

	Aluminio (µg/g)		
Estaciones	**2014**		**2015**
	Abril	**Julio**	**Abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	16.466 (468)	20.451 (310)	17.877 (1.179)
2 (sector Rucaco)	58.252 (1.442)	32.807 (202)	21.389 (440)
Eje central del río Cruces (sector estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	46.824 (2.087)	53.373 (786)	47.876 (1.778)
4 (sector Santa Clara)	23.202 (247)	23.973 (323)	40.491 (398)
5 (sector Punucapa)	63.232 (700)	68.053 (612)	80.645 (5.458)
Ríos tributarios del río Cruces			
6 (río Pichoy)	26.404 (1.591)	27.413 (252)	45.873 (1.128)
7 (río Cayumapu)	70.048 (1.244)	88.420 (3.149)	49.593 (3.560)
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios:			
8 (río Calle Calle)	28.110 (66)	37.197 (448)	38.270 (1.114)

Tabla 4.1.2.13. Comparación interanual de las concentraciones de Manganeso en los sedimentos del área de estudio durante abril y julio 2014 y abril 2015. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

	Manganeso (µg/g)		
Estaciones	**2014**		**2015**
	abril	**julio**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	215 (13)	358 (3)	225 (1)
2 (sector Rucaco)	1.902 (21)	579 (5)	362 (10)
Eje central del río Cruces (sector estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	1.230 (92)	838 (25)	851 (15)
4 (sector Santa Clara)	453 (11)	443 (17)	541 (2)
5 (sector Punucapa)	744 (8)	1.100 (4)	1.057 (5)
Ríos tributarios del río Cruces			
6 (río Pichoy)	519 (46)	554 (12)	486 (0)
7 (río Cayumapu)	1.080 (37)	1.091 (29)	1.271 (5)
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos Tributarios			
8 (río Calle Calle)	236 (2)	261 (6)	240 (3)

Tabla 4.1.2.14. Comparación interanual de las concentraciones de Cobre en los sedimentos del área de estudio durante abril y julio 2014 y abril 2015. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

	Cobre (µg/g)		
Estaciones	**2014**		**2015**
	abril	**julio**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	11,6 (0,1)	18,5 (1,6)	15,1 (0,6)
2 (sector Rucaco)	53,0 (1,7)	33,8 (1,3)	16,4 (0,7)
Eje central del río Cruces (sector estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	42,3 (1,1)	48,6 (0,6)	51,7 (0,7)
4 (sector Santa Clara)	11,5 (0,2)	14,8 (0,1)	16,9 (0,3)
5 (sector Punucapa)	43,1 (0,3)	60,5 (1,0)	63,8 (1,6)
Ríos tributarios del río Cruces			
6 (río Pichoy)	13,2 (0,6)	13,1 (1,0)	40,7 (0,1)
7 (río Cayumapu)	46,5 (0,3)	48,8 (0,1)	47,9 (0,1)
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos Tributarios			
8 (río Calle Calle)	15,3 (0,5)	25,5 (0,3)	25,1 (0,1)

Tabla 4.1.2.15. Comparación interanual de las concentraciones de Zinc en los sedimentos del área de estudio durante abril y julio 2014 y abril 2015. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

	Zinc (µg/g)		
Estaciones	**2014**		**2015**
	abril	**julio**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	22,6 (0,4)	33,0 (1,8)	23,5 (0,1)
2 (sector Rucaco)	112,4 (8,1)	68,8 (0,8)	36,2 (0,4)
Eje central del río Cruces (sector estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	83,1 (0,3)	127,0 (0,1)	92,1 (0,3)
4 (sector Santa Clara)	34,8 (0,3)	34,2 (0,2)	42,0 (0,1)
5 (sector Punucapa)	56,3 (0,8)	64,5 (1,3)	66,3 (1,8)
Ríos tributarios del río Cruces:			
6 (río Pichoy)	26,3 (1,5)	22,6 (2,3)	57,4 (0,1)
7 (río Cayumapu)	91,4 (0,8)	89,7 (0,2)	88,9 (0,1)
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios:			
8 (río Calle Calle)	52,2 (1,2)	64,7 (1,5)	67,2 (6,6)

Tabla 4.1.2.16. Comparación interanual de las concentraciones de Plomo en los sedimentos del área de estudio durante abril y julio 2014 y abril 2015. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis. * = No detectado, *i.e.,* bajo el límite de detección del método utilizado.

	Plomo (µg/g)		
Estaciones	**2014**		**2015**
	abril	**julio**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	*	*	*
2 (sector Rucaco)	11,2 (0,3)	6,0 (0,2)	*
Eje central del río Cruces (sector estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	6,6 (0,3)	10,7 (0,6)	12,3 (0,1)
4 (sector Santa Clara)	*	*	3,7 (0,4)
5 (sector Punucapa)	8,8 (0,4)	12,1 (0,3)	12,8 (0,1)
Ríos tributarios del río Cruces			
6 (río Pichoy)	4,2 (0,3)	4,7 (0,3)	9,9 (0,1)
7 (río Cayumapu)	13,4 (0,2)	13,7 (0,2)	12,2 (0,4)
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos Tributarios			
8 (río Calle Calle)	5,8 (0,4)	6,6 (0,4)	6,6 (0,4)

Tabla 4.1.2.17. Comparación interanual de las concentraciones de Cadmio en los sedimentos del área de estudio durante abril y julio 2014 y abril 2015. * = No detectado, *i.e.,* bajo el límite de detección del método utilizado.

	Cadmio (µg/g)		
Estaciones	**2014**		**2015**
	abril	**julio**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	*	*	*
2 (sector Rucaco)	*	*	*
Eje central del río Cruces (sector estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	*	*	*
4 (sector Santa Clara)	*	*	*
5 (sector Punucapa)	*	*	*
Ríos tributarios del río Cruces			
6 (río Pichoy)	*	*	*
7 (río Cayumapu)	*	*	*
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos Tributarios			
8 (río Calle Calle)	*	*	*

Tabla 4.1.2.18. Comparación interanual de las concentraciones de Arsénico en los sedimentos del área de estudio durante abril y julio 2014 y abril 2015. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

	Arsénico (µg/g)		
Estaciones	**2014**		**2015**
	abril	**julio**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	3,8 (0,0)	4,1 (0,2)	3,0 (0,0)
2 (sector Rucaco)	11,4 (0,1)	4,5 (0,3)	3,6 (0,0)
Eje central del río Cruces (sector estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	10,3 (0,3)	13,3 (0,5)	11,7 (0,5)
4 (sector Santa Clara)	4,4 (0,2)	4,8 (0,1)	7,2 (1,1)
5 (sector Punucapa)	10,9 (0,9)	15,2 (0,0)	14,6 (0,4)
Ríos tributarios del río Cruces			
6 (río Pichoy)	4,2 (0,2)	3,6 (0,1)	9,8 (0,1)
7 (río Cayumapu)	9,1 (0,2)	10,2 (0,2)	11,2 (0,2)
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos Tributarios			
8 (río Calle Calle)	4,1 (0,1)	5,1 (0,1)	4,7 (0,4)

Tabla 4.1.2.19. Comparación interanual de las concentraciones de Mercurio en los sedimentos del área de estudio durante abril y julio 2014 y abril 2015. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis. * = No detectado, *i.e.,* bajo el límite de detección del método utilizado.

	Mercurio (µg/g)		
Estaciones	**2014**		**2015**
	abril	**julio**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	0,008 (0,001)	0,008 (0,000)	*
2 (sector Rucaco)	0,08 (0,008)	0,01 (0,002)	0,04 (0,010)
Eje central del río Cruces (sector estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	0,04 (0,001)	0,06 (0,000)	0,05 (0,001)
4 (sector Santa Clara)	0,008 (0,001)	0,08 (0,003)	*
5 (sector Punucapa)	0,04 (0,003)	0,04 (0,001)	*
Ríos tributarios del río Cruces			
6 (río Pichoy)	0,01 (0,001)	0,002 (0,000)	0,04 (0,004)
7 (río Cayumapu)	0,07 (0,001)	0,07 (0,000)	0,06 (0,004)
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos Tributarios			
8 (río Calle Calle)	0,01 (0,002)	0,02 (0,001)	0,01 (0,001)

Análisis estadísticos

Las concentraciones de metales pesados registradas en los sedimentos del área de estudio, no variaron significativamente entre los años 2014 y 2015; sin embargo sí se detectaron variaciones asociadas a diferencias significativas entre sectores del humedal (Tabla 4.1.2.20). Los metales que mostraron diferencias entre sectores fueron el Hierro (Fe), Aluminio (Al), Manganeso (Mn), Arsénico (As) y Plomo (Pb), con una tendencia a concentraciones más bajas en los sectores límnicos del humedal; el resto de los elementos no presentó variaciones en ninguna de las fuentes de variación.

Este patrón de variación espacial, fue detectado también por el análisis multivariado y (DFA), en el cual el éxito de reclasificación de los sectores alcanzó un 94%, porcentaje que se corresponde con un patrón significativo de discriminación entre sectores (MANOVA) (Tabla 4.1.2.21).

Tabla 4.1.2.20. Resumen de ANDEVA Factorial y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar diferencias en la concentración de metales pesados en sedimentos registrados entre los factores principales. Estos son Año de muestreo (2014 – 2015) y Sector (L = sector límnico del río Cruces; EE = eje estuarial y central del río Cruces; T = ríos tributarios del humedal del río Cruces y F = fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios). Los valores de P en negrilla son significativos (<0,05). (*) Datos transformados usando Log_{10}.

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor P	Prueba de Tukey
Fe (*)	Año (A)	1	0,0015	0,00019	0,01	0,941	
	Sector (S)	3	0,3829	0,16365	4,87	**0,006**	L < EE = T = F
	A × S	3	0,13514	0,04505	1,34	0,275	
	Error	40	1,34495	0,03362			
Al (*)	Año (A)	1	0,0015	0,00019	0,01	0,941	
	Sector (S)	3	0,3829	0,16365	4,87	**0,006**	L < EE = T = F
	A × S	3	0,13514	0,04505	1,34	0,275	
	Error	40	1,34495	0,03362			
Mn (*)	Año (A)	1	0,03641	0,0362	0,79	0,379	
	Sector (S)	3	1,44782	0,48029	10,5	**0,000**	L = F < EE = T
	A × S	3	0,17567	0,05856	1,28	0,294	
	Error	40	1,83029	0,04576			
Cu (*)	Año (A)	1	0,03584	0,02797	0,44	0,509	
	Sector (S)	3	0,34995	0,16428	2,61	0,065	
	A × S	3	0,24793	0,08264	1,31	0,284	
	Error	40	2,52014	0,063			
Zn (*)	Año (A)	1	0,00056	0,00038	0,01	0,930	
	Sector (S)	3	0,22909	0,11516	2,36	0,086	
	A × S	3	0,21637	0,07212	1,48	0,235	
	Error	40	1,95043	0,04876			
As (*)	Año (A)	1	0,01723	0,00517	0,15	0,699	
	Sector (S)	3	0,86674	0,34814	10,2	**0,000**	L = F < EE = T
	A × S	3	0,22505	0,07502	2,2	0,103	
	Error	40	1,36563	0,03414			
Hg (*)	Año (A)	1	0,1843	0,1372	0,73	0,399	
	Sector (S)	3	1,1565	0,3257	1,73	0,179	
	A × S	3	0,3587	0,1196	0,64	0,597	
	Error	34	6,3949	0,1881			
Kruskal-Wallis							
		H	**GL**	**Valor P**			
Pb	Año	0,26	1	0,607			
	Sector	12,61	3	**0,006**			

Tabla 4.1.2.21. Resumen de matriz de reclasificación basado en un Análisis de Función Discriminante (DFA) y Análisis Multivariado (MANOVA) para evaluar el efecto conjunto de la concentración de metales pesados de los sedimentos sobre las diferencias entre Año de muestreo (2014-2015) y Sector del humedal (L = sector límnico del río Cruces; EE = eje estuarial y central del río Cruces; T = ríos tributarios del humedal del río Cruces y F = fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios). Los valores de P en negrilla son significativos (<0,05) para cada prueba.

Análisis Discriminante (DFA)							**MANOVA**			
Matriz de reclasificación						**Estadígrafo**	**Valor**	**F**	**GL**	**Valor P**
Año	2014	2015	% éxito			Wilks's λ	0,795	1,256	8, 39	0,294
2014	22	10	69							
2015	6	10	63							
Total	28	20	67							
Sector	EE	F	L	T	% éxito	Wilks's λ	0,172	6,686	15, 105	**<0,001**
EE	15	0	0	1	94					
F	0	6	0	0	100					
L	0	0	12	0	100					
T	2	0	0	12	86					
Total	17	6	12	13	94					

Ácidos grasos y Ácidos resínicos

Las Tablas 4.1.2.22 y 4.1.2.23, muestran los resultados de los análisis tendientes a evaluar las concentraciones de Ácidos grasos y Ácidos resínicos en los sedimentos del área de estudio.

Se detectaron Ácidos Grasos en todas las estaciones de muestreo, con concentraciones comparables entre las estaciones 1 (sector Ciruelos) y 6 (río Pichoy); *i.e.*, 4,9 µg/g para la estación 1 (Sector Ciruelos) y 6,8 µg/g para la estación 6 (río Pichoy), en tanto que las concentraciones más altas fueron detectadas en las estaciones 7 (río Cayumapu) y 8 (río Calle Calle) (64,5 y 32,4 µg/g, respectivamente) (Tabla 4.1.2.22)

Los resultados muestran concentraciones más bajas de Ácidos grasos durante abril del año 2015, comparado con los resultados de abril 2014 para todas las estaciones de muestreo, disminución que alcanzó hasta 2 órdenes de magnitud. Los resultados de abril 2015 fueron muy similares a los obtenidos en julio de 2014 (Tabla 4.1.2.22).

No se detectaron Ácidos resínicos durante la campaña de abril 2015 (Tabla 4.1.2.23).

Análisis estadísticos

La variabilidad en la concentración de Ácidos grasos fue comparada entre años y sectores usando análisis no paramétrico (Kruskal-Wallis). Los resultados indican que sólo se detectaron diferencias significativas al comparar entre años (mayores concentraciones durante el año 2014) ($H = 5,48$, $GL = 1$; $P = 0,019$), mientras que las diferencias entre sectores no fueron significativas ($H=2,6$, $GL = 3$, $P= 0,458$).

Tabla 4.1.2.22. Comparación interanual de las concentraciones de Ácidos grasos en los sedimentos del área de estudio durante abril y julio 2014 y abril 2015. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

	Ácidos grasos (µg/g)		
Estaciones	**2014**		**2015**
	abril	**julio**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	52,0 (5,0)	2,0 (0,0)	4,9 (0,5)
2 (sector Rucaco)	533,0 (28,0)	11,0 (1,0)	6,1 (1,5)
Eje central del río Cruces (sector estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	101,0 (10,0)	25,0 (3,0)	12,7 (0,6)
4 (sector Santa Clara)	276,0 (36,0)	14,0 (3,0)	7,6 (0,1)
5 (sector Punucapa)	313,0 (56,0)	6,0 (1,0)	8,5 (1,6)
Ríos tributarios del río Cruces			
6 (río Pichoy)	216,0 (28,0)	1,0 (0,0)	6,8 (2,1)
7 (río Cayumapu)	347,0 (10,0)	16,0 (3,0)	64,5 (0,4)
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios			
8 (río Calle Calle)	475,0 (58,0)	8,0 (2,0)	32,4 (2,1)

Tabla 4.1.2.23. Comparación interanual de las concentraciones de Ácidos resínicos en los sedimentos del área de estudio durante abril y julio 2014 y abril 2015. * = No detectado, *i.e.,* bajo el límite de detección del método utilizado.

	Ácidos resínicos (µg/g)		
estaciones	**2014**		**2015**
	abril	**julio**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	*	*	*
2 (sector Rucaco)	*	*	*
Eje central del río Cruces (sector estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	*	*	*
4 (sector Santa Clara)	*	*	*
5 (sector Punucapa)	*	*	*
Ríos tributarios del río Cruces			
6 (río Pichoy)	*	*	*
7 (río Cayumapu)	*	*	*
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios			
8 (río Calle Calle)	*	*	*

AOX y EOX

La Tabla 4.1.2.24 muestra las concentraciones de AOX en los sedimentos del área de estudio. Durante abril 2015, las concentraciones más bajas de estos compuestos se registraron en los sedimentos de las estaciones 1 y 6 (río Cruces, sector Ciruelos y río Pichoy), a la vez que la concentración más alta (>100 µg/g) se detectó en los sedimentos de la estación 7 (río Cayumapu) (Tabla 4.1.2.24). Durante la campaña de abril 2015, las concentraciones de AOX en los sedimentos se encuentran dentro del rango (valor máximo y mínimo), obtenido en el Programa de Diagnóstico (abril y julio 2014) (Tabla 4.1.2.24).

Tabla 4.1.2.24. Comparación interanual de las concentraciones de AOX en los sedimentos del área de estudio durante abril y julio 2014 y abril 2015. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

	AOX (µg/g)		
Estaciones	**2014**		**2015**
	abril	**julio**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	17,4 (0,8)	22,9 (3,2)	23,6 (3,8)
2 (sector Rucaco)	174,9 (16,0)	61,9 (0,6)	35,8 (6,1)
Eje central del río Cruces (sector estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	46,6 (6,5)	76,7 (0,6)	67,0 (1,8)
4 (sector Santa Clara)	33,1 (1,9)	24,2 (0,1)	35,7 (3,3)
5 (sector Punucapa)	25,1 (1,7)	24,4 (2,7)	60,4 (0,6)
Ríos tributarios del río Cruces			
6 (río Pichoy)	10,4 (0,9)	8,6 (0,0)	25,9 (3,2)
7 (río Cayumapu)	67,0 (5,9)	59,2 (2,6)	121,5 (0,1)
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos Tributarios			
8 (río Calle Calle)	47,2 (2,1)	69,5 (7,6)	64,2 (3,9)

Durante la campaña de abril 2015, no se detectaron EOX en ninguna de las estaciones muestreadas, situación similar a lo detectado durante el Programa de Diagnóstico (Tabla 4.1.2.25).

Tabla 4.1.2.25. Comparación interanual de las concentraciones de EOX en los sedimentos del área de estudio durante abril y julio 2014 y abril 2015. * = No detectado, *i.e.,* bajo el límite de detección del método utilizado.

	EOX (µg/g)		
Estaciones	**2014**		**2015**
	abril	**julio**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	*	*	*
2 (sector Rucaco)	*	*	*
Eje central del río Cruces (sector estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	*	*	*
4 (sector Santa Clara)	*	*	*
5 (sector Punucapa)	*	*	*
Ríos tributarios del río Cruces			
6 (río Pichoy)	*	*	*
7 (río Cayumapu)	*	*	*
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos Tributarios			
8 (río Calle Calle)	*	*	*

Análisis estadísticos

La variabilidad en las concentraciones de AOX fue comparada entre años y sectores usando análisis no paramétrico (Kruskal-Wallis). Los resultados indican que no se detectaron diferencias significativas al comparar entre años (H = 1,2, GL =1; P = 0,274), ni entre sectores del HRC (H=4,56, GL = 3, P= 0,207).

Dioxinas, Furanos y Equivalentes Tóxicos

Las Tablas 4.1.2.26, 4.1.2.27 y 4.1.2.28 muestran los resultados de los análisis de Dioxinas, Furanos y su expresión en Equivalente Tóxicos en los sedimentos del área de estudio.

El contenido de estos compuestos se expresa como la suma de los congéneres individuales analizados, *i.e*., 7 dioxinas y 10 furanos. Por otra parte, los Equivalentes tóxicos totales son la suma de los 17 congéneres, multiplicados por el factor equivalente respectivo utilizando los factores equivalentes de peces, según lo sugerido en las directrices establecidas en la Guía Provisoria de Calidad de Sedimentos (ISQG en inglés). Estas fueron propuestas por el Consejo Canadiense de Ministros del Ambiente (CCME en inglés) en el año 2001 y son actualmente utilizadas para definir el riesgo toxicológico de una muestra de sedimento.

En general, se detectaron dioxinas y furanos (Tablas 4.1.2.26 y 4.1.2.27), en todas las muestras de sedimentos con concentraciones en el orden de decenas de ng/g y con valores en equivalentes tóxicos inferiores a 1 pg/g.

No se detectó la presencia de la Dioxina TCDD o 2378 en los sedimentos de ninguna de las estaciones muestreadas. El patrón de distribución de los 17 congéneres está dominado por la HxCDD y HxCDF (moléculas con 6 sustituciones de átomos de hidrógeno por átomos de cloro), con concentraciones cercanas al límite de detección analítico.

Tabla 4.1.2.26. Comparación interanual de las concentraciones de Dioxinas en los sedimentos del área de estudio durante abril y julio 2014 y abril 2015. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

	Dioxinas (ng/g)		
Estaciones	**2014**		**2015**
	abril	**julio**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	0,003 (0,002)	0,002 (0,002)	0,012 (0,015)
2 (sector Rucaco)	0,081 (0,006)	0,019 (0,000)	0,004 (0,001)
Eje central del río Cruces (sector estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	0,197 (0,016)	0,125 (0,007)	0,181 (0,009)
4 (sector Santa Clara)	0,004 (0,001)	0,011 (0,001)	0,004 (0,001)
5 (sector Punucapa)	0,026 (0,001)	0,014 (0,001)	0,010 (0,001)
Ríos tributarios del río Cruces			
6 (río Pichoy)	0,006 (0,001)	0,003 (0,001)	0,008 (0,000)
7 (río Cayumapu)	0,077 (0,001)	0,016 (0,001)	0,004 (0,000)
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios:			
8 (río Calle Calle)	0,002 (0,002)	0,012 (0,001)	0,013 (0,002)

Tabla 4.1.2.27. Comparación interanual de las concentraciones de Furanos en los sedimentos del área de estudio durante abril y julio 2014 y abril 2015. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

	Furanos (ng/g)		
Estaciones	**2014**		**2015**
	abril	**julio**	**abril**
Porción superior del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	0,0003 (0,0001)	0,0003 (0,0002)	0,0014 (0,0006)
2 (sector Rucaco)	0,0079 (0,0007)	0,0019 (0,0004)	0,0009 (0,0001)
Eje central del río Cruces (sector estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	0,0170 (0,0003)	0,0103 (0,0002)	0,0150 (0,0004)
4 (sector Santa Clara)	0,0006 (0,0002)	0,0007 (0,0000)	0,0004 (0,0000)
5 (sector Punucapa)	0,0004 (0,0000)	0,0004 (0,0000)	0,0003 (0,0000)
Ríos tributarios del río Cruces			
6 (río Pichoy)	0,0004 (0,0001)	0,0001 (0,0001)	0,0009 (0,0000)
7 (río Cayumapu)	0,0025 (0,0004)	0,0011 (0,0000)	0,0018 (0,0020)
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos Tributarios			
8 (río Calle Calle)	0,0002 (0,0002)	0,0005 (0,0000)	0,0007 (0,0001)

Tabla 4.1.2.28. Comparación interanual de las concentraciones de Equivalentes Tóxicos (EQTs) en los sedimentos del área de estudio durante abril y julio 2014 y abril 2015. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

	EQTs (ng/g)		
Estaciones	**2014**		**2015**
	abril	**julio**	**abril**
Eje central del río Cruces (sector límnico)			
1 (sector Ciruelos)	0,00002 (0,00000)	0,00006 (0,00008)	0,00007 (0,00004)
2 (sector Rucaco)	0,00119 (0,00107)	0,00016 (0,00008)	0,00002 (0,00000)
Eje central del río Cruces (sector estuarial)			
3 (sector Fuerte San Luis)	0,00087 (0,00009)	0,00051 (0,00002)	0,00047 (0,00005)
4 (sector Santa Clara)	0,00002 (0,00000)	0,00031 (0,00035)	0,00001 (0,00000)
5 (sector Punucapa)	0,00011 (0,00011)	0,00004 (0,00000)	0,00004 (0,00000)
Ríos tributarios del río Cruces			
6 (río Pichoy)	0,00003 (0,00002)	0,00000 (0,00000)	0,00005 (0,00000)
7 (río Cayumapu)	0,00048 (0,00003)	0,00017 (0,00008)	0,00002 (0,00001)
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos Tributarios			
8 (río Calle Calle)	0,00001 (0,00001)	0,00002 (0,00000)	0,00002 (0,00000)

Análisis estadísticos

No se registraron diferencias temporales o espaciales en la concentración de Dioxinas, Furanos y EQT en los sedimentos del área de estudio (Tabla 4.1.2.29). Dada esta homogeneidad en la variación de estos compuestos, no se realizaron evaluaciones posteriores.

Tabla 4.1.2.29. Resumen de ANDEVA Factorial y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar diferencias en la concentración de Dioxinas, Furanos y EQT en sedimentos registrados entre los factores principales. Estos son Año de muestreo (2014 – 2015) y Sector (L = sector límnico del río Cruces; EE = eje estuarial y central del río Cruces; T = ríos tributarios del humedal del río Cruces y F = fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios). Los valores de P en negrilla son significativos (<0,05). (*) Datos transformados usando Log_{10}.

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor P
Dioxinas (*)	Año (A)	1	0,1832	0,0681	0,17	0,685
	Sector (S)	3	2,6806	0,8257	2,02	0,126
	A × S	3	0,5006	0,1669	0,41	0,748
	Error	40	16,3389	0,4085		
	Total	47	19,7034			
Furanos (*)	Año (A)	1	0,0058	0,0304	0,08	0,777
	Sector (S)	3	1,3764	0,3282	0,88	0,459
	A × S	3	0,3025	0,1008	0,27	0,846
	Error	38	14,1399	0,3721		
	Total	45	15,8246			
EQT (*)	Año (A)	1	0,954	0,6587	1,47	0,232
	Sector (S)	3	3,3702	0,9479	2,12	0,113
	A × S	3	0,1241	0,0414	0,09	0,964
	Error	39	17,4457	0,4473		
	Total	46	21,894			

4.1.2.4. Análisis comparativos en relación a calidad de sedimentos

Debido a la no existencia de normativas de calidad ambiental para sedimentos en Chile, los resultados de este Programa de Monitoreo se comparan con datos tomados de la literatura especializada y con los resultados del Programa de Diagnóstico Ambiental 2014.

Adicionalmente, se utilizan en esta sección los resultados de metales pesados y compuestos orgánicos (Ácidos grasos y resínicos, AOX, EOX, Dioxinas y Furanos) obtenidos desde las muestras estratificadas de sedimentos, durante noviembre de 2014 (Estudio Hidrografía, Programa de Diagnóstico Ambiental del HRC). Estos resultados permiten obtener los niveles basales locales anteriores al año 2004, año en que se originaron los cambios ambientales en el humedal del río Cruces y sus ríos tributarios.

Metales pesados

Muchos de los compuestos y elementos que ingresan a un cuerpo de agua continental son retenidos en los sedimentos que se depositan en el fondo del cauce. Estos depósitos son de gran valor científico para el estudio de estos ecosistemas, debido a que en ellos se conserva un registro histórico del tipo de sustancia y su abundancia. La concentración de Metales pesados en los sedimentos tiene estrecha relación con el tamaño de las partículas que constituyen el sedimento (*e.g.*, limo, arcilla y arena) y con la cantidad de materia orgánica sedimentada, lo que afecta al equilibrio ecológico y biogeoquímico del sistema. Estos compuestos y elementos acumulados en los sedimentos, pueden posteriormente actuar como fuentes de compuestos de los ecosistemas, dependiendo de la tasa de depositación y degradación, además del pH y potencial redox presente, entre otros factores (Acosta *et al.*, 2002).

Los sedimentos de los estuarios y ríos están conformados principalmente, por la fracción sedimentable orgánica y mineral de los sólidos suspendidos, y por los desechos celulares de la actividad bacteriana producidos por la oxidación de compuestos orgánicos

biodegradables que ingresan al cauce por aportes naturales y antropogénicos (Bohn *et al.*, 2001). Consecuentemente, el aumento de caudal y cambios en la dinámica fluvial de los cuerpos de agua superficial pueden afectar drásticamente la configuración del lecho de estos cuerpos acuáticos, así como la distribución y composición del sedimento.

Durante el desarrollo de este programa de monitoreo, los metales pesados en los sedimentos presentaron el siguiente patrón en términos de concentración: Aluminio > Hierro > Manganeso > Zinc > Cobre > Plomo > Arsénico > Mercurio > Cadmio. El hecho de que Aluminio, Hierro y Manganeso sean los metales más abundantes en los sedimentos del río Cruces y sus ríos tributarios, sugiere un origen común para los mismos; en la superficie del suelo estos se acumulan en forma de los siguientes agregados: i) limonita (agregado de óxidos e hidróxidos de Hierro), ii) bauxita (agregado de óxidos e hidróxidos de Aluminio); y ii) "wad" (óxidos e hidróxidos de Manganeso) (Otero *et al.*, 2005). A medida que el agua lluvia (pH < 6) se filtra por los suelos (percolación) y arrastra estos minerales (óxidos e hidróxidos), estos se disuelven (lixiviado) transformándose en soluciones o material particulado fino, los cuales se depositan en el sedimento de los cauces hídricos, aportando una señal de la corteza terrestre en la matriz sedimentaria.

En promedio, Arsénico, Mercurio y Cadmio son los metales menos abundantes de los sedimentos del área de estudio. Estos tres metales pesados son considerados los de mayor preocupación debido a su alta toxicidad, persistencia, bioacumulación y biomagnificación en la biota y cadena trófica. La principal fuente natural de estos metales es el vulcanismo y la erosión de los suelos, procesos que aportan estos elementos a los sistemas continentales. En este estudio, el Cadmio no fue detectado en ninguna de las estaciones de muestreo, a la vez que las concentraciones de Mercurio se encuentran para todas las estaciones bajo el rango informado para suelos continentales por Chester (2000). El Arsénico presenta un rango de 1,6 a 6,0 ug/g para suelos continentales (*sensu*, Chester, 2000; Tratado de Geoquímica), lo que evidencia que los sedimentos del sector estuarial del río Cruces y sus ríos tributarios presentan concentraciones más altas que las informadas en

las referencias, lo que sugiere que los sedimentos del área arriba mencionada tienen un enriquecimiento de este metal.

Los efectos adversos producidos por sedimentos contaminados sobre los organismos acuáticos pueden ser evaluados, a modo de referencia, mediante la Guía de Calidad de Sedimentos de Canadá (SQG) basada en los estudios de Long *et al*. (1999) y MacDonald *et al.* (2000). La SQG establece valores de referencia denominados efecto de rango bajo (ERL) y efecto de rango medio (ERM), de los cuales se derivan tres categorías de efectos biológicos adversos: raramente observados (concentración < ERL), ocasionalmente observados (concentración entre ERL y ERM) y frecuentemente observados (concentración > ERM). La Tabla 4.1.2.30 incorpora los valores de ERL y ERM; según esta clasificación, el contenido de Cobre y Arsénico registrado en los sedimentos del Eje Estuarial del río Cruces y los ríos tributarios presentan concentraciones que producirían efectos adversos ocasionales, en tanto que las concentraciones de Hierro, Aluminio, Manganeso, Zinc, Plomo, Cadmio y Mercurio raramente generarían efectos adversos en los organismos. Sin embargo, es necesario mirar con precaución estas comparaciones, ya que la Guía de Calidad de Sedimentos de Canadá se refiere a sedimentos cuyo origen y dinámica pueden ser muy diferentes a los del área estudiada en este Programa de Diagnóstico, lo que puede invalidar las conclusiones anteriores.

Tabla 4.1.2.30. Resultados de análisis comparativos de calidad de sedimentos. L = sector límnico, EE = eje estuarial del río Cruces, T = ríos tributarios del humedal.

parámetros		unidad	Programa de Monitoreo 2015				criterios de calidad de los sedimentos (Long et al., 1995)		rango		referencias
			L	EC	T	río Calle Calle	ERL	ERM	Min	max	
	pH		6,7	6,7	6,5	6,5					
	P. redox	mV	43,2	-63,8	-25,5	-108,9					
	MOT	%	6	6,4	9,1	9,6					
	COT	%	0,3	2,6	3,9	2,2	-	-	0,1	5,4	Nassm Malik *et al*., 2014
metales disueltos	Fe	µg/g	19.124	46.106	48.700	29.455	-	-	40.000	41.700	Chester, 2000 / Tratado Geoquímica
	Al	µg/g	19.633	56.337	47.733	38.270	-	-	71.000	78.300	Chester, 2000 / Tratado Geoquímica
	Mn	µg/g	294	816	879	240	-	-	7.700	10.000	Chester, 2000 / Tratado Geoquímica
	Cu	µg/g	16	44	44	25	34	270	30	39	Chester, 2000 / Tratado Geoquímica
	Zn	µg/g	30	67	73	67	150	410	67	90	Chester, 2000 / Tratado Geoquímica
	Pb	µg/g	BLD	10	11	7	47	218	17	35	Chester, 2000 / Tratado Geoquímica
	Cd	µg/g	BLD	BLD	BLD	BLD	1,2	9,6	0,1	0,35	Chester, 2000 / Tratado Geoquímica
	As	µg/g	3,3	11,2	10,5	4,7	8,2	70	1,6	6	Chester, 2000 / Tratado Geoquímica
	Hg	µg/g	0,04	0,05	0,05	0,01	0,15	0,71	-	0,08	Tratado Geoquímica
Comp. orgánicos	Ac. Grasos	µg/g	5,5	9,6	35,6	32,4	-	-	9,9	29,7	Brewer *et al* 1998
	Ac. Resínicos	µg/g	BLD	BLD	BLD	BLD	-	-	0,24	0,79	Brewer *et al* 1998
	AOX	µg/g	29,7	54,4	73,7	64,2	-	-	5,6	231,4	Palm & Lammi, 1995
	EOX	µg/g	BLD	BLD	BLD	BLD	-	-	0,25	70,62	Palm & Lammi, 1995
	Dioxinas	ng/g	0,00825	0,06528	0,00588	0,01280	-	-	0,00005	3,44	National DioxinsProgram, 2004
	Furanos	ng/g	0,00113	0,00522	0,00135	0,00065	-	-	0,00006	0,51	National DioxinsProgram, 2004
	EQTs	ng/g	0,00004	0,00017	0,00003	0,00002	-	-	0,00004	0,03	National DioxinsProgram, 2004

Índices de Calidad de los sedimentos

Para establecer la calidad de los sedimentos y tener una visión en conjunto de la información de metales obtenida desde la matriz sedimentaria, se puede comparar con valores de referencia pre-industriales a nivel local (Chandia & Salamanca, 2012) a la forma de un índice. En este análisis se utilizaron las concentraciones de Metales pesados y compuestos orgánicos (Ácidos grasos y resínicos, AOX, EOX, Dioxinas y Furanos) en muestras estratificadas de sedimentos obtenidas dentro y fuera del HRC (sectores Fuerte San Luis & San Martín y Angachilla, respectivamente), durante noviembre de 2014 (Programa de Diagnóstico Ambiental).

Las valores referenciales ("background") fueron obtenidos del corte más profundo de 2 testigos (cores o núcleos) recolectados desde el sector del eje central del río Cruces (C-1: 14 cm de sedimento) y del sector Angachilla o fuera del humedal (A-1: 24 cm de sedimento), en noviembre de 2014. Las muestras fueron tratadas químicamente al igual que el resto de las muestras de sedimentos obtenidas en el Programa de Diagnóstico (abril y julio de 2014) y Monitoreo (abril de 2015). Los sedimentos de la base de estos corer (24 y 14 cm) muestran características propias del suelo vegetal previo al terremoto del año 1960, lo que permite utilizar estos estratos como representativos de los niveles de elementos y compuestos químicos antes y despúes del terremoto.

Factor de enriquecimiento (EF)

Otro índice para evaluar el significado de la información de metales en sedimentos es el cálculo de un factor de enriquecimiento que se utiliza para evaluar el origen de los Metales pesados en los sedimentos.

$$EF = (Me/Al)_s/(Me/Al)_c$$

Donde, (*Me*)*s* es la concentración del metal en una muestra *(s)*; (*Al*)*s* es la concentración de *Aluminio*, (*Me*)*c* es la concentración de referencia del metal y (*Al*)*c* es la concentración de

referencia de *Al*. Si el valor del *EF* varía entre 0,5 y 1,5, esto sugiere que los metales trazas serían de origen natural (Zhang & Liu, 2002).

EF = >1, enriquecimiento promedio.
EF = <1, metal relativamente empobrecido respecto a la referencia (procesos de transformación físico/química).
EF = 1, concentración igual a la referencia.

Los resultados obtenidos del cálculo de los factores de enriquecimiento informados en la Tabla 4.1.2.31 muestran que, salvo algunas excepciones, todas las muestras presentan condiciones naturales, es decir, no se observa un enriquecimiento de metales. El rango absoluto de los factores de enriquecimiento obtenido varió entre 0,0 a 2,5 (Tabla 4.1.2.31), sólo 14 de las 128 muestras analizadas para los metales en sedimentos presentaron un valor de enriquecimiento mayor a 1,5 (considerado de origen natural, según Zhang & Liu, 2002), respecto de los valores referenciales utilizados, lo que indica que los sedimentos presentan condiciones normales y totalmente comparable con los valores referenciales obtenidos desde los testigos.

Tabla 4.1.2.31 Factores de Enriquecimiento (FE) en los sedimentos durante la campaña de abril 2015; Programa de Monitoreo, i= réplica 1; ii= réplica 2.

estación	FE	Al	As	Cu	Fe	Hg	Mn	Pb	Zn
1	***i***	0,3	1,2	0,8	1,1	0,0	1,1	0,0	1,0
	ii	0,3	1,3	0,9	1,0	0,0	1,2	0,0	1,1
2	***i***	0,4	1,2	0,7	1,1	1,4	**1,6**	0,0	1,4
	ii	0,4	1,3	0,8	1,1	**1,7**	1,5	0,0	1,4
3	***i***	0,8	**1,8**	1,1	1,1	0,9	**1,6**	**1,7**	1,5
	ii	0,8	**1,8**	1,1	1,2	1,0	**1,6**	**1,8**	**1,6**
4	***i***	0,7	1,4	0,4	0,7	0,0	1,2	0,6	0,8
	ii	0,7	1,1	0,4	0,7	0,0	1,2	0,6	0,8
5	***i***	1,4	1,3	0,8	0,8	0,0	1,1	1,0	0,6
	ii	1,3	1,4	0,8	1,0	0,0	1,3	1,1	0,7
6	***i***	0,8	1,5	0,9	1,0	0,9	1,0	1,4	1,0
	ii	0,8	1,6	0,9	1,1	1,0	1,0	1,4	1,0
7	***i***	0,9	1,5	0,9	1,1	0,9	**2,2**	**1,6**	1,4
	ii	0,8	**1,7**	1,0	1,3	1,1	**2,5**	**1,7**	1,5
8	***i***	0,7	0,9	0,6	0,8	0,2	0,6	1,1	1,3
	ii	0,6	0,9	0,7	0,9	0,2	0,6	1,2	1,5

Índice de geoacumulación (I_{geo})

Otro criterio para evaluar el grado de contaminación es el Índice de geoacumulación (I_{geo}) propuesto por Müller (1979), el cual que compara concentraciones actuales y pre-industriales de metales en sedimentos.

$$I_{geo} = \log_2\left(\frac{C_n}{1.5B_n}\right)$$

Donde C_n es la concentración medida de un metal dado en los sedimentos y B_n es la concentración de referencia del metal (n). El factor 1.5 es el factor de corrección de la matriz de referencia debido a los efectos litogénicos. Para la evaluación llevada a cabo en este estudio, se utilizaron las clases de contaminación propuestas por Müller (1981).

< 0 : no contaminado
0 - 1: no contaminado a levemente contaminado
1 - 2: moderadamente contaminado
2 - 3: contaminado
3 - 4: muy contaminado
4 - 5: muy fuertemente contaminado
> 5 : totalmente contaminado

Los resultados obtenidos del cálculo del Índice de geoacumulación muestran que más del 97% de las determinaciones, se encuentra en el rango considerado no contaminado, y sólo 6 de las 128 muestras se pueden clasificar en el rango de no contaminado a levemente contaminado (Tabla 4.1.2.32). Los parámetros que están en esta categoría son el Arsénico, Plomo y Manganeso; no obstante, no se puede establecer ningún patrón temporal o espacial, ya que en estas 6 muestras el Índice de geoacumulación está muy cercano al límite inferior que separa las categorías, lo que puede estar determinado por la variabilidad de estas muestras y la sensibilidad analítica.

Tabla 4.1.2.32. Índice de Geo acumulación (I_{geo}) en los sedimentos durante la campaña de abril 2015; Programa de Monitoreo, i= réplica 1; ii= réplica 2.

estación	I_{geo}	Al	As	Cu	Fe	Hg	Mn	Pb	Zn
1	***i***	-2,2	-2,0	-2,5	-2,1	-6,2	-2,1	-8,1	-2,2
	ii	-2,4	-2,0	-2,6	-2,3	-6,3	-2,1	-8,1	-2,2
2	***i***	-2,0	-1,7	-2,5	-1,9	-5,9	-1,4	-8,1	-1,6
	ii	-2,1	-1,7	-2,4	-1,9	-6,0	-1,4	-8,1	-1,6
3	***i***	-0,8	**0,0**	-0,7	-0,7	-4,8	-0,2	-0,1	-0,2
	ii	-0,9	-0,1	-0,8	-0,7	-4,8	-0,2	-0,1	-0,2
4	***i***	-1,1	-0,6	-2,4	-1,6	-5,1	-0,8	-2,0	-1,4
	ii	-1,1	-0,9	-2,3	-1,6	-5,0	-0,8	-1,7	-1,4
5	***i***	-0,1	0,3	-0,4	-0,3	-4,0	**0,1**	**0,0**	-0,7
	ii	-0,2	0,2	-0,5	-0,3	-4,1	**0,1**	-0,1	-0,7
6	***i***	-0,9	-0,3	-1,1	-0,9	-4,8	-1,0	-0,4	-0,9
	ii	-1,0	-0,3	-1,1	-0,9	-4,9	-1,0	-0,4	-0,9
7	***i***	-0,7	-0,1	-0,9	-0,5	-4,7	**0,4**	-0,1	-0,3
	ii	-0,9	-0,1	-0,9	-0,5	-4,8	**0,4**	-0,1	-0,3
8	***i***	-1,2	-1,3	-1,8	-1,4	-5,1	-2,0	-1,1	-0,8
	ii	-1,2	-1,4	-1,8	-1,4	-5,2	-2,0	-0,9	-0,6

Índice de carga de contaminación (PLI)

Para comparar el contenido total de metales en los diferentes sitios de muestreo, se utilizó el índice de carga de contaminación por metales (Tomlinson *et al*., 1980), obtenido por la siguiente ecuación:

$$MPI = (Cf_1 \; x \; Cf_2 \; \ldots \; Cf_n)^{1/n}$$

Donde *n* es el número de metales (siete en el presente estudio) y Cf_nes el factor de contaminación. El factor de contaminación puede ser calculado desde la siguiente relación:

$$Cfn = \frac{\text{Concentración de metal en sedimentos}}{\text{Nivel de referencia del metal}}$$

PLI = < 1: ausencia de contaminantes

PLI = 1: contaminación transitoria

PLI = > 1: contaminado

Los niveles siguientes (2, 3,…, 10) indican el deterioro progresivo de los sedimentos.

Los resultados obtenidos del cálculo del Índice de carga de contaminación muestran que todas las estaciones tienen un valor inferior a 1 (Tabla 4.1.2.33.), lo que de acuerdo a la categorización del Índice de Carga de Contaminación, hay ausencia de contaminación por Metales pesados en los sedimentos estudiados.

Tabla 4.1.2.33. Índice de Carga de Contaminación (PLI) en los sedimentos; Programa de Monitoreo HRC 2015. i= réplica 1; ii= réplica 2.

Estación	Réplica	PLI
1	*I*	0,09
	ii	0,09
2	*i*	0,11
	ii	0,11
3	*i*	0,52
	ii	0,51
4	*i*	0,27
	ii	0,27
5	*i*	0,65
	ii	0,62
6	*i*	0,41
	ii	0,41
7	*i*	0,55
	ii	0,54
8	*i*	0,28
	ii	0,28

Ácidos Grasos

Las concentraciones registradas en los sedimentos durante abril 2015 son muy variables entre los sectores de muestreo Tabla 4.1.2.22, donde el mayor valor registrado se obtuvo en la estación 7 (río Cayumapu) con una concentración de 64,5 µg/g y la menor concentración obtenida fue de 4,9 µg/g para la estación 1 (sector Los Ciruelos). A pesar de esta variabilidad, los resultados son muy similares a los obtenidos en abril 2014, pero menores en casi dos órdenes de magnitud comparado con julio 2014. Los resultados obtenidos en abril de 2015, muestran que el sector de los ríos tributarios (T) y río Calle Calle presentan la mayor concentración por sectores (35,6 y 32,4 µg/g, respectivamente), a la vez que el sector Límnico (L) presentó la menor concentración (5,5 µg/g). Los valores obtenidos en abril 2015 están dentro de rango informado para sedimentos lacustres por Brewer et al. (1998).

AOX

Las concentraciones de AOX presentaron diferencias entre estaciones, debido principalmente a que las mayores concentraciones se registraron en la estación 7 ubicada en el río Cayumapu, parte de los ríos tributarios al río Cruces. La Tabla 4.1.2.30, presenta los resultados promedio por sector muestreado en este monitoreo y el rango de concentración para AOX en sedimentos informados por Palm & Lammi (1995). De esta comparación se desprende que todos los sectores evaluados están dentro del rango de concentración de la referencia utilizada y no indican la existencia de un proceso de alteración de los AOX en los sedimentos evaluados.

Dioxinas, Furanos y EQTs

No se detectó la presencia de la TCDD en los sedimentos de ninguna de las estaciones muestreadas por lo que su toxicidad es baja. El patrón de distribución de los 17 congéneres está dominado por la HxCDD y HxCDF (moléculas con 6 sustituciones de cloro), con concentraciones cercanas al límite de detección analítico. Los rangos informados para campaña son de N.D. a 0,1730 ng/g durante abril 2015, Tabla 4.1.2.26. En general, se detectaron dioxinas y furanos, en todas las muestras de sedimentos con concentraciones

en el orden de decenas de ng/g y con valores en equivalentes tóxicos menores a 1 pg/g. La Tabla 4.1.2.30, muestra los resultados promedio por sector muestreado en este monitoreo y el rango de concentración para Dioxinas y Furanos en sedimentos informados por la National Dioxins Program (2004) de Australia. De esta comparación se desprende que todos los sectores evaluados están dentro del rango de concentración de la referencia utilizada.

Factores de Enriquecimiento de Compuestos Orgánicos

Utilizando las concentraciones locales de referencia de los sedimentos del río Cruces, obtenida desde la base de los dos testigos muestreados en noviembre 2014, realizado en el contexto del Programa de Diagnóstico Ambiental, se calculó los factores de enriquecimiento para los compuestos orgánicos complejos (*i.e.,* Ácidos grasos, Ácidos resínicos, Compuestos órgano-halogenados adsorbidos (AOX), Dioxinas y Furanos) en los sedimentos del área de estudio (Tabla 4.1.2.33). Esos resultados muestran que Ácidos Resínicos y EOX, presentan concentraciones bajo el límite de detección, igual condición que los resultados obtenidos en el programa de monitoreo 2015, para sedimentos superficiales, por lo cual no es posible calcular los enriquecimientos de estos parámetros.

El Sector Límnico (L), conformado por las estaciones 1 y 2 (sector Ciruelos y Rucaco), no presenta enriquecimiento para ninguno de los parámetros evaluados (Tabla 4.1.2.33), por lo que este sector no ha recibido aportes de estos compuestos y se encuentra empobrecido respecto a la referencia utilizada, esto puede ser consecuencia de la granulometría local (granos medios a grueso) y a la velocidad que de arrastre que alcanza el agua en estos sectores que impide la depositación del material en suspensión.

En el Sector Eje Estuarial (EE), conformado por las estaciones 3, 4 y 5 (sectores Fuerte San Luis, Santa Clara y Punucapa), no presenta enriquecimiento para Ácidos Grasos y AOX (Tabla 4.1.2.33). En cambio, el COT, Dioxinas y Furanos se encuentra enriquecido respecto a la referencia utilizada, que en promedio aumentan un 201%. Este resultado puede ser efecto de lo somero del río en el sector y de la menor velocidad que se desarrolla aquí.

Los ríos tributarios (T), están conformados por las estaciones 6 y 7 (río Pichoy y río Cayumapu), y en estas estaciones no presentaron enriquecimiento los parámetros Dioxinas y Furanos (Tabla 4.1.2.33). En cambio, el Ácidos Grasos, COT y AOX, se encuentra enriquecidos respecto a la referencia utilizada, aumentando un 73% en promedio, el enriquecimiento de estos parámetros puede estar relacionado con otras actividades desarrolladas aguas arriba en estos ríos, que aportan material de origen orgánico, lo que favorecería la retención de compuestos orgánicos en estas estaciones.

En la estación ubicada en el río Calle Calle, todos los parámetros se encuentran empobrecidos respecto a la referencia obtenida desde los testigos muestreados en noviembre 2014. La excepción a este patrón, se da en el contenido de los Ácidos Grasos, los que se encontraron aumentados en un 122%, lo que puede estar relacionado con los aportes domésticos de la ciudad de Valdivia al río Calle Calle (Tabla 4.1.2.33).

Tabla 4.1.2.33. Factores de Enriquecimiento estimados a partir de los resultados del corer de sedimentos recolectado en el río Cruces durante noviembre 2014. L = sector límnico, EE = eje estuarial del río Cruces, T = ríos tributarios del humedal.

parámetros	unidad	Corer	Factor de Enriquecimiento (%)			
		Promedio	L	EE	T	río Calle Calle
Ác. Grasos	µg/g	14,6	-62	-34	**144**	**122**
Ác. Resínicos	µg/g	-	-	-	-	-
COT	%	2,3	-87	**13**	**67**	-5
AOX	µg/g	68,2	-56	-20	**8**	-6
EOX	µg/g	-	-	-	-	-
Dioxinas	ng/g	0,0156	-47	**318**	-62	-18
Furanos	ng/g	0,0014	-20	**273**	-4	-54

4.1.2.5. Conclusiones

• Las fracciones granulométricas y concentraciones de materia orgánica y carbono orgánico total en el sedimento, no presentaron diferencias significativas entre años o sectores.

• La única excepción fue la variabilidad inter-anual registrada en la fracción grava (concentraciones más altas durante el año 2014 y solo en algunos sitios).

• Los niveles de pH presentaron diferencias significativas entre años y sectores (valores más altos en el año 2015 y en el sector del eje estuarial del humedal del río Cruces). Los valores de redox fueron mayoritariamente negativos; es decir sedimentos con abundante contenido de materia orgánica. Los valores del potencial óxido reducción registrados en los sedimentos fueron homogéneos a través de ambos años y sectores.

• Las concentraciones de metales pesados, no variaron significativamente entre los años 2014 y 2015; sin embargo sí se detectaron variaciones en estos elementos asociadas a diferencias significativas entre sectores del humedal. Los metales que mostraron diferencias entre sectores fueron el Hierro (Fe), Aluminio (Al), Manganeso (Mn), Arsénico (As) y Plomo (Pb), con una tendencia a concentraciones más bajas en el sector límnico del humedal.

• Los resultados del Factor de Enriquecimiento, Índice de Geoacumulación e Índice de Carga de contaminación, muestran que los metales en sedimentos se encuentran en términos generales en ausencia de contaminación.

• Las concentraciones de Ácidos Grasos fueron más bajas durante abril del año 2015 comparado con abril del 2014; los resultados de abril 2015 fueron muy similares a los obtenidos en julio de 2014.

• No se detectaron Ácidos resínicos durante la campaña de abril 2015.

• Las concentraciones de AOX no variaron significativamente al comparar años y sectores del humedal.

• No se detectaron EOX en los sedimentos del área de estudio.

• Los Factores de Enriquecimiento para los compuestos orgánicos de los sedimentos muestran que los sedimentos del sector Limnico no están enriquecidos para ningún

parámetro, en tanto que el eje estuarial y tributarios muestran un enriquecimiento en 3 de los 5 parámetros, en tanto que, en el rio Calle Calle son los Ácidos Grasos presentaron enriquecimiento.

• El patrón de distribución de los 17 congéneres de Dioxinas y Furanos está dominado por la HxCDD y HxCDF (moléculas con 6 sustituciones de cloro), con concentraciones cercanas al límite de detección analítico. No se detectó la presencia de la TCDD en los sedimentos de ninguna de las estaciones muestreadas.

4.1.2.6. Referencias

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

Emery, K.O. 1938. Rapid method of mechanical analysis of sands. Journal of Sedimentary Research 8: 105-111.

Folk, R. L. 1980. Petrology of sedimentary rocks. Hemphill Publishing Company. 190 pp.

Seward-Thompson, B., J. Hails. 1973. An appraisal of the computation of statistical parameters in grain size analysis. Sedimentology 20: 161-169.

4.1.3. ANÁLISIS DEL FLUJO DE MATERIAL SUSPENDIDO EN UN CANAL DEL ESTUARIO DEL RÍO CRUCES, SECTOR PUNUCAPA

4.1.3.1. Antecedentes

Uno de los aspectos más difíciles de cuantificar en un estuario es el flujo de sedimentos, debido a las condiciones de transporte asociadas a las corrientes mareales de flujo y reflujo, fuertemente regidas por la batimetría de los canales y las fases de marea de sicigia y cuadratura. Esto no es trivial, cuando por ejemplo la variabilidad temporal de los flujos de los sedimentos en suspensión, puede explicar la variabilidad temporal que ocurre en la superficie de planicies sedimentarias intermareales. Es en el contexto de lo anterior, que se incluye en el Programa de Monitoreo Ambiental del humedal del río Cruces la variabilidad los sedimentos transportados en la parte inferior del humedal del río Cruces, ahí donde se ha observado en los últimos años variabilidad en la extensión areal de planicies sedimentarias.

El uso de trampas para capturar partículas transportadas en suspensión ha sido aplicado desde la década de 1950; esto ha sido probado y discutido en una serie de publicaciones clásicas en experimentos de laboratorio (Gardner, 1981) y de terreno (lagos, estuarios y ambientes marinos) para determinar las tasas de sedimentación de las partículas, del polen, del plancton y de los nutrientes (White & Wetzel, 1973; Kirchner, 1975; Hardgrave & Burns, 1979; Anderson, 1980; Dymond *et al.,* 1981; Blomqvist & Hakanson, 1981; Lorenzen *et al*., 1981; Kraus, 1987; Bale 1998).

Existe consenso en que las trampas de sedimentos pueden sub-o sobreestimar considerablemente los flujos de partículas, que las trampas cilíndricas por la ausencia de esquinas son más confiables que los angulares y asimétricas, y que para evitar la resuspensión y pérdida de material desde el interior de la trampa, la razón altura / diámetro debe ser > 3 (Blomqvist, 1981; Blomqvist & Hakanson, 1981; Valeur & Pejrup, 1998). Gardner (1981) indicó que estos tipos de trampas tienen 100% de eficiencia en la captura

del material transportado en suspensión. La importancia de la razón elevada entre diámetro y altura, radica en que bajo cualquier condición de remolinos, incluso causados por la propia trampa, las partículas más livianas como la materia orgánica no tendrá la oportunidad de escapar del agua que se encuentra estancada dentro de la trampa (Fig. 4.1.3.1)

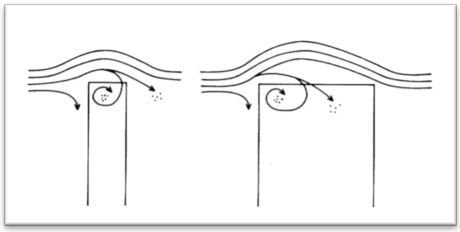


Figura 4.1.3.1. Esquema presentado por Blomquist (2005) para explicar las diferencias que ocurren entre dos trampas de boca angosta y ancha, respectivamente. En el caso de la izquierda, la materia más fina segregada por el remolino cae fuera de la trampa y se pierde, mientras que en la trampa de la derecha tanto la fracción mineral como orgánica quedan atrapadas en la trampa.

Datos no publicados en poder del autor (Mario Pino), demostraron en una planicie mareal del estuario del río Queule (*ca.* 39°S, costa de La Araucanía), la alta efectividad y reproducibilidad del uso de trampas cilíndricas para la captura de material suspendido en el agua. Recientemente, este tipo de trampas cilíndricas fueron empleadas con éxito para medir tasas de transporte de sedimentos suspendidos en pequeñas cuencas montañosas, y así evidenciar relaciones significativas de estas tasas con otros parámetros hidrológicos (Little *et al.*, 2015)

4.1.3.2. Objetivos

• Analizar el flujo de sedimentos suspendidos en condición de verano y fases de marea de cuadratura y sicigia, en un canal del estuario del río Cruces.

• Determinar las características texturales de los sedimentos transportados en suspensión.

4.1.3.3. Materiales y métodos

Instalación de trampas de sedimento en la zona submareal

Las trampas se confeccionaron en PVC de 11 cm de diámetro y 50 cm de largo, con una razón D/H de 4,54. La superficie de la boca de la trampa es de 95,3 cm^2. Para instalar las trampas, se construyó un armazón de fierro lastrado que contenía de manera paralela 4 trampas como las descritas anteriormente (Fig. 4.1.3.2). En este armazón, las trampas fueron numeradas con los valores 1 y 4 en los extremos y 2 y 3 en el centro.



Figura 4.1.3.2. Armazón de fierro usada para la instalación de las cuatro trampas en un canal submareal del estuario del río Cruces.

El lugar elegido para llevar a cabo el monitoreo de transporte de sedimentos suspendidos corresponde a un canal secundario del estuario del río Cruces, cercano a la localidad de Punucapa y adyacente a una planicie intermareal también objeto de estudio en este monitoreo (Fig. 4.1.3.3). La profundidad del canal en este lugar es del orden de 3 m.

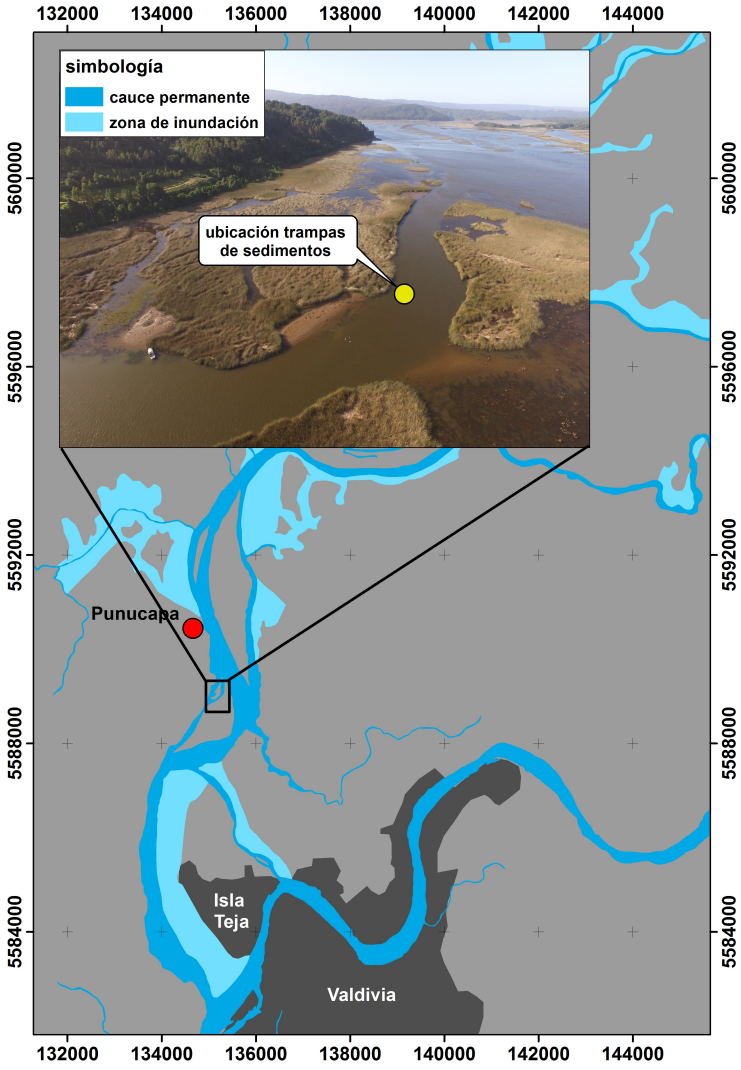


Figura 4.1.3.3. Ubicación del sector de Punucapa donde se instalaron trampas submareales para el monitoreo de transporte de material suspendido entre el 7 de diciembre de 2015 y el 7 de enero de 2016.

Las trampas fueron instaladas durante cuatro períodos de siete días; estos períodos se iniciaron los días lunes 7, 14, 21 y 28 de diciembre del año 2015. El primer y tercer período se iniciaron cuatro días antes de una fase mareal de sicigia (11 y 25 de diciembre de 2015), a la vez que el segundo y cuarto período empezaron cuatro días antes de una fase mareal de cuadratura (18 de diciembre de 2015 y 1 de enero de 2016.) En el primer y segundo muestreo se recuperaron las cuatro trampas, pero en el tercero y cuarto solamente se recuperaron dos y tres trampas, respectivamente. No se pudo conocer las causas de estas pérdidas.

Análisis de laboratorio

En el laboratorio se observó que el contenido sedimentario de las trampas contenía grandes cantidades de fragmento de macrófitas acuáticas que impedían su procesamiento. Por esta razón y en primer lugar se tamizó todo el contenido de las trampas con agua sobre un colador de 2 mm para separar los detritos mayores que este díametro, equivalentes a particulas de grava (*sensu* Folk, 1980). Este material fue secado a 60°C, pesado, incinerado a 550°C por 4 horas y pesado por segunda vez. De esta manera se calculó el peso total y el peso del remanente mineral inorgánico, y por diferencia el peso de la fracción de materia orgánica carbonosa combustible.

En todos los casos el material que pasó por el colador de 2 mm y que correspondía a las fracciones de arena (2 a 0,063 mm) y fango (> que 0,063 mm), constituía un volumen tan grande que impedía su correcto procesamiento. Por esta razón se mezcló este material con agua en un balde, hasta alcanzar un volumen de 10 l. A continuación, se agitó con la mano en movimientos circulares cerca del fondo, mientras simultáneamente se sostenía una manguera de ½ " llena de agua. Cuando la suspensión fue uniforme y toda la arena estuvo junto al fango en suspensión, se extrajo sin dejar de revolver, la porción de agua contenida en la manguera e inmediatamente después se recogió en una probeta el equivalente a 1/10 del total, es decir 1 l de suspensión de toda la mezcla. Este procedimiento se denomina cuarteo y es un tipo de metodología desarrollada y probada en

el laboratorio de Sedimentología del Instituto de Ciencias de la Tierra, desde hace muchos años.

Este volumen de 1 l fue posteriormente tamizado sobre un colador de 0,063 mm para separar la arena del fango. Ambas fracciones fueron analizadas siguiendo el mismo procedimiento antes indicado para la fracción > 2mm, pero amplificado por 10. Finalmente, los pesos de cada una de las subfracciones de partículas (> 2mm, entre 2 y 0,063 mm y < 0,063 mm) fueron convertidas a porcentajes.

4.1.3.4. Resultados

La Tabla 4.1.3.1 resume los datos obtenidos en relación a la tasa total de sedimentos atrapados y a su composición granulométrica. Durante la primera y tercera semana de muestreo (sicigia) las trampas atraparon entre 287 y 468 g y entre 231 y 376 g de sedimento en suspensión, respectivamente. Durante la segunda y cuarta semana (cuadratura) las mismas capturaron entre 118 y 139 g y entre 142 y 190 g, respectivamente. La totalidad del material > 2 mm (*i.e.,* grava; *sensu* Folk, 1980) correspondió a restos vivos y degradados de macrófitas acuáticas, que incluían pequeñas cantidades adheridas de material sedimentario mineral.

La fracción dominante correspondió a la arena total (fracción mineral y orgánica carbonosa). Durante la primera y tercera semana de muestreo (fase lunar de sicigia) las trampas atraparon entre 141 y 315 g y entre 146 y 267 g de sedimento en suspensión, respectivamente. Durante la segunda y cuarta semana (cuadratura) las mismas capturaron entre 118 y 139 g y entre 142 y 190 g, respectivamente. Para la fracción de material orgánico carbonoso equivalente al diámetro de la arena (*i.e.*, 0,063 -2 mm; *sensu* Folk, 1980), los valores de material capturado en el primer caso (sicigia) variaron entre 23 y 89 g y entre 11 y 17 g; en el segundo caso (fase lunar de cuadratura) los rangos variaron entre 8 y 11 g y entre 13 y 46 g. Se produjo en el período de estudio una dominancia absoluta de la fracción mineral inorgánica (Tabla 4.1.3.1).

Como las trampas estuvieron instaladas en cada caso 7 días - equivalente a 10.080 minutos, durante la fase lunar de sicigia la tasa de transporte de sedimento total, arena total y fango total fluctuó entre 23 y 46, 14 y 31 y 8 y 15 mg min^{-1}, respectivamente. En la fase de cuadratura lunar, los mismos parámetros variaron entre 12 y 18, 6 y 11 y 6 y 9 mg min^{-1}. Estos valores muestran el efecto importante de la fase mareal, la que en los estuarios se expresa en diferencias de velocidad de flujo y reflujo que son finalmente responsables de las tasas de transporte. Las diferencias entre transporte suspendido de arena total y fango total son mayores en fase lunar de sicigia, mientras que en cuadratura las diferencias son menores.

Tabla 4.1.3.1. Flujos de sedimentos transportados en suspensión expresados en gramos y en períodos de 7 días. Las semanas 1 y 3 correspondieron a la fase de sicigia y las semanas 2 y 4 a la fase de cuadratura. Grava, arena y fango orgánico corresponden a material particulado carbonoso de diámetro equivalente a las fracciones minerales de los mismos tres componentes.

Comentado [EJ1]: Todas las fracciones parten con minúscula tal como en el texto / estandaricé

semanas y muestras	sedimento total	grava total	grava inorgánica	grava orgánica	arena total	arena inorgánica	arena orgánica	fango total	fango inorgánico	fango orgánico	inorgánico total	orgánico total
1.1	405,3	6,9	1,6	5,3	250,4	215,2	35,3	148,0	122,5	25,5	339,2	66,1
1.2	468,2	1,8	0,6	1,2	315,0	226,4	88,5	151,4	127,5	23,9	354,5	113,7
1.3	374,5	4,7	1,3	3,4	249,7	152,6	97,1	120,1	101,0	19,2	254,9	119,7
1.4	287,3	5,3	1,2	4,1	141,0	117,7	23,4	141,0	117,7	23,4	236,5	50,8
2.1	139,1	1,6	0,3	1,3	76,3	65,0	11,3	61,1	51,4	9,8	116,6	22,4
2.2	124,2	1,0	0,3	0,7	63,1	54,4	8,6	60,2	50,8	9,4	105,5	18,7
2.3	117,7	1,0	0,2	0,7	55,6	47,8	7,7	61,2	51,4	9,8	99,4	18,3
2.4	132,8	0,7	0,1	0,6	57,7	48,8	8,9	74,4	49,1	25,3	98,1	34,7
3.1	376,1	3,1	0,9	2,2	267,9	256,7	11,2	105,1	88,1	17,0	345,7	30,4
3.4	230,5	0,1	0,0	0,1	145,8	128,3	17,4	84,6	78,6	6,0	134,4	96,1
4.2	174,1	4,3	0,9	3,4	77,4	62,1	15,3	92,4	72,8	19,7	135,7	38,3
4.3	184,9	3,6	0,6	3,0	107,6	62,1	45,5	73,8	61,8	11,9	124,5	60,4
4.4	142,6	4,3	1,4	2,9	72,4	59,1	13,3	65,9	55,3	10,7	115,8	26,8

La Tabla 4.1.3.2 muestra los resultados texturales expresados porcentualmente, de los sedimentos transportados en suspensión y capturados por las trampas. Se observó un claro dominio de la fracción arena inorgánica con valores que fluctuaron en sicigia entre 49 y 72%, mientras que esta misma fracción varió durante cuadratura entre 34 y 47%. El fango inorgánico fluctuó entre 23 y 41% en sicigia y entre 33 y 44% en cuadratura. Por otra parte, la fracción de arena orgánica constituyó entre 3 y 26% (sicigia) y entre 7 y 25 % (cuadratura), mientras que el fango orgánico fluctuó entre 3 y 8% y entre 5 y 11% en sicigia y cuadratura, respectivamente.

Tabla 4.1.3.2. Textura de los sedimentos transportados en suspensión expresados en porcentajes, en períodos de 7 días. La semanas 1 y 3 correspondieron a la fase de sicigia y las semanas 2 y 4 a la fase de cuadratura. Grava, arena y fango orgánico corresponden a material particulado carbonoso de diámetro equivalente a las fracciones minerales de los mismos tres componentes.

semanas y muestras	grava total	grava inorgánica	grava orgánica	arena total	arena inorgánica	arena orgánica	fango total	fango Inorgánico	fango Orgánico	inorgánico total	orgánico total
1.1	1,7	0,4	1,3	61,8	53,1	8,7	36,5	30,2	6,3	83,7	16,3
1.2	0,4	0,1	0,3	67,3	48,4	18,9	32,3	27,2	5,1	75,7	24,3
1.3	1,3	0,3	0,9	66,7	40,8	25,9	32,1	27,0	5,1	68,0	32,0
1.4	1,8	0,4	1,4	49,1	41,0	8,1	49,1	41,0	8,1	82,3	17,7
2.1	1,2	0,2	0,9	54,9	46,7	8,2	44,0	36,9	7,0	83,9	16,1
2.2	0,8	0,2	0,6	50,8	43,8	6,9	48,5	40,9	7,6	84,9	15,1
2.3	0,8	0,2	0,6	47,2	40,6	6,6	52,0	43,6	8,4	84,5	15,5
2.4	0,5	0,1	0,4	43,4	36,8	6,7	56,0	37,0	19,0	73,9	26,1
3.1	0,8	0,2	0,6	71,2	68,2	3,0	27,9	23,4	4,5	91,9	8,1
3.4	0,0	0,0	0,0	63,2	55,7	7,6	36,7	34,1	2,6	58,3	41,7
4.2	2,5	0,5	1,9	44,4	35,7	8,8	53,1	41,8	11,3	78,0	22,0
4.3	2,0	0,3	1,6	58,2	33,6	24,6	39,9	33,4	6,5	67,3	32,7
4.4	3,0	1,0	2,0	50,8	41,4	9,3	46,2	38,8	7,5	81,2	18,8

Tabla 4.1.3.3 es un resumen que incluye las fechas de instalación de las trampas, la fase mareal dominante, el número de trampas recuperadas y los promedios y desviaciones estándar para el sedimento suspendido transportado, sin incluir la fracción > 2 mm que resultó solo de origen vegetal. Las desviaciones estándar variaron entre 0,7 y 9%, lo que resulta aceptable para un procedimiento experimental donde la posición de las trampas con respecto a las corrientes de flujo y reflujo, no se puede establecer. En los promedios de las fracciones arena inorgánica, se observó una tendencia a que los valores fueran mayores en sicigia (46 y 62%) con respecto a cuadratura (37 a 42%), pero en la fracción de fango inorgánico esta situación no se observó (29 a 31% y 38 a 40%, sicigia y cuadratura, respectivamente). Tampoco se observaron tendencias claras en las fracciones orgánicas.

Tabla 4.1.3.3. Promedios y desviaciones estándar (expresada porcentualmente) de los sedimentos transportados en suspensión. Arena y fango orgánico corresponden a material particulado carbonoso de diámetro equivalente a las fracciones minerales de los mismos tres componentes.

fecha de instalación trampas	fase mareal	número trampas	estadígrafos	arena total	arena inorgánica	arena orgánica	fango total	fango inorgánico	fango orgánico	inorgánico total	orgánico total
07/12/2015	sicigia	4	promedio	61,2	45,8	15,4	37,5	31,3	6,2	77,4	22,6
			desv. est.	8,4	6,0	8,6	8,0	6,6	1,4	7,2	7,2
14/12/2015	cuadratura	4	promedio	49,1	42,0	7,1	50,1	39,6	10,5	81,8	18,2
			desv. est.	4,9	4,3	0,7	5,1	3,3	5,7	5,3	5,3
21/12/2015	sicigia	2	promedio	67,2	62,0	5,3	32,3	28,8	3,6	90,9	9,1
			desv. est.	5,7	8,9	3,2	6,2	7,5	1,4	1,5	1,5
28/12/2105	cuadratura	3	promedio	51,1	36,9	14,2	46,4	38,0	8,4	75,5	24,5
			desv. est.	6,9	4,1	9,0	6,6	4,2	2,5	7,3	7,3

Comentado [EJ2]: No será mejor "fase lunar" ¿????

4.1.3.5. Conclusiones

- No se observó tendencia alguna entre la cantidad de sedimento capturado por las trampas y su posición relativa en la estructura que las contenía.
- La cantidad de partículas > 2 mm, equivalentes en diámetro a la grava, consistieron de fragmentos de macrófitas acuáticas, principalmente Luchecillo, en distintos grados de degradación.
- La cantidad de sedimento total capturado presentó una tendencia a ser mayor en la fase mareal de sicigia que en la de cuadratura, lo que estuvo dado principalmente por la cantidad de arena inorgánica; esto es esperable pues las corrientes de flujo y reflujo son mayores en la fase de sicigia.
- Las diferencias entre transporte suspendido de arena total y fango total fueron mayores en fase de sicigia, mientras que en cuadratura las diferencias fueron menores.
- La cantidad de arena orgánica y fango inorgánico y orgánico no mostraron una tendencia clara con respecto a las fases mareales, lo que significa que su presencia en el sedimento transportado no estuvo relacionado con la velocidad de las corrientes.

4.1.3.6. Referencias

Anderson, F.E. 1980. The variation in suspended sediment and water properties in the flood-water front traversing the tidal flat. Estuaries 3: 28-37.

Bale, A.J. 1998. Sediment trap performance in tidal waters: comparison of cylindrical and conical collectors. Continental Shelf Research 18:1401-1418.

Blomquist, S. 1981. Sediment trapping-A subaquatic *in situ* experiment. Limnology and Oceanography 26: 585-590.

Blomqvist, S., L. Hakanson. 1981. A review on sediment traps in aquatic environments. Archive für Hydrobiologie 91: 101-132.

Dymond, J., K. Fischer, M. Clauson, R. Cobler, W.D. Gardner, M.J. Richardson, W. Berger, A. Soutar, R. Dunbar. 1981. A sediment trap intercomparison study in the Santa Barbara Basin. Earth and Planetary Science Letters 53: 409-418.

Gardner, W.D. 1980. Sediment trap dynamics and calibration: a laboratory evaluation. Journal of Marine Research 38: 17-39.

Folk, R. 1980. Petrology of Sedimentary Rocks. Hemphill Publishing Company. Austin Texas 78703, 182p.

Hargrave, B.H., N.M. Burns. 1979. Assessment of sediment trap collection efficiency. Limnology and Oceanography 24: 1124-1136.

Kirchner, W. 1975. An evaluation of sediment trap methodology. Science 162: 796-799.

Kraus, N. 1987. Application of portable traps for obtaining point measurements of sediment transport rates in the surf zone. Journal of Coastal Research 3: 139-152.

Little, C., J. Cuevas, A. Lara, M. Pino, S. Schoenholtz. 2015. Buffer effects of streamside native forests on water provision in watersheds dominated by exotic forest plantations. Ecohydrology 8: 1205-1217.

Lorenzen, C.J., F.R. Shuman, J.T. Bennett. 1981. In situ calibration of a sediment trap.Limnology and Oceanography 26: 580-585.

Valeur, J.R., M. Pejrup. 1998. Sedimentological impact of artificial islands and pits, measured with sediment traps. Journal of Coastal Research 14: 1334-1342.

White, W.S., R.G. Wetzel. 1973. A modified sedimentation trap. Limnology and Oceanography 18: 986-988

4.1.4. PLANICIES SEDIMENTARIAS INTERMAREALES

4.1.4.1. Antecedentes

Las planicies mareales sedimentarias, son áreas de transición entre ecosistemas terrestres y acuáticos afectas por marea - también denominadas ecotonos - donde los elementos bióticos acuáticos presentan una aparente dominancia ante sus pares terrestres (Reise, 1985). La composición superficial de estas áreas presenta una amplia variedad de sustratos sedimentarios, variando desde sustratos areno/fangosos a fango/arenosos, según su ubicación en relación a la línea de costa (ver Reineck, 1972; Reise, 1985; Miththapala, 2013) debido a la perdida de la energía del oleaje y a las variaciones en la depositación de partículas derivadas tanto de la escorrentía de ríos, corrientes litorales y flujos mareales (Pethick, 1984; Pino *et al*., 1999; Fagherazzi *et al*., 2013).

En los estuarios - áreas reconocidas en Chile como humedales costeros de importancia nacional por el Ministerio de Medio Ambiente - las planicies sedimentarias intermareales se encuentran distribuidas a lo largo de sus riberas ocupando las zonas de bajo perfil, siendo sus diferentes extensiones superficiales el resultado de las interacciones de las variadas condiciones de borde y rangos mareales locales (Reineck, 1972; Whitlatch, 1982; Reise, 1985; Pino *et al.,* 1999; Baba *et al*., 2003; Miththapala, 2013; Fagherazzi *et al.,* 2013; Ma *et al*., 2014; Choi, 2014).

Durante las campañas de terreno realizadas el en desarrollo del Programa de Diagnóstico Ambiental del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios (HRC) 2014-2015, se observó un aparente aumento areal de planicies sedimentarias, en relación a observaciones realizadas durante años anteriores, como por ejemplo durante el desarrollo del Diagnóstico del humedal del río Cruces durante el año 2012 y 2013 (UACh, 2014). El aumento en la cobertura de áreas con planicies sedimentarias podría resultar en el re-encausamiento de las aguas (disminución del espejo de agua), lo que podría causar pérdida de aguas someras, justamente aquellas donde actualmente hay mayor cobertura de macrófitas acuáticas como el Luchelillo, base de la dieta de las de aves herbívoras acuáticas

del HRC. Consecuentemente, se ha incluido en este Programa de Monitoreo Ambiental, el monitoreo de los eventuales cambios en extensión areal y tipo de sustrato que puedan estar afectando a las planicies sedimentarias intermareales del HRC

4.1.4.2. Objetivos

- Evaluar la morfología superficial de planicies sedimentarias y realizar estimaciones areales de las mismas.
- Analizar las proporciones texturales, contenidos de materia orgánica total, pH y potencial redox de sedimentos superficiales periódicamente expuestos al aire durante marea baja.

4.1.4.3. Material y métodos

Durante el desarrollo de las actividades y campañas de terreno correspondientes al Programa de Diagnóstico Ambiental del HRC, se realizaron dos campañas exploratorias durante marea baja con el objetivo de identificar e inventariar la presencia de planicies sedimentarias dentro del área del humedal.

Como resultado de estas campañas, se obtuvo la cobertura y distribución de las mismas, evidenciándose la mayor ocurrencia de estas y mayores tamaños superficiales, en zonas relacionadas al curso central del río Cruces. Posterior al levantamiento espacial de la presencia y distribución de dichos ambientes, se seleccionaron seis planicies en un gradiente de influencia mareal desde la localidad de Punucapa hasta el sector del Fuerte San Luis de Alba (Fig. 4.1.4.1). Las seis planicies seleccionadas, se encuentran localizadas en los siguientes sectores que se ordenan de sur a norte en el HRC: Punucapa, La Dehesa, Chorocamayo, desembocadura del río Cayumapu, Santa María y sector Fuerte San Luis. La

Tabla 4.1.4.1 entrega la localización georeferenciada y caracterización general de las mismas.

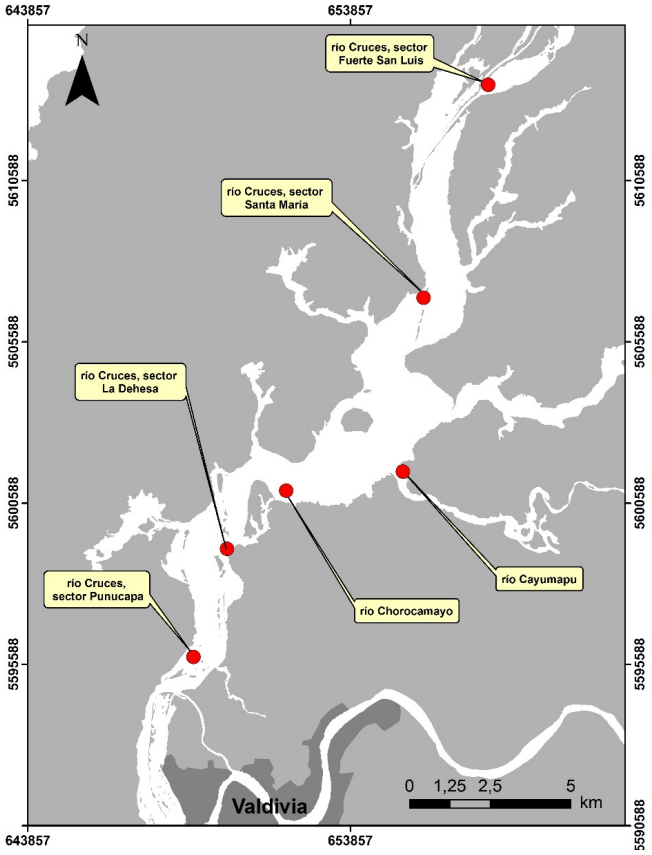


Figura 4.1.4.1. Representación gráfica de la distribución espacial de las seis planicies sedimentarias incluidas para seguimiento en el Programa de Monitoreo ambiental del HRC.

Se obtuvieron fotografías panorámicas de las planicies durante los meses de diciembre 2015 y febrero de 2016, utilizándose cámaras digitales convencionales además

de un vehículo aéreo no tripulado (Dron DJI Inspire 1) que se utilizó durante enero y febrero 2016 para obtener imágenes en altitud tanto panorámicas como perpendiculares a las superficies expuestas durante marea baja.

Para extraer la información cualitativa relacionada a las características superficiales y de borde de las fotografías obtenidas, se analizó la información generada mediante fotografías de superficie y de altura con observaciones visuales de terreno para sintetizar un panorama global de cada área.

Para los análisis cuantitativos relacionados con las extensiones superficiales de cada planicie (perímetro, área y forma), se utilizaron solo las imágenes en altura tomadas por el Drone - perpendiculares a las superficies expuestas durante el periodo de marea baja – las cuales fueron georeferenciadas y analizadas utilizando un software relacionado con Sistemas de Información Geográfica (SIG).

Durante los días 22 al 30 de diciembre de 2015 y 16 al 19 de febrero de 2016, se realizaron mediciones de temperatura, pH y potencial de óxido reducción (redox) en los sedimentos superficiales (*i.e.* primeros 2 cm) de cada planicie. Para ello se obtuvieron muestras replicadas (n=4) con cilindros plásticos (PVC) de 4,5 cm de diámetro enterrados a una profundidad aproximada de 10 cm en el sedimento. Estos cilindros fueron cubiertos por tapas y llevados a la embarcación de muestreo, en la cual se realizaron las mediciones de temperatura, pH y redox con un equipo modelo Orion Star A321 con sus respectivos sensores.

Durante la campaña de febrero 2016, se recolectaron cuatro réplicas de modo aleatorio dentro de la superficie expuesta de cada una de las seis planicies. Esto con el objetivo de analizar la textura y contenido de materia orgánica total en los sedimentos constituyentes de las mismas. La porción de sedimentos analizada correspondió a la sección

superficial (*ca.* 2 cm), la cual fue conservada en bolsas plásticas previamente rotuladas y almacenadas en frío.

Los análisis texturales de los sedimentos 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 micrones 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 micrones) y fango (partículas inferiores a 63 micrones). La fracción arena y agregados biogénicos se trató con ultrasonido durante 30 minutos y se tamizó a través de un colador de 63 micrones, 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) para a partir de cálculos de diferencia de peso, determinar el porcentaje de materia orgánica (materia orgánica carbonosa o combustible) total para cada una de las muestras (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 alicuota 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).

4.1.4.4. Resultados

Caracterización general de las planicies sedimentarias

Las Tablas 4.1.4.1 a 4.1.4.6, entregan las características generales de las seis planicies motivo de este monitoreo.

En las Tablas se presentan las imágenes panorámicas de altura, su localización espacial cartográfica, coordenadas y descripciones ambientales actuales derivadas de las campañas realizadas dentro del primer año del Programa de Monitoreo Ambiental del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios 2015-2016.

Tabla 4.1.4.1. Ubicación, georeferenciación y descripción ambiental de la planicie ubicada en el sector del Fuerte San Luis. El punto de color rojo representa su ubicación espacial dentro del área de estudio.

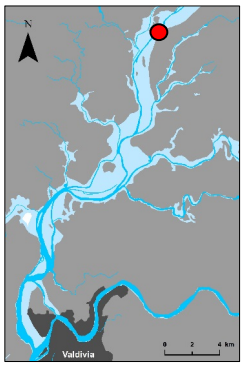
1.- Porción estuarial del río Cruces, sector Fuerte San Luis. **Coordenadas UTM: 18H; 658025m Este, 5613410 m sur.** **Coordenadas geográficas: 39°36'52,17" S; 73°09'32,71" O.**	
Planicie casi descubierta con poca presencia de Totora (*Scirpus californicus*) como limitante de borde. Una extensa cobertura de Luchecillo (*Egeria densa*) y Flecha de agua (*Sagittaria montevidensis*) hacia el sector de la ribera y algunos parches de Luchecillo y Huiro (*Potamogeton pusillus)* hacia el cauce. También presenta algunos ejemplares de pequeños Sauces (*Salix babylonica*) entre la zona de totoral. En cuanto a su estructura superficial, esta planicie presenta surcos derivados de la actividad biológica de aves y bivalvos de agua dulce como *Diplodon chilensis*.	
	

Tabla 4.1.4.2. Ubicación, georeferenciación y descripción ambiental de la planicie ubicada en el sector de Santa María. El punto de color rojo representa su ubicación espacial dentro del área de estudio.

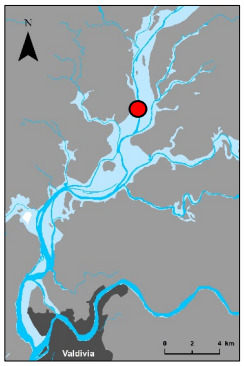
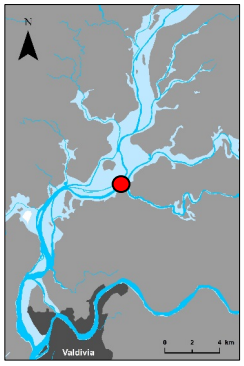
2.- Porción estuarial del río Cruces, sector Santa María. **Coordenadas UTM: 18H; 656280 m Este, 5607198 m sur.** **Coordenadas geográficas: 39°40'14,72" S; 73°10'40,58" O.**	
Planicie rodeadas de Totora (*Scirpus californicus*), ejemplares de Sauces pequeños (*Salix babylonica*) y Pitra (*Myrceugenia exsucca*) hacia el borde ribereño. En el sector del cauce presenta Luchecillo (*Egeria densa*) con presencia de algunos parches de Huiro (*Potamogeton pusillus*) y sobre la superficie intermareal algunos ejemplares de Flecha de agua (*Sagittaria montevidensis*). En cuanto a su estructura superficial, esta planicie presenta surcos derivados de la actividad biológica de aves y corrientes mareales, además de la presencia de troncos arbóreos vestigiales.	
	

Tabla 4.1.4.3. Ubicación, georeferenciación y descripción ambiental de la planicie ubicada en el sector de la desembocadura del río Cayumapu en el río Chorocamayo. El punto de color rojo representa su ubicación espacial dentro del área de estudio.

3.- Sector desembocadura del río Cayumapu. **Coordenadas UTM: 18H; 655230 m Este, 5601669 m sur.** **Coordenadas geográficas: 39°43'14,66" S; 73°11'19,94" O.**	
Planicie delimitada casi en su totalidad por la presencia de Totora (*Scirpus californicus*); en el sector del cauce presenta parches de Huiro (*Potamogeton pusillus*). En cuanto a estructuras superficiales, presenta algunos surcos producto de la actividad alimentaria de aves y efectos de corrientes mareales. También ocurre una pequeña porción de troncos vestigiales de árboles ribereños en el sector submareal cercano.	
	

o

Tabla 4.1.4.4. Ubicación, georeferenciación y descripción ambiental de la planicie ubicada en el sector del río Chorocamayo. El punto de color rojo representa su ubicación espacial dentro del área de estudio.

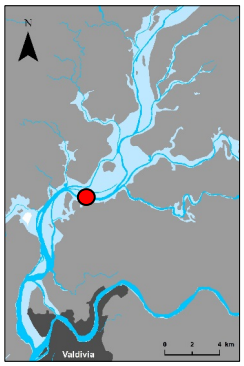
4.- Porción estuarial del río Chorocamayo. **Coordenadas UTM: 18H; 651583 m Este, 5600863 m sur.** **Coordenadas geográficas: 39°43'43,16" S; 73°13'52,39" O.**	
Planicie rodeada de Totoras (*Scirpus californicus*) casi en su totalidad y con presencia de Huiros (*Potamogeton pusillus*) y Luchecillo (*Egeria densa*) hacia la zona expuesta al cauce principal. En cuanto a estructura superficial, esta planicie presenta algunos surcos producto de la actividad alimenticia de aves y derivados por la acción de corrientes mareales. También presenta algunas estructuras biológicas vestigiales (troncos arbóreos) hacia el sector sur de la misma.	
	

Tabla 4.1.4.5. Ubicación, georeferenciación y descripción ambiental de la planicie ubicada en el sector de La Dehesa. El punto de color rojo representa su ubicación espacial dentro del área de estudio.

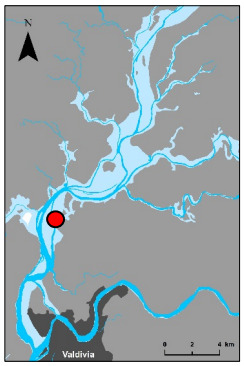
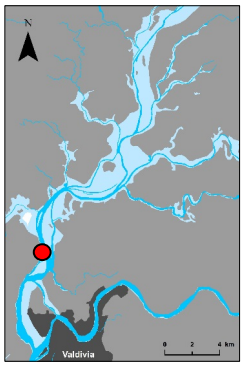
5.- Porción estuarial del río Cruces, sector La Dehesa. **Coordenadas UTM: 18H; 649929 m Este, 5600192 m sur.** **Coordenadas geográficas: 39°44'05,97" S; 73°15'01,29" O.**	
Planicie rodeada de Totora (*Scirpus californicus)* a excepción de la zona expuesta hacia el cauce. Presenta una banda de Luchecillo *(Egeria densa*) hacia el sector del cauce y la superficie expuesta es atravesada por canales mareales insertos en sus alrededores. En cuanto a estructuras superficiales, se presentan extensas áreas con bastante abundancia de troncos arbóreos vestigiales y algunas planicies de menor tamaño con ausencia de estos.	
	

Tabla 4.1.4.6. Ubicación, georeferenciación y descripción ambiental de la planicie ubicada en el sector de Punucapa. El punto de color rojo representa su ubicación espacial dentro del área de estudio.

6.- Porción estuarial del río Cruces, sector Punucapa. **Coordenadas UTM: 18H; 649177 m Este, 5596240 m sur.** **Coordenadas geográficas: 39°46'14,57" S; 73°15'29,64" O.**	
Planicie rodeada de Totora (*Scirpus californicus*), algunos restos de Luchecillo (*Egeria densa*), parches de Huiro (*Potamogeton pusillus*) y canales mareales aledaños. En cuanto a estructuras superficiales, se observan áreas con y sin troncos arbóreos vestigiales. Producto de perturbaciones realizadas por aves en actividad alimentaria, esta planicie presenta en gran parte de su superficie surcos o canales.	
	

Análisis de extensiones superficiales en planicies sedimentarias

Las imágenes de plano cenital (perpendiculares a la superficie), obtenidas con el Drone, fueron georeferenciadas y procesadas utilizando un software especializado en sistemas de posicionamiento global (SIG). Cada una de las superficies de las seis planicies analizadas fueron medidas y dimensionadas en cuanto a los perímetros, áreas, forma y longitud de exposición con respecto al cauce central del río correspondiente.

En la Figura 4.1.4.2 se presenta un ejemplo de alguno de los análisis realizados para cada una de las mismas.

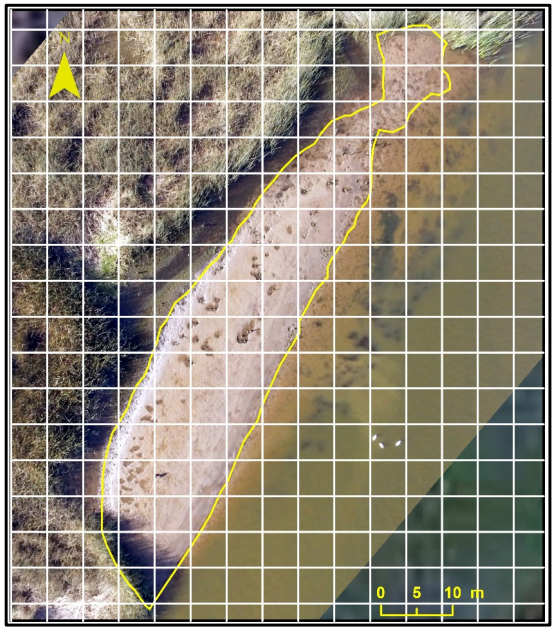


Figura 4.1.4.2. Ejemplo de algunos de los análisis geomorfológicos realizados a fotografías aéreas cenitales capturadas con Drone. Como ejemplo se presenta la planicie del sector de Punucapa ya georeferenciada y en la cual la línea de color amarillo, representa el perímetro y área de la misma no cubierta por vegetación palustre. Cada cuadro representado en la grilla corresponde a un área de 25 m^2 (5 x 5 metros).

La Tabla 4.1.4.7 entrega los valores correspondientes a perímetro, área, longitud de exposición al cauce y forma de cada una de las seis planicies sedimentarias estudiadas.

Tabla 4.1.4.7. Resumen de valores de perímetros, áreas, longitud de la zona expuesta al cauce principal y tendencias geométricas de cada una de las seis planicies sedimentarias estudiadas en el primer año del Programa de Monitoreo Ambiental del HCR 2015-2016.

sector planicies	perímetro (m)	área (m)	longitud (m)	forma superficial
eje central del río Cruces y Chorocamayo (sector estuarial)				
1 (sector Fuerte San Luis**)**	360,96	4164,52	147,25	forma irregular tendiente a un ovalo alargado en posición paralela al cauce principal.
2 (sector Santa María**)**	191,03	1283,55	75,89	forma irregular tendiente a una figura triangular con su lado mayor expuesto al cauce.
3 (río Chorocamayo**)**	338,52	4099,11	129,43	forma de triángulo irregular con su lado mayor expuesto al cauce.
4 (sector La Dehesa**)**	825,72	17348,58	224,06	casi simétrica en forma de cuadrado.
5 (sector Punucapa**)**	203,70	1122,98	89,18	casi regular tendiente a un rectángulo ovalado con su mayor cara expuesta al cauce.
río tributario del río Cruces				
6 (desembocadura río Cayumapu**)**	115,03	490,98	14,72	forma de un ovalo alargado angostado en el centro.

Como lo evidencia la Tabla 4.1.4.7, la planicie con mayor extensión areal dentro de la zona de estudio corresponde a la planicie del sector La Dehesa, con un área de 17.349 m^2, que a manera de comparación es equivalente a 2,5 canchas de futbol reglamentarias aproximadamente. De las cinco restantes superficies areales analizadas, le siguen en tamaño dos planicies con valores cercanos a los 4000 m^2 (sector Fuerte San Luis y río Chorocamayo) y dos con rangos cercanos a los 1000 m^2 (sectores Santa María y Punucapa). La planicie ubicada en la desembocadura del río Cayumapu fue la de menor extensión, con un área de 490 m^2, valor que para fines comparativos se asimila al área de una cancha de baloncesto oficial.

Textura y contenido de materia orgánica

La Tabla 4.1.4.8 muestra los valores porcentuales promedio de los contenidos de grava, arena, agregados biogénicos, fango y materia orgánica total en los sedimentos de las superficies expuestas de las seis planicies sedimentarias muestreadas (*i.e.* sectores Fuerte San Luis, Santa María, desembocadura del río Cayumapu, río Chorocamayo, La Dehesa y Punucapa) (Fig.4.1.4.1).

La fracción dominante dentro de las seis planicies muestreadas fue la arena (*i.e.* partículas entre 63 y 2000 micrones), cuyos valores porcentuales fluctuaron entre 70.3 % (sector Sata María) y 33,7 % (río Chorocamayo) (Tabla 4.1.4.8). La fracción fango o fracción fina (*i.e.* partículas con diámetros inferiores a 63 micrones) tuvo la segunda representación porcentual en los sedimentos estudiados; los valores porcentuales más bajos ocurrieron en la planicie del sector Fuerte San Luis (12,0 %) y los más altos en la planicie ubicada en sector río Chorocamayo (43,6 %) (Tabla 4.1.4.8).

La grava o fracción gruesa (partículas >2000 micrones) tuvo una baja representación porcentual en los sedimentos de las planicies muestreadas (<1,5%) (Tabla 4.1.4.8). Los agregados biogénicos, presentaron su valor porcentual más bajo en los sedimentos de la planicie del sector Santa María (12,6 %) y el más alto en la planicie del sector ubicado en el río Chorocamayo (22,6 %) (Tabla 4.1.4.8). El porcentaje de materia orgánica total fue similar en las planicies de Santa María y La Dehesa (~18%), en tanto que en la planicie del sector Fuerte San Luis se registró el valor más bajo de materia orgánica total (13.1 %) (Tabla 4.1.4.8).

Tabla 4.1.4.8. Valores porcentuales promedio de las fracciones grava, arena, agregados biogénicos, fango y materia orgánica (MO) total en los sedimentos superficiales de las planicies sedimentarias del área de estudio. Los valores son promedios de cuatro réplicas con desviación estándar en paréntesis; las muestras se obtuvieron durante febrero de 2016

sector planicies	grava (%)	arena (%)	agregados biogénicos (%)	fango (%)	MO (%)
eje central del río Cruces y Chorocamayo (sector estuarial)					
1 (sector Fuerte San Luis**)**	1,20 (0,95)	65,64 (12,27)	21,15 (13,15)	12,01 (3,55)	13,09 (2,02)
2 (sector Santa María**)**	0,10 (0,06)	70,28 (7,36)	12,64 (8,61)	16,98 (1,72)	17,96 (0,82)
3 (río Chorocamayo**)**	0,07 (0,04)	33,69 (4,33)	22,60 (6,48)	43,64 (3,97)	14,17 (1,56)
4 (sector La Dehesa**)**	0,08 80,02)	64,37 (2,54)	16,26 (8,09)	19,29 (6,48)	17,28 (1,39)
5 (sector Punucapa**)**	0,19 (0,07)	47,42 (8,13)	15,85 (11,25)	36,54 (3,63)	14,39 (1,01)
río tributario del río Cruces					
6 (desembocadura río Cayumapu**)**	0,21 (0,25)	54,13 (22,40)	15,58 (14,06)	30,09 (9,89)	13,78 (2,77)

Temperatura, pH y redox del sedimento superficial

La Tabla 4.1.4.9 muestra los valores de temperatura, pH y potencial óxido reducción (redox) en los sedimentos superficiales de las seis planicies muestreadas en el área de estudio (Fig. 4.1.4.1).

No se encontró una tendencia definida al comparar los valores de temperatura , ya sea en relación a muestreos o por ejemplo, área de cada planicie examinada.; cosa similar ocurrió con los valores de pH (Tabla 4.1.4.9).

Durante el muestreo de diciembre 2015, se midieron valores positivos de redox (*i.e.* condiciones de mayor oxigenación en el espacio intersticial del sedimento) en los sedimentos superficiales de todas las planicies sedimentarias examinadas; los valores más altos de redox se midieron en las planicies de La Dehesa y Punucapa. Durante el muestreo de febrero 2016, se detectaron valores negativos de redox (*i.e.* condiciones de menor

oxigenación en el espacio intersticial del sedimento) en las planicies del sector Fuerte San Luis y Santa María (Tabla 4.1.4.9). Durante este muestreo, los sedimentos de La Dehesa - y al igual que durante diciembre 2015 – fueron los más oxigenados o de valores más altos de redox (Tabla 4.1.4.9):

Tabla 4.1.4.9. Valores de temperatura, pH y potencial óxido reducción (redox) obtenidos en sedimentos superficiales de planicies sedimentarias del área de estudio durante las campañas de diciembre 2015 y febrero 2016. Los valores son promedios de cuatro replicas con desviación estándar en paréntesis. * = dos replicas promediadas.

	temperatura (°C)		pH		redox (mV)	
sector planicie	**2015**	**2016**	**2015**	**2016**	**2015**	**2016**
	diciembre	**febrero**	**diciembre**	**febrero**	**diciembre**	**febrero**
eje central del río Cruces y Chorocamayo (sector estuarial)						
1 (sector Fuerte San Luis**)**	28,8 (0,2)	24,1 (0,2)	8,4 (0,3)	8,0 (0,1)	110,9 (52,4)	-76,5 (15,7)
2 (sector Santa María**)**	28,5 (1,6)	21,1 (0,1)	7,3 (0,2)	8,2 (0,2)	49,9 (15,0)	-78,6 (5,6)
3 (río Chorocamayo**)**	25,3 (0,3)	24,3 (0,4)	7,5 (0,0)	7,3 (0,1)	70,3 (38,3)	57,5 (6,3)
4 (sector La Dehesa**)**	15,5 (0,2)*	28,5 (0,8)	7,7 (0,1)	7,6 (0,0)	156,6 (12,7)	130,4 (50,8)
5 (sector Punucapa**)**	18,8 (0,3)*	23,5 (0,1)*	7,0 (0,3)	7,0 (0,1)*	164,1 (26,5)	33,3 (14,4)*
río tributario del río Cruces						
6 (desembocadura río Cayumapu**)**	30,9 (1,5)	26,0 (1,5)	7,5 (0,2)	7,4 (0,0)	113,6 (30,3)	52,0 (23,9)

4.1.4.5. Conclusiones

• Las extensiones areales y formas de las planicies muestran una heterogeneidad amplia, situación que en este momento no puede ser asociada a ningún factor o proceso específico ocurrente dentro del HRC.

• Los resultados de los análisis texturales muestran que la fracción dominante dentro de las planicies muestreadas fue la arena (partículas con diámetros nominales entre 63 y 2000 micrones), seguida de la fracción fango (partículas finas con diámetros nominales inferiores a 63 micrones).

• La magnitud de los contenidos de materia orgánica total en de los sedimentos analizados sugiere que las planicies estudiadas – aun cuando sean lugares activos de depositación – están fuertemente influencias por las corrientes mareales (*i.e*, movimiento de agua).

• Lo anterior es coincidente con la variabilidad espacial del potencial redox, el cual muestra que la mayor parte de los sedimentos de las planicies estudiadas no muestran falta de oxígeno en el agua intersticial.

4.1.4.6. Referencias

Anderson F., Black L., Mayer L. & Watling L. 1981. A Temporal and Spatial Study of Mudflat Texture. Northeastern Geology. 3: 184-191.

Byers S., Mills E. & P. Steward. 1978. A Comparison of Methods of Determining Organic Carbon in Marine Sediments, With Suggestion for a Standard Method. Hydrobiologia. 58: 43-47.

Baba E. 2003. Waves and Tidal Flat Ecosystems: Springer Science & Business Media. 164 pp.

Choi K. 2014. Morphology, Sedimentology and Stratigraphy of Korean Tidal Flats– Implications for Future Coastal Managements. Ocean & Coastal Management. 102: 437-448.

Fagherazzi S., FitzGerald D. M., Fulweiler R. W., *et al*., 2013. Ecogeomorphology of Tidal Flats. In: Shroder J. (editor in Chief), Butler D. R. (Eds.), Treatise on Geomorphology. Academic Press, San Diego, CA. 12: 201-220.

Ma G., Han Y., Niroomandi A., Lou S. & Liu S. 2015. Numerical Study of Sediment Transport on a Tidal Flat with a Patch of Vegetation. Ocean Dynamics, 65: 203-222.

Miththapala S. 2013. Tidal flats. Coastal Ecosystems Series. Colombo, Sri Lanka: IUCN. Vol. 5. pp. 48.

Pethick J. S. 1984. An Introduction to Coastal Geomorphology: Dept. of Geography, University of Hull. 260 pp.

Pino M., Busquets T. & Brümmer R. 1999. Temporal and Spatial Variability in the Sediments of a Tidal Flat, Queule River Estuary, South-Central Chile. Revista Geológica de Chile. 26: 187-204.

Reise K. 1985. Tidal flat ecology: An Experimental Approach to Species Interaction. Springer-Verlag, New York. 191 pp.

Reineck H. E. 1972. Tidal Flats. In: Rigby, J. K., Hamblin, W.K.(Eds.). Recognition of Ancient Sedimentary Environments. SEPM. pp. 1. 46-159.

Whitlatch R. B. 1982. The Ecology of New England Tidal Flats: A Community Profile. U.S. Fish and Wildlife Service, Biological Services Program, Washington, D.C. 125 pp.

4.2. COMPONENTES BIOLÓGICOS

4.2.1. MACROFITAS ACUATICAS

4.2.1.1. Flora y vegetación acuática y ribereña

4.2.1.1.1. Antecedentes

El presente Informe entrega los resultados de una prospección de la flora y vegetación, en 14 estaciones predeterminadas en el humedal del río Cruces y sus ríos tributarios (HRC).

Las macrófitas vasculares que forman la flora de un humedal son importantes productores primarios que inician las cadenas tróficas del ecosistema. El conocimiento de su origen permite discriminar especies autóctonas de alóctonas, lo que sirve de referencia para investigar el estado de conservación de las primeras y el carácter invasor de las segundas. El espectro biológico y las formas de crecimiento, entregan además una visión de las formaciones vegetales involucradas en los humedales. La vegetación pone a disposición para especies como aves, lugares de nidificación y alimentación, por lo que una mayor diversidad vegetacional redundará en una mayor riqueza faunística.

4.2.1.1.2. Objetivos

- Conocer la flora de macrófitas vasculares y sus espectros de origen, sistemático y biológico presentes en el HRC, juntos con datos fenológicos que faciliten estudios posteriores de eventuales cambios espacio temporales.
- Determinar la calidad y cantidad de asociaciones (comunidades) vegetales que conforman la vegetación y que muestran la diversidad del paisaje del HRC.

4.2.1.1.3. Material y métodos

Durante los días 21, 22 y 23 de enero de 2016, se realizaron los muestreos tendientes a estudiar la flora y la vegetación actual del HRC y las zonas aledañas inundadas producto de terremoto de mayo de 1960 en Valdivia, Chile. Para ello se visitaron 14 estaciones de muestreo determinadas con anterioridad (Fig. 4.2.1.1.1). Los muestreos se realizaron utilizando una embarcación de propiedad de la Universidad Austral de Chile (UACh).

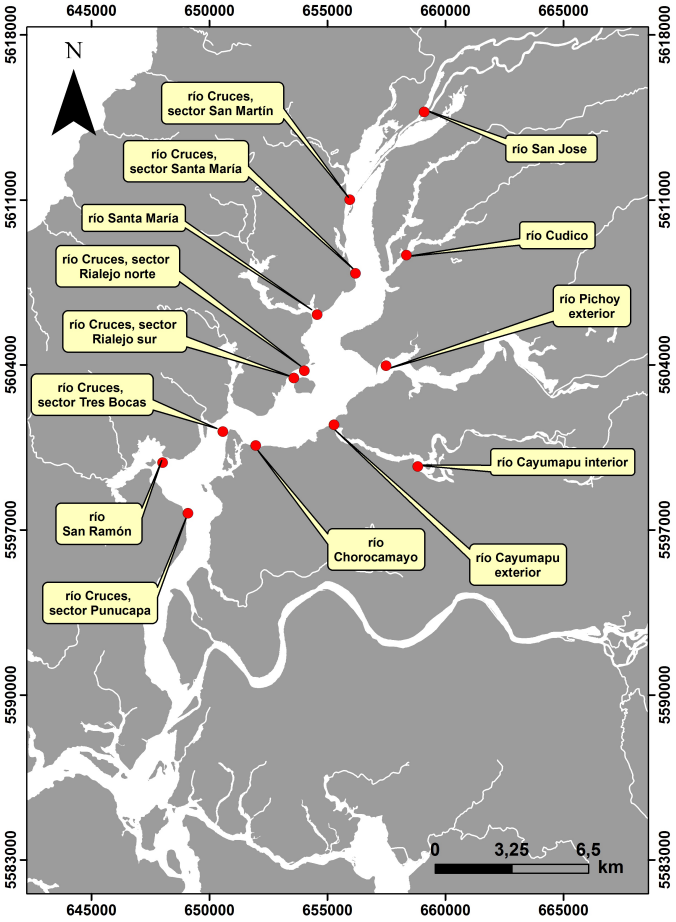


Figura 4.2.1.1.1. Lugares de muestreo de flora y vegetación en el humedal del río Cruces y sus ríos tributarios.

Desde la embarcación se colectó, observó y fotografió la flora y la vegetación acuática y palustre en los 14 sectores predeterminados. Para ampliar el campo de acción se utilizó un drone que tomó fotografías de altura que permitieron visualizar la estructura del paisaje y fotografías bajas (alrededor de 2 m de altitud) para estudiar en detalle las comunidades vegetales que conformaban el paisaje de cada sector. El drone o aeronave utilizada para este propósito, fue un Inspire 1 de la marca DJI.

El material para el muestreo de la flora y vegetación consistió en 181 fotografías tomadas con el drone y 130 tomadas manualmente con una cámara digital desde la embarcación de la UACh (Tabla 4.2.1.1.1). Se herborizaron plantas desconocidas para realizar su determinación en gabinete y, además, se hicieron observaciones con binoculares, en la flora y vegetación de cada sector, anotándolas en la libreta de campo. Especial atención se puso en el estado fenológico de la flora, es decir, en la presencia de flores y/o frutos o ausencia de ellos.

Tabla 4.2.1.1.1. Número de fotografías analizadas tomadas con drone y lancha distribuidas por lugares de muestreo.

sitios	abreviatura	drone	lancha	total
Chorocamayo	Chor.	18	3	21
Cayumapu interior	CayInt.	31	6	37
Cayumapo exterior	CayExt.	16	5	21
Pichoy exterior	PicExt.	16		16
Frente a Punucapa	Pun.	6	27	33
San Ramón	SanR.	16	24	40
Tres Bocas	3Boc.	13	5	18
Cudico	Cud.	6	11	17
Isla Rialejo Norte	RialN.	7	4	11
Isla Rialejo Sur	RialS.	11		11
Río Santa María	RíoSM	9	15	24
San Martín	SanM.	10	6	16
Sector Santa María	SSM	14	6	20
Sector San José	SecSJ.	8	18	26
total		**181**	**130**	**311**

La totalidad de las 311 fotografías fueron analizadas proyectándola sobre una pantalla para diferenciar en cada una las unidades de paisaje presentes, tales como, vegetación acuática sumergida, vegetación con hojas flotantes en superficie, pantanos, matorrales, bosques, etc. En cada una de esas unidades se levantaron censos de vegetación con la metodología fitosociológica de la Escuela Sigmatista del Sur de Europa (Dengler *et al.*, 2008). Cuando se trata la flora y la vegetación por separado como sucede en este informe, es útil y muy necesario, tener clara la diferencia entre ambas, ya que son términos que, a menudo en el lenguaje cotidiano, se tratan como sinónimos. La flora es una lista de las especies vegetales presentes en un determinado lugar o territorio, mientras que, la vegetación se refiere a las unidades de paisaje que conforma esta flora. Las unidades florísticas son las especies vegetales, las unidades de vegetación son las asociaciones vegetales, llamadas comúnmente (e impropiamente) comunidades.

Métodos florísticos

Para la determinación de las especies vegetales se revisó la literatura existente y fue verificada en el sitio WEB "The Plant List" del Jardín Botánico de Missouri, USA (Ramírez *et al.*, 1991; Hauenstein & Falcón, 2001; Ramírez & San Martín, 2006). Su clasificación se basa en los conceptos taxonómicos actuales definidos por varios autores (Wink, 2006). El origen fitogeográfico de las especies se tomó de Zuloaga *et al.,* (2008) pero se redujo a definirlo como nativo (autóctono) o introducido (alóctono). Las formas de vida se tomaron de la clave presentada por Mueller-Dombois & Ellenberg (1974) pero utilizando las 5 formas de vida principales de Raunkaier (1938): Fanerófitos (plantas leñosas), caméfitos (subarbustivas leñosas), hemicriptófitos (plantas herbáceas perennes), criptófitos (geófitos herbáceos con órganos subterráneos de reserva y plantas acuáticas y palustres) y terófitos (plantas anuales y bianuales), construyendo con ellas el espectro biológico de la flora. Las formas de crecimiento específicas para plantas acuáticas se tomaron de Ramírez & Stegmaier (1982) la cual sirvió además, para definir el hábito y el hábitat de cada planta. La fenología se estudió constatando la presencia de flores y/o frutos en los individuos de las especies de flora.

Métodos de vegetación

La fitosociología trabaja con un método que considera el levantamiento de información en terreno, mediante los llamados censos de vegetación (o relevamientos), que consisten en establecer listas completas de las especies vegetales presentes en una parcela de muestreo, agregando la abundancia de los individuos de cada una, mediante estimación de su cobertura (Mueller-Dombois & Ellenberg, 1974; Braun-Blanquet, 1979; Ramírez *et al.,* 1997). Esta cobertura corresponde al porcentaje de la parcela cubierta por los individuos de cada especie. Este método exige conocer las especies vegetales (o su posterior determinación) y experiencia para determinar la cobertura (Knapp, 1984), en lo que también ayuda la participación de más de un experto en el levantamiento.

Los censos fitosociológicos son levantados en parcelas de muestreo florística, fisonómica y ecológicamente homogéneas, de tamaño superior al área mínima de cada formación, para asegurar la composición florística típica. El tamaño del área mínima depende primero de la cantidad de especies y luego, del tamaño de los individuos, de manera que, mientras mayor sea el número de especies de una comunidad y de mayor tamaño los individuos presentes en ella, también será mayor el área mínima. Así para la vegetación acuática sumergida y natante basta con parcelas de 1 m^2, para la vegetación palustre de 4 m^2 y para matorrales y bosques ribereños, de 25 m^2. Por supuesto para la vegetación terrestre con mayor riqueza florística y mayor tamaño estas parcelas deben ser más grandes.

En cada una de las parcelas se levanta primero una lista completa de las especies vegetales presentes en ella y luego, se determina la abundancia de los individuos de cada una, expresándola en porcentaje de cobertura de la parcela, utilizando los signos “+” y “r” (cruz y erre), para valores inferiores al 1% de cobertura. Los resultados se reúnen en las llamadas tablas fitosociológicas que tienen tantas columnas como censos levantados, pero en la primera columna se anota el nombre de cada especie presente, colocando las

coberturas en las columnas siguientes, de acuerdo al censo donde se presenta la especie. Así una tabla fitosociológica tiene un formato típico con una lista de especies en la primera columna y luego una cantidad variable de columnas en las que se incluye la abundancia de los individuos de cada especie en porcentaje. Como la vegetación generalmente se dispone en estratos, no es raro encontrar censos en los que la suma de sus valores de cobertura sea mayor que 100%. A esto también contribuye la transformación de los signos cruz (+) y erre (r) a la unidad para poder manejar matemáticamente las tablas fitosociológicas. Hoy en día los cálculos y el ordenamiento de tablas grandes no representa grandes problemas al utilizar programas computacionales, lo que antiguamente era casi imposible de hacer y con resultados inciertos.

Aunque la primera columna entrega una lista exhaustiva de las especies presentes en los censos, la flora del sector puede tener más especies que se presentaron fuera de la parcela inventariada, éstas se anotan aparte y se agregan a la flora del sector estudiado.

En este trabajo la tabla fitosociológica inicial estaba formada por 307 columnas, la primera con la lista de especies que alcanzaron a 30 y luego 306 columnas que representaban los censos levantados, en estas columnas se colocaron la abundancia de los individuos de cada especie presente en la primera columna. En esta tabla se buscaron especies diferenciales, es decir, especies que se excluyan mutuamente en grupos de censos, de esta manera se logró determinar grupos homogéneos que se determinaron de acuerdo a la literatura existente para conocer si presentaban el "status" de asociación vegetal o de otro, sintaxon.

La nomenclatura y clasificación de las asociaciones se basó en el Código Internacional de Nomenclatura Fitosociológica (Izco & Del Arco, 2003). La riqueza específica de las asociaciones vegetales se comparó entre comunidades utilizando métodos de correlación. Se preparó un esquema sintaxonómico de la vegetación del santuario utilizando como base el esquema presentado por San Martín *et al.,* (1993).

Las Tablas fitociológicas y especialmente la inicial son por lo general, muy grandes siendo muy difícil trasladarla a un formato escrito, por ello se calculó el valor de importancia de Wikum & Shanholtzer (1978) cuyos resultados reflejan fielmente la estructura de la tabla original, en esta nueva "tabla resumen" representativa de la comunidad y se calcula de la siguiente manera: La columna Fr representa la frecuencia de cada especie en la tabla, es decir, su presencia en los censos, respondiendo a la pregunta ¿En cuántos censos de la tabla está presente la especie? En la columna siguiente (%Fr) este valor se expresa en porcentaje del total de censos de la tabla, lo que debe indicarse en el encabezado de la misma. La tercera columna (Cob) corresponde a la suma de todos los porcentajes de cobertura que tiene la especie en los censos donde está presente. La columna Fr.Rel corresponde a la frecuencia relativa de cada especie que se calcula como porcentaje de la suma total de las frecuencias en la tabla (columna Fr). De la misma manera se calcula la cobertura relativa (Cob.Rel.) que va en la columna siguiente y, en la última columna, se suman la frecuencia y la cobertura relativas para obtener un valor de importancia (V.I.). Este último valor es adimensional (no tiene unidad de medida) ya que solo representa un número para ordenar las especies en una "ranking" de importancia y sólo tiene ese valor para la tabla en que fue calculado y por ello, no es comparable con los obtenidos en otras tablas.

4.2.1.1.4. Resultados y discusión

Flora

Clasificación

La flora colectada, fotografiada y observada actualmente (enero de 2016), en los lugares de muestreo, está compuesta por 51 especies de plantas vasculares que corresponden a un helecho (Clase Polypodiopsida) *Blechnum cordatum* (sin. *B. chilense*) Quil-quil, una Gimnosperma (Clase Pinopsida) *Pinus radiata*, Pino insigne, 18 Liliopsida (Monocotiledóneas), 2 Magnoliopsida (Dicotiledóneas primitivas en sentido amplio) *Drimys winteri* Canelo, y *Nymphaea alba* Loto y, por último, 29 especies de Rosopsidas (Eudicotiledóneas en sentido amplio) (Tabla 4.2.1.1.2). De acuerdo a lo anterior los grupos

más importantes son las Angiospermas que reúnen más del 90 % de las especies (Fig. 4.2.1.1.2). Un catálogo completo de la flora con su nomenclatura, clasificación y caracterización se presenta en la Tabla 4.2.1.1.3.

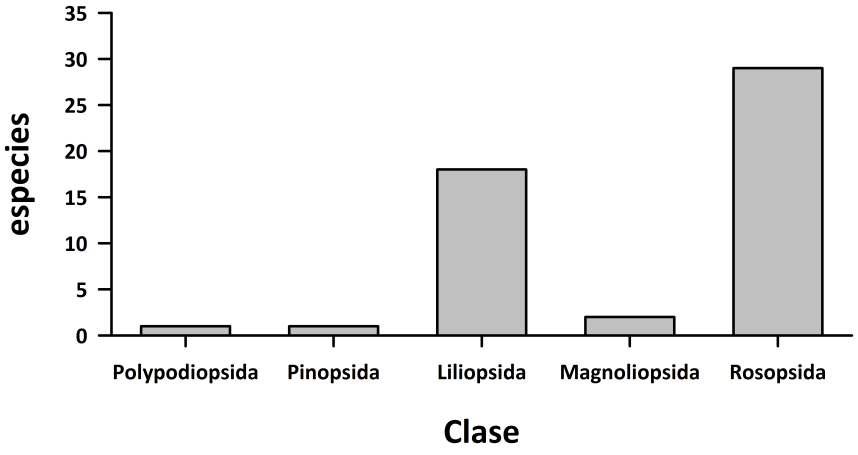


Figura 4.2.1.1.2. Número de especies vegetales por Clase de la flora del humedal del río Cruces.

Tabla 4.2.1.1.2. Distribución de las especies de la flora del humedal del río Cruces y porcentajes correspondientes.

Clase	especies	Porcentaje (%)
Polypodiopsida	1	1,96
Pinopsida	1	1,96
Liliopsida	18	35,29
Magnoliopsida	2	3,92
Rosopsida	29	56,86
total	**51**	**100,00**

Tabla 4.2.1.1.3. Resumen de la nomenclatura, clasificación y características de la flora presente en el humedal del río Cruces. Abreviaturas: Or. = Origen fitogeográfico: N = Nativo, I = Introducido. Hábito: Hi = hidrófito, He = helófito, T = terrestre. Forma de vida: F = fanerófitos, C = caméfitos, H = hemicriptófito, Cr = criptófito, T = terófitos. Signos: * = Dudas taxonómicas o nomenclaturales, > = especies exclusivas.

CLASE /especie / autor	Familia	nombre común	origen fitogeográfico	hábito	forma de vida
POLYPODIOPSIDA					
Blechnum cordatum (Desv.) Hieron.	Blechnaceae	Quil-quil	N	He	H
PINOPSIDA					
>*Pinus radiata* D. Don	Pinaceae	Pino insigne	I	T	F
LILIOPSIDA (Monocotiledóneas)					
Alisma lanceolatum With.	Alismataceae	Llantén de agua rosado	I	He	H
Alisma plantago-aquatica L.	Alismataceae	Llantén de agua	I	He	H
Carex riparia Curt.	Cyperaceae	Cortadera azul	N	He	H
>*Chusquea quila* (Mol.) Kunth.	Poaceae	Quila	N	He	F
Cyperus eragrostis Lam.	Cyperaceae	Ritru, Cortadera grande	N	He	H
Egeria densa Planch.	Hydrocharitaceae	Luchecillo	I	Hi	Cr
Holcus lanatus L.	Poaceae	Pasto dulce	I	He	H
Juncus procerus E. Mey.	Juncaceaea	Junquillo grande	N	He	H
Libertia chilensis (Molina) Gunckel*	Iridaceae	Calle-Calle	N	T	H
>*Limnobium laevigatum* (Humb. and Bonpl. ex Willd.) Heine	Hydrocharitaceae	Hierba guatona	I	Hi	Cr
Phragmites australis (Cav.) Trin. ex Steud.	Poaceae	Carrizo, Maicillo	N	He	Cr
>*Polypogon chilensis* (Kunth.) Pilg.	Poaceae	Cola de zorro	N	He	H
Potamogeton berteroanus Phil.*	Potamogetonaceae	Canehuín	N	Hi	Cr
Potamogeton lucens L.	Potamogetonaceae	Huiro verde	N	Hi	Cr

Continuación Tabla 4.2.1.1.3.

CLASE /especie / autor	Familia	nombre común	origen fitogeográfico	hábito	forma de vida
>*Potamogeton pusillus* L.*	Potamogetonaceae	Huiro chico	N	Hi	Cr
Sagittaria montevidensis (Cham. et Schlecht.) Bogin*	Alismataceae	Flecha de agua	N	He	H
Schoenoplectus californicus (C. A. Meyen) Soják	Cyperaceae	Totora, Tromé	N	He	H
Typha angustifolia L.	Typhaceae	Vatro	N	He	Cr
MAGNOLIOPSIDA (Dicotiledóneas primitivas)					
Drimys winteri J.R. et G. Forster	Winteraceae	Canelo	N	He	F
Nymphaea alba L.	Nymphaeaceae	Loto	I	Hi	Cr
ROSOPSIDA (Eudicotiledóneas)					
>*Acacia dealbata* Link.	Mimosaceae	Aromo blanco	I	T	F
>*Acacia melanoxylon* R. Br.	Mimosaceae	Aromo del país	I	T	F
Alnus glutinosa (L.) Gaertn.	Betulaceae	Aliso negro	I	He	F
Amomyrtus luma (Molina) D. Legrand & Kausel	Myrtaceae	Luma	N	T	F
Baccharis sagittalis (Less.) DC.	Asteraceae	Verbana de tres esquinas	N	He	F
Blepharocalyx cruckshanksii (H. et A.) Nied.	Myrtaceae	Temú	N	He	F
Cissus striata Ruiz & Pav.	Vitaceae	Voqui naranjillo	N	T	F
>*Eucalyptus globulus* Labill.	Myrtaceae	Eucalipto	I	T	F
Fuchsia magellanica Lam.	Onagraceae	Chilco	N	He	F
Hydrocotyle volckmannii Phil.	Araliaceae	Tembladera	N	He	H
Hypochaeris radicata L.	Cichoriaceae	Hierba del chancho	I	T	H
Leontodon saxatilis Lam.	Cichoriaceae	Chinilla	I	T	H
Lotus pedunculatus Cav.	Fabaceae	Alfalfa chilota	N	He	H

Continuación Tabla 4.2.1.1.3.

CLASE /especie / autor	Familia	nombre común	origen fitogeográfico	hábito	forma de vida
Ludwigia peploides (H.B.K.) Raven	Onagraceae	Clavito de agua	I	Hi	Cr
Luma apiculata (DC.) Burret	Myrtaceae	Arrayán	N	T	F
>*Luma gayana* (Barn.) Burret	Myrtaceae	Chin-chin	N	He	F
Lycopus europaeus L.	Lamiaceae	Pata de lobo	N	He	C
>*Lythrum salicaria* L.	Lythraceae	Romero	N	He	C
Maytenus boaria Molina	Celastraceae	Maitén	N	T	F
Myrceugenia exsucca (DC.) Berg.	Myrtaceae	Petra, Pitra	N	He	F
Myriophyllum aquaticum (Vell.) Verdc.	Haloragaceae	Pinito de agua	N	Hi	Cr
>*Nothofagus dombeyi* (Mirb.) Oerst.	Nothofagaceae	Coihue	N	T	F
>*Nothofagus obliqua* (Mirb.) Oerst.	Nothofagaceae	Roble	N	T	F
Rubus constrictus Muell. et Lef.	Rosaceae	Zarzamora	I	He	F
Salix babylonica L.	Salicaceae	Sauce llorón	I	He	F
Salix caprea L.	Salicaceae	Sauce cabruno	I	He	F
>*Salix humboldtiana* Will.	Salicaceae	Sauce amargo	N	He	F
Senecio fistulosus Poepp. ex Less.	Asteraceae	Lampazo	N	He	H
Symphiotrichum vahlii (Gaudich.) G.L. Mesom	Asteraceae	Margarita de agua	N	He	H

Or. = Origen: N = Nativo, I = Introducido

Háb. = Hábito: Hi = hidrófito, He = helófito, T = terrestre

FV = Forma de vida: F = fanerófito, C = caméfito, H = hemicriptófito, Cr = criptófito, T = Terófito

*Dudas taxonómicas o nomenclaturales

Origen fitogeográfico

Del total de especies encontradas, 34 (66,67%) son nativas, aunque algunas con amplia distribución geográfica y, a veces, cosmopolitas como *Phragmites australis* (Carrizo) y *Typha angustifolia* (Vatro) entre otras (Tabla 4.2.1.1.4). La abundancia del contingente de amplia distribución y cosmopolitas se justifica por el carácter azonal de los hábitats colonizados, es decir, las plantas hidrófilas (acuáticas y palustres) no dependen del macroclima en su distribución, sino más bien están restringidas a biotopos anegados y húmedos, que se presentan indistintamente en muchos lugares y tipos de macroclimas de la tierra. La presencia de *Salix humboldtiana* (Sauce chileno) fue constatada en la parte más alta (interior) del río Cruces, lo que corre su límite de distribución conocido de la Región la Araucanía a Los Ríos. No obstante lo anterior, el contingente alóctono (introducido) representa el tercio de la flora total, lo que indica que el cuerpo acuático estudiado se encuentra muy intervenido y, por lo tanto, sus biotopos han sido alterados y transformados en hábitats ruderales, que son fácilmente colonizados por plantas introducidas (Fig. 4.2.1.1.3). Entre esta flora alóctona se encuentra *Egeria densa* (Luchecillo) que fuera protagonista de la fuga de los cisnes de cuello negro (*Cygnus melancoriphus*) al desaparecer bruscamente del humedal del río Cruces alrededor del año 2004.

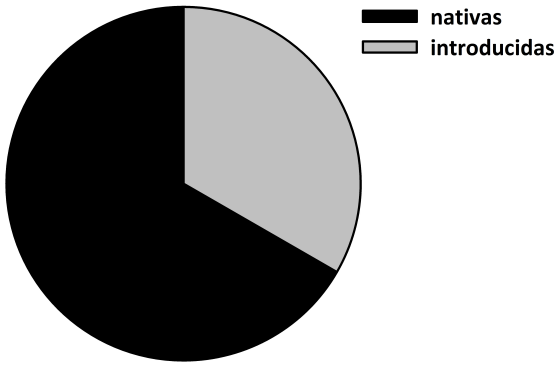


Figura 4.2.1.1.3. Proporción de especies nativas e introducidas en la flora del humedal del río Cruces.

Tabla 4.2.1.1.4. Origen fitogeográfico de las especies vegetales prospectadas en el Santuario.

origen	especies	Porcentaje (%)
nativas	34	66,67
introducidas	17	33,33
total	**51**	**100,00**

Espectro biológico

El espectro biológico de la flora observada en el HRC se caracteriza como incompleto por la ausencia de plantas anuales y/o bianuales (terófitos), hecho que se justifica porque dicha forma de vida se encuentra en forma natural en biotopos secos y como malezas en terrenos ruderales y plantaciones de cultivo, es decir, en hábitats disturbados por la acción antrópica (Tabla 4.2.1.1.5). Con excepción de los caméfitos (subarbustos y hierbas altas) que sólo presentaron dos especies (*Lycopus europaeus* y *Lythrum salicaria*) ambas malezas de origen europeo, las otras tres formas de vida restantes se encuentran en forma abundante y relativamente balanceadas en su cantidad. Sin embargo el grupo más importante es el de los fanerófitos (plantas leñosas) con 22 especies y un 43,14%, lo que coincide con la presencia y abundancia de bosques pantanosos que cubren las riberas del humedal. Las especies más abundantes de esta forma de vida son *Drimys winteri* (Canelo), *Myrceugenia exsucca* (Pitra), *Maytenus boaria* (Maitén), y los sauces introducidos *Salix babylonica* (Sauce llorón) *y S. caprea* (Sauce gatito). Pero sin duda el árbol más importante es *Alnus glutinosa* (Aliso) introducido desde Europa, que incluso coloniza no sólo las riberas sino también aguas someras del interior. Las hierbas perennes (hemicriptófitos), presentan 17 especies, es decir, un tercio de la flora encontrada. Ellas incluyen hierbas palustres, consideradas como especies hidrófitas y varias, poseen la categoría de malezas introducidas al humedal del río Cruces. Por último, la forma de vida criptofítica incluye 17 (19,61%) las que corresponden a plantas acuáticas, que serán analizadas en detalles en el próximo párrafo (Fig. 4.2.1.1.4).

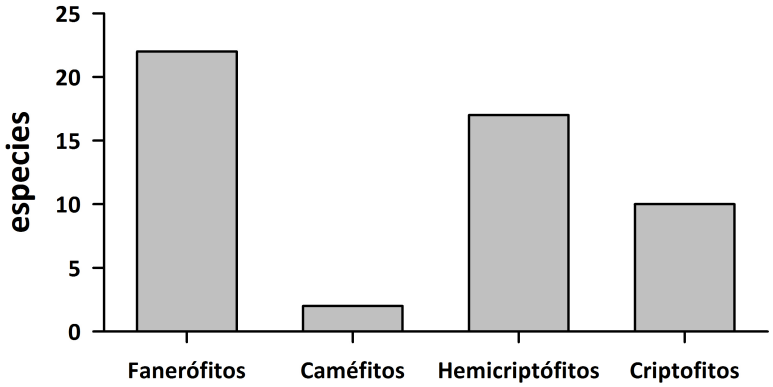


Figura 4.2.1.1.4. Espectro biológico de la flora del humedal estudiado.

Tabla 4.2.1.1.5. Espectro biológico de las especies vegetales prospectadas en el humedal estudiado.

forma de vida	especies	Porcentaje (%)
Fanerófitos	22	43,14
Caméfitos	2	3,92
Hemicriptófitos	17	33,33
Criptofitos	10	19,61
total	**51**	**100,00**

Formas de crecimiento (hábito)

Al considerar las formas de crecimiento presentes en la flora, las plantas herbáceas palustres (helófitos) de hábito emergido son las más importantes con 30 especies sobrepasando así el 50% de la flora (Tabla 4.2.1.1.6). Le siguen los terrífitos, plantas de hábitats terrestres con 13 especies y 25,49%. Se presentan además, 5 especies sumergidas plantas típicamente acuáticas (hidrófitos) que no alcanzan al 10% de la flora, ellas son:

Egeria densa (Luchecillo), *Potamogeton berteroanus* (Huiro rojo), *P. lucens* (Huiro verde), *P. pusillus* (Huiro chico) y *Myriophyllum aquaticum* (Pinito de agua), aunque de esta última, se encontró sólo una rama flotando. Por último, se presentaron dos especies natantes, plantas arraigadas al sustrato, pero con hojas que flotan sobre la superficie del agua, *Ludwigia peploides* (Clavito de agua) y *Nymphaea alba* (Loto) y una flotante libre en superficie, *Limnobium laevigatum* (Hierba guatona). La Figura 4.2.1.1.5 grafica las proporciones de estas formas de crecimiento.

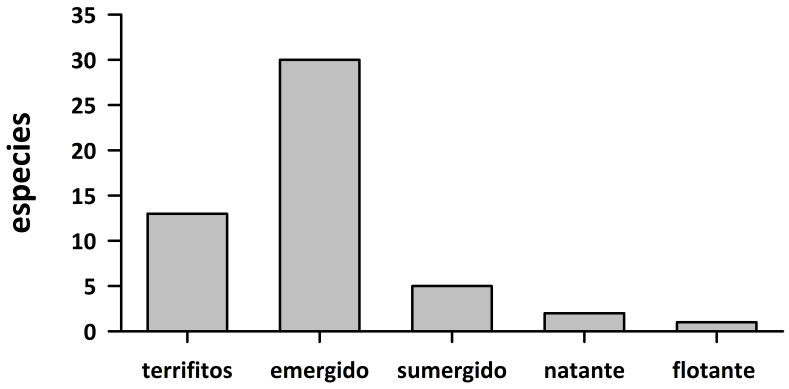


Figura 4.2.1.1.5. Especies por hábitat de la flora del humedal del río Cruces.

Tabla 4.2.1.1.6. Formas de crecimiento de las especies vegetales prospectadas en el río Cruces.

forma de crecimiento	especies	Porcentaje (%)
terríficos	13	25,49
emergido	30	58,82
sumergido	5	9,80
natante	2	3,92
flotante	1	1,96
total	**51**	**100,00**

Hábitat

Al comparar los hábitats de la flora del humedal estudiado se presentan 30 (58,82%) especies palustres (helófitos), 13 (25,49%) plantas terrestres y 8 (15,69%) hidrófitos, es decir, plantas acuáticas propiamente tal (Tabla 4.2.1.1.7, Fig. 4.2.1.1.6). Esta proporción de formas refleja las condiciones de clima templado donde se encuentra el río Cruces y donde predominan helófitos por sobre hidrófitos.

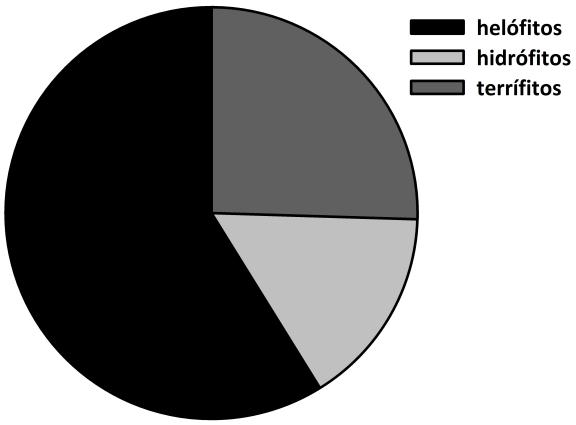


Figura 4.2.1.1.6. Proporción de especies vegetales del humedal estudiado por hábito.

Tabla 4.2.1.1.7. Hábito de las especies vegetales prospectadas en el humedal estudiado.

hábito	especies	Porcentaje (%)
Helófitos	30	58,82
Hidrófitos	8	15,69
Terrífitos	13	25,49
total	**51**	**100,00**

El análisis realizado en los párrafos anteriores está referido al número de especies y su proporción en la flora; sin embargo estas proporciones cambiarán si se considera la

abundancia de cada especie, ya que las plantas acuáticas forman poblaciones con gran cantidad de individuos y biomasa, como sucede con *Egeria densa* (Luchecillo) por ejemplo.

Fenología de la flora

Durante el muestreo de flora y vegetación realizado los días 21, 22 y 23 de Enero de 2016 se prospectaron 21 especies floridas lo que equivale al 41,18% de la flora total, con excepción de algunas mirtáceas, prácticamente casi todas las especies floridas se encontraban al final de su floración dado lo avanzado de la estación estival y por lo tanto más de la mitad de ellas ya presentaban también frutos, incluso en algunas, estos ya habían caído (Tabla 4.2.1.1.8). Se encontraron 25 especies fructificadas equivalente a 49% de la flora total. Sumando las especies floridas y fructificadas se reúnen 33 especies, y, por lo tanto, casi un 65% de la flora estaba con órganos reproductivos lo que es muy importante para diferenciar las especies. Lo expuesto es útil para la determinación de la flora palustre y especialmente acuática, porque presentan una gran variabilidad morfológica. Lo anterior indica que el muestreo se realizó en una época adecuada. Del total de especies solo doce estaban fructificadas lo que señala que su época de floración ya había pasado, pero 8 de ellas sólo estaban floridas, es decir, aún debían formar frutos. Una excepción importante a lo dicho es *Egeria densa* que florece pero no fructifica en el HRC debido a que sólo presenta flores masculinas.

Tabla 4.2.1.1.8. Presencia de floración o fructificación (x) en la flora prospectada en el humedal en los días 21, 22 y 23 de Enero de 2016.

especie/ presencia de:	flores	frutos
Acacia dealbata		
Acacia melanoxylon		
Alisma lanceolatum		
Alisma plantago-aquatica		
Alnus glutinosa		X
Amomyrtus luma	x	X
Baccharis sagittalis	x	X
Blechnum cordatum		
Blepharocalyx cruckshanksii	x	X
Carex riparia	x	X
Chusquea quila		
Cissus striata		
Cyperus eragrostis		X
Drimys winteri		X
Egeria densa	x	
Eucalyptus globulus		
Fuchsia magellanica	x	X
Holcus lanatus		X
Hydrocotyle volckmannii		
Hypochaeris radicata	x	X
Juncus procerus		X
Leontodon saxatilis	x	X
Libertia chilensis		X
Limnobium laevigatum		
Lotus pedunculatus	x	X
Ludwigia peploides	x	X
Luma apiculata	x	
Luma gayana	x	
Lycopus europaeus	x	
Lythrum salicaria	x	
Maytenus boaria		
Myrceugenia exsucca	x	
Myriophyllum aquaticum		

Continuación **Tabla 4.2.1.1.8.**

especie/ presencia de:	flores	frutos
Nothofagus dombeyi		
Nothofagus obliqua		
Nymphaea alba	x	X
Phragmites australis		X
Pinus radiata		
Polypogon chilensis	x	
Potamogeton berteroanus		X
Potamogeton lucens	x	X
Potamogeton pusillus		X
Rubus constrictus		X
Sagittaria montevidensis	x	
Salix babylonica		
Salix caprea		
Salix humboldtiana		
Schoenoplectus californicus		X
Senecio fistulosus	x	X
Symphiotrichum vahlii	x	X
Typha angustifolia		X
total (51 especies)	**21**	**25**

Plantas invasoras

En la flora del HRC existen varias plantas alóctonas categorizadas como invasoras que alteran los ecosistemas naturales o seminaturales (Fuentes *et al.*, 2014). Una de las más importantes es *Egeria densa* (Luchecillo) que crece sumergida en cuerpos dulciacuícolas lénticos y someros desde Talca a Valdivia. En balnearios esta especie ha debido ser radicada mecánicamente para permitir el uso recreativo de los recursos acuáticos. Ejemplos famosos de la acción de esta planta se conocen en el HRC, Contulmo en el Lago Lanalhue, Laguna Avendaño en Quillón y lagunas de San Pedro en Concepción. No obstante lo anterior, esta especie es importante alimento del cisne de cuello negro.

Limnobium laevigatum (Hierba guatona) es otra especie muy agresiva, introducida a Chile invadiendo cuerpos dulciacuícolas lénticos desde Valparaíso a Valdivia. Sin embargo, en el lugar de estudio, a pesar de presentar un desarrollo importante en el nivel inferior de los ríos tributarios Pichoy y Cayumapu con anterioridad al año 2004, hoy en día presenta un área de distribución muy restringida. Ella sólo fue observada flotando libremente en pequeña cantidad en las comunidades de *Ludwigia peploides*.

De la misma manera se observó el comportamiento de *Nymphaea alba* (Loto) que, a pesar de haber tenido escaso desarrollo cuando se redujo la población de Luchecillo, hoy en día ha ganado mucho vigor y agresividad, invadiendo varias comunidades donde antiguamente no estaba y aumentando en forma significativa el desarrollo de sus poblaciones.

Considerando el grado de invasividad de plantas terrestre en la vegetación ribereña del HRC han proliferado en forma notoria *Acacia melanoxylon* (Aromo del país) y *A. dealbata* (Aromo blanco) especies de origen australiano que se diseminan eficazmente con semillas que flotan en el agua. Estos árboles están ocupando el hábitat de los bosques nativos pantanosos y ribereños dificultando la mantención y recuperación de los ecosistemas boscosos del humedal. El mismo efecto tiene la especie invasora *Alnus glutinosa* (Aliso), que se ha incorporado a la mayoría de los rodales de los bosques ribereños pantanosos de la Región de Los Ríos, cambiando así la composición florística y compitiendo con las especies nativas de estas formaciones, llegando al extremo de estar formando sus propias comunidades. Aliso, especie fijadora de nitrógeno, contribuye a eutrofizar los cuerpos de agua dificultando así la permanencia y sustentabilidad de las especies nativas. Por último, dos sauces introducidos *Salix babylonica* (Sauce llorón), y *Salix caprea* (Sauce gatito) colonizan la comunidades helofíticas emergidas del Santuario, cambiando la estructura florística de ellos. Junto a éstos, la presencia del arbusto semitrepador introducido, *Rubus constrictus* (Zarzamora) contribuye a alterar más la estructura florística de las comunidades ribereñas.

Comparación con la flora presente antes del 2004

Ramírez *et al.,* (1991) presentaron un catálogo de la flora hidrófila antes del cambios sufrido por el HRC estudiado en el año 2004, encontrando 80 especies de plantas vasculares, es decir, 29 especies más que las encontradas en este trabajo. Sin embargo, estos valores no son comparables ya que el muestreo de dichos autores considera un área de muestreo mucho mayor, pero con sólo 108 censos, cantidad de censos casi triplicada en este estudio.

No obstante lo anterior, al comparar el catastro florístico de dicho trabajo con el actual se observan sólo 37 especies en común. Esto significa que los primeros autores en el año 1991 registraron 43 especies exclusivas, mientras que en esta campaña sólo se presentaron 14 con estas características, lo que significa que en el muestreo actual aparecieron 14 nuevos registros, que en 1991 no estaban presentes en el HRC. En el actual catálogo florístico estas 14 especies exclusivas están destacadas con el signo "mayor que" (>) (Tabla 4.2.1.1.3). De ellas *Pinus radiata* (Pino insigne), *Acacia dealbata* (Aromo blanco), *A. melanoxylon* (Aromo del país), y *Eucalyptus globulus* (Eucalipto) son plantas que recientemente se han vuelto muy agresivas invadiendo comunidades vegetales nativas. Por otro lado, *Chusquea quila* (Quila), *Nothofagus dombeyi* (Coihue), *N. obliqua* (Roble), *Amomyrtus luma* (Luma) y *Luma gayana* (Chinchín) son árboles nativos presentes en los bosques que limitan el Santuario, los que posiblemente no fueron considerados como vegetación hidrófita por lo anteriores autores.

De las 6 especies exclusivas que restan *Limnobium laevigatum* (Hierba guatona) no es abundante actualmente, pero sin embargo a comienzos de este siglo formaba grandes poblaciones, especialmente en el curso inferior de los ríos tributarios al río Cruces. Lo anterior, indica que su abundancia fue efímera y que, al igual que *Egeria densa,* fue afectada por los cambios en estos ambientes del lugar. *Potamogeton pusillus* sería una especie de reciente colonización, sin embargo, antes de llegar a una conclusión definitiva habrá que esperar que se resuelva las dudas en su taxonomía y nomenclatura. *Polypogon chilensis* (Cola de zorro) y *Lythrum salicaria* (Romero) son especies que colonizan la base de los

tocones donde crecen los árboles que conforman el *Symphiotricho-Alnetum glutinosae* y, por lo tanto, pueden haber estado con anterioridad, porque esta comunidad se está describiendo por primera vez en este trabajo. Por último, *Salix humboldtiana* como ya se dijo, es una especies nativa de muy reciente colonización en el humedal del río Cruces, ya que su área de distribución natural sólo llegaba hasta Cautín por el Sur.

Vegetación

Tabla fitosociológica inicial

La tabla fitosociológica inicial está formada por 306 censos de vegetación y 30 especies vegetales, es decir, sólo 58,82% de las especies presentes en los lugares de muestreo, el resto fue colectada y observada fuera de los lugares censados. *Egeria densa* (Luchecillo) planta sumergida fue la especie más importante (85,10 de valor de importancia) ya que está presente en 213 censos con 69,61% de presencia (Tabla 4.2.1.1.9). La cobertura total alcanzada en todos esos censos por esta especie llega a 15.821%. El segundo lugar en importancia (20,35) y muchos más alejado de la especie anterior está *Ludwigia peploides* (Clavito de agua) con 22,55% de frecuencia y 3.080% de cobertura total. La tercera importancia (15,74) pertenece a *Sagittaria montevidense* (Flecha de agua emergida) con mayor frecuencia (24,51%) que el Clavito de agua, pero con menor cobertura total (1242%) en todos los censos donde está presente. El cuarto lugar (12,82 de valor de importancia) corresponde a *Schoenoplectus californicus* (Totora) una especie palustre emergida de gran tamaño y el quinto (12,38) a *Nymphaea alba* (Loto) planta de hojas natantes. La posición relativa de las otras especies se presenta en la misma Tabla 4.2.1.1.9.

Tabla 4.2.1.1.9. Tabla fitosociológica inicial resumida son 306 censos de vegetación y 30 especies de la vegetación del Santuario. Abreviaturas: Fr = frecuencia, %Fr = porcentaje de frecuencia, Cob = cobertura total de cada especies en todas las parcelas donde está presente, Fr.Rel. = frecuencia relativa, Cob.Rel = Cobertura relativa, VI = valor de importancia.

especies	Cálculo del Valor de Importancia					
	Fr	**%Fr**	**Cob**	**Fr.Rel.**	**Cob.Rel**	**VI**
Egeria densa	213	69,61	15821	29,30	55,80	85,10
Sagittaria montevidensis	75	24,51	1242	10,32	4,38	14,70
Ludwigia peploides	69	22,55	3080	9,49	10,86	20,35
Schoenoplectus californicus	56	18,30	1452	7,70	5,12	12,82
Nymphaea alba	41	13,40	1911	5,64	6,74	12,38
Potamogeton lucens	41	13,40	807	5,64	2,85	8,49
Alnus glutinosa	37	12,09	1426	5,09	5,03	10,12
Potamogeton pusillus	35	11,44	926	4,81	3,27	8,08
Symphiotrichum vahlii	25	8,17	42	3,44	0,15	3,59
Blechnum cordatum	23	7,52	23	3,16	0,08	3,24
Carex riparia	19	6,21	519	2,61	1,83	4,44
Baccharis sagittalis	19	6,21	120	2,61	0,42	3,04
Myrceugenia exsucca	12	3,92	99	1,65	0,35	2,00
Salix babylonica	8	2,61	113	1,10	0,40	1,50
Polypogon chilensis	8	2,61	12	1,10	0,04	1,14
Lycopus europaeus	8	2,61	8	1,10	0,03	1,13
Potamogeton berteroanus	6	1,96	15	0,83	0,05	0,88
Typha angustifolia	4	1,31	337	0,55	1,19	1,74
Cyperus eragrostis	4	1,31	200	0,55	0,71	1,26
Juncus procerus	4	1,31	132	0,55	0,47	1,02
Leontodon saxatilis	4	1,31	4	0,55	0,01	0,56
Hydrocotyle volckmannii	3	0,98	3	0,41	0,01	0,42
Lotus pedunculatus	2	0,65	40	0,28	0,14	0,42
Luma gayana	2	0,65	6	0,28	0,02	0,30
Amomyrtus luma	2	0,65	2	0,28	0,01	0,28
Holcus lanatus	2	0,65	2	0,28	0,01	0,28
Libertia chilensis	2	0,65	2	0,28	0,01	0,28
Limnobium laevigatum	1	0,33	5	0,14	0,02	0,16
Luma apiculata	1	0,33	1	0,14	0,00	0,14
Rubus constrictus	1	0,33	1	0,14	0,00	0,14
total	**727**		**28351**	**100,00**	**100,00**	**200,00**

La reordenación de la tabla inicial mediante la búsqueda de especies diferenciales permitió reconocer 12 unidades, de las cuales 11 corresponden a asociaciones

(comunidades) vegetales y la restante más bien es una población de *Typha angustifolia* (Vatro). A estas se agregaron otras comunidades que no fueron censadas pero cuya presencia fue constatada en terreno.

Asociaciones vegetales

La vegetación de los lugares muestreados en el humedal del río Cruces está formada 14 asociaciones vegetales, de las cuales 11 fueron censadas y 3 sólo avistadas ya que, por ser comunidades arbustivas y boscosas, no fue posible censarlas a partir de fotografías que sólo muestran el dosel y no los estratos inferiores, por lo que su descripción se realizará en base a la literatura. Estas comunidades leñosas no censadas corresponden al *Rubo-Blechnetum cordatae* (matorral de Zarzamora y Quil-Quil), *Blepharocalyo-Myrceugenietum exsuccae* (bosque pantanosos de Temo y Pitra) y *Caldcluvio-Lumetum gayanae* (bosque pantanoso de Chinchín y Canelo).

La nomenclatura científica de estas asociaciones vegetales se presenta en la Tabla 4.2.1.1.10, y en ella, se ordenan según el hábito de sus integrantes como asociaciones acuáticas sumergidas, natantes, emergidas y bosques pantanosos. En ella se incluyen además los autores y el año de las descripciones que se inician en 1960 con Oberdorfer y terminan en el año 2016 con este informe, en el cual se encontraron tres asociaciones nuevas para la ciencia: las comunidades *Potamogetetum pusillae, Sagittario-Egerietum densum* y *Symphiotricho-Alnetum glutinosae*.

Tabla 4.2.1.1.10. Nomenclatura de las asociaciones vegetales encontradas en el Santuario, ordenadas por hábitat. Abreviaturas Tabla 4.2.1.1.1

hábitat / asociación	comunidad de	Autor	año
sumergidas			
Potamogetetum pusillae	Huiro chico	Asoc. Nova	2016
Potamogetetum lucentis	Huiro verde	Oberdorfer	1960
Egerietum densum	Luchecillo	Steubing *et al.,*	1980
natantes			
Polygono-Ludwigietum peploidis	Clavito de agua	Steubing *et al.,*	1980
Utricolario-Nymphaetum albae	Loto	Barrera & Ramírez	1986
emergidas			
Sagittario-Egerietum densum	Luchecillo y Flecha de agua	Asoc. nova	2016
Schoenoplectetum californiae	Totora (Totoral)	Añazco	1978
Caricetum ripariae	Cortadera azul	San Martín *et al.,*	2002
Juncetum procerii	Junquillo	Oberdorfer	1960
Loto-Cyperetum eragrostidae	Cortadera grande	San Martín *et al.,*	1993
Bosques pantanosos			
Symphiotricho-Alnetum glutinosae	Estrella de agua y Aliso	Asoc. nova	2016
Rubo-Blechnetum cordatae	Zarzamora y Quilquil	San Martín *et al.,*	2002
Blepharocalyo-Myrceugenietum exsuccae	Temo y Pitra	Oberdorfer	1960
Caldcluvio-Lumetum gayanae	Chinchin y Canelo	San Martín *et al.,*	2006

A continuación se describen las asociaciones vegetales prospectadas en el humedal del río Cruces. Las tablas que se incluyen corresponden por lo general, a un resumen de la tabla fitosociológica, privilegiando el espacio sobre la información.

Comunidades Sumergidas

Potamogetetum pusillae Asoc. Nova: Comunidad de huiro chico

La estructura florística resumida de esta nueva comunidad para la ciencia se presenta en la Tabla 4.2.1.1.11. Ella está formada por 31 censos, de los cuales se obtuvieron 3 especies: *Potamogeton pusillus*, *Egeria densa* y *Potamogeton lucens*. La primera, presente es todos los censos, se utilizó como nombre para comunidad. Las dos últimas corresponden a especies de comunidades diferentes que a veces se introducen en el *Potamogetetum pusillae*, especialmente en la zona ecotonal por ser comunidades limítrofes, como lo demuestra su baja frecuencia. La especie dominante en esta comunidad es *Potamogeton pusillus* con 146,84 de valor de importancia. El promedio de especies por censo alcanzó a 1,39 con valores mínimo de uno y máximo de dos. El bajo número de especies coincide con el hábitat acuático sumergido de la comunidad.

Tabla 4.2.1.1.11. Resumen de la estructura florística de una tabla de 31 censos del *Potamogetetum pusillae* en el humedal. Abreviaturas en la Tabla 4.2.1.1.1.

especies	cálculo del valor de importancia					
	Fr.	**%Fr.**	**Fr.Rel.**	**Cob.**	**Cob.Rel.**	**V.I.**
Potamogeton pusillus	31,0	100,0	72,1	870,0	74,7	146,8
Egeria densa	10,0	32,3	23,3	292,0	25,1	48,3
Potamogeton lucens	2,0	6,5	4,7	2,0	0,2	4,8
total	43,0	138,7	100,0	1164,0	100,0	200,0

Se trata de una comunidad acuática sumergida arraigada al sustrato, que se ubica al final de la zonación ribereña en la parte más profunda, junto al espejo de agua libre y donde la profundidad alcanza alrededor de 220 cm con marea baja.

Con la especie principal de esta comunidad, *Potamogeton pusillus* hay un problema nomenclatural, ya que actualmente se considera igual a *Potamogeton berteroanus*, de la cual sólo sería un sinónimo, pero en la realidad son especies muy distintas, que conviene mantener separadas, mientras no se aclare dicha problemática.

Potamogetetum lucentis: Comunidad de Huiro verde

La Tabla 4.2.1.1.12 presenta el resumen de esta comunidad formada por 28 censos de vegetación, en los cuales se presentan 5 especies en total, con un promedio de 1,14 y una máxima de dos y un mínimo de uno. La especie dominante es *Potamogeton lucens* con 100% de frecuencia, una alta cobertura relativa (97,18) y un valor de importancia de 184,68. El resto de las especies sólo apareció en un censo cada una, demostrando que no son importantes en la comunidad y que sólo corresponden a mezclas en la parte ecotonal. *Potamogeton lucens* es un hidrófito que presenta un área de distribución de tipo cosmopolita.

Tabla 4.2.1.1.12. Resumen de la estructura florística de una tabla de 28 censos del *Potamogetetum lucentis* en el humedal. Abreviaturas en la Tabla 4.2.1.1.9.

especies	cálculo del valor de importancia					
	Fr.	**%Fr.**	**Fr.Rel.**	**Cob.**	**Cob.Rel.**	**V.I.**
Potamogeton lucens	28,0	100,0	87,5	725,0	97,2	184,7
Schoenoplectus californicus	1,0	3,6	3,1	5,0	0,7	3,8
Potamogeton pusillus	1,0	3,6	3,1	5,0	0,7	3,8
Potamogeton berteroanus	1,0	3,6	3,1	10,0	1,3	4,5
Egeria densa	1,0	3,6	3,1	1,0	0,1	3,3
total	32,0	114,3	100,0	746,0	100,0	200,0

Es una comunidad sumergida que en la zonación ribereña se ubica entre la comunidad anterior y el *Egerietum densum*, ocupando aguas profundas que con marea baja vive a 210 cm de profundidad. Esta asociación vegetal acuática fue descrita para Chile por Oberdorfer (1960). Con anterioridad al año 2000 ella correspondía a la última comunidad de la zonación litoral, por lo que al parecer el *Potamogetetum pusillae* es una comunidad de reciente formación, que antes estaba ausente en el humedal estudiado.

Egerietum densum: Comunidad de Luchecillo

Esta comunidad está representada en la Tabla 4.2.1.1.13. Ella se construyó con 95 censos de vegetación, lo cual ya indica la abundancia de esta asociación vegetal en el humedal del río Cruces. La tabla muestra 11 especies con un promedio de 1,85 especies/censo y valores máximo y mínimo de uno y cuatro, respectivamente. La especie dominante es *Egeria densa* (Luchecillo) que está presente en todos los censos con un 95% de cobertura relativa, seguida por *Ludwigia peploides* (Clavito de agua) presente en 26 censos y también con alta cobertura. La presencia de *L. peploides* podría tener un efecto de sombreo sobre el Luchecillo, pero como los tallos aéreos floríferos de la primera, tienen corta vida, dicho efecto es poco apreciable. También son importantes *Sagittaria*

montevidense (Flecha de agua) y *Schoenoplectus californicus* (Totora) aunque con valores de cobertura más bajos.

Tabla 4.2.1.1.13. Resumen de la estructura florística de una tabla de 95 censos del *Egerietum densum* en el humedal estudiado. Abreviaturas en la Tabla 4.2.1.1.1.

especies	cálculo del valor de importancia					
	Fr.	**%Fr.**	**Fr.Rel.**	**Cob.**	**Cob.Rel.**	**V.I.**
Egeria densa	95,0	100,0	54,0	8871,0	95,1	149,1
Ludwigia peploides	26,0	27,4	14,8	180,0	1,9	16,7
Sagitaria montevidensis	15,0	15,8	8,5	15,0	0,2	8,7
Schoenoplectus californicus	11,0	11,6	6,3	52,0	0,6	6,8
Potamogeton lucens	8,0	8,4	4,6	59,0	0,6	5,2
Nymphaea alba	5,0	5,3	2,8	60,0	0,6	3,5
Potamogeton berteroanus	5,0	5,3	2,8	5,0	0,1	2,9
Carex riparia	3,0	3,2	1,7	26,0	0,3	2,0
Potamogeton pusillus	3,0	3,2	1,7	51,0	0,6	2,3
Symphiotrichum vahlii	3,0	3,2	1,7	3,0	0,0	1,7
Alnus glutinosa	2,0	2,1	1,1	6,0	0,1	1,2
Total	176,0	185,3	100,0	9328,0	100,0	200,0

El *Egerietum densum* fue descrito por Steubing *et al.*, (1980), lo que por un lado muestra la carencia de estudios vegetacionales acuáticos con anterioridad y, por otro, el hecho de que está comunidad se formó con posterioridad a los sismos de Mayo de 1960, época en que se originaron los bañados que constituyen el hábitat del Luchecillo. Esta comunidad es la más próxima a la tierra de las asociaciones sumergidas descritas y pone en contacto la vegetación acuática sumergida con aquella palustre emergida. En los bañados del río Cruces el *Egerietum densum* se desarrolla a profundidades entre 30 y 65 cm con marea baja ocupando toda la columna de agua, pudiendo quedar al descubierto, situación que provoca la muerte por sequía de sus extremos más dístales.

Esta comunidad es la más abundante en el humedal, aun cuando su biomasa no es considerable debido al alto contenido hídrico de la especie dominante. El Luchecillo es una especie alóctona, originaria del Sur del Brasil y Norte de Argentina introducida al país a comienzos del siglo pasado. En presente siglo mostró un descenso en el número de sus poblaciones, seguramente por el exceso de pastoreo de una alta población de cisnes o quizás por efectos aún no aclarados que podrían tener su origen en cambios climáticos.

Comunidades natantes

Polygono-Ludwigietum peploidis: Comunidad natante de Clavito de agua.

En la comunidad natante de Clavito de agua se levantaron 31 censos en los cuales se presentó un total de 16 especies con un promedio de 3,16 especies por censo, una mínima de uno y un máximo de siete. La especie dominante es *Ludwigia peploides* (Clavito de agua) con un 100% de frecuencia y una cobertura relativa de 81,69%. El valor de importancia de ella alcanza a 133,33 lo que demuestra que en comparación con las comunidades sumergidas, en aquellas natantes no sólo aumenta el número de especies sino que la importancia se distribuye entre más especies (Tabla 4.2.1.1.14). Especies con altos valores de importancia son *Egeria densa* (Luchecillo) y *Schoenoplectus californicus* (Totora), la primera propia de las comunidades sumergidas más próximas al agua libre y la segunda, de las comunidades palustres emergidas, lo que señala a esta comunidad como una asociación intermedia entre los hábitat acuáticos y los emergidos.

Tabla 4.2.1.1.14. Resumen de la estructura florística de una tabla de 31 censos del *Ludwigietum peploidis* en el Santuario. Abreviaturas en la Tabla 4.2.1.1.1.

especies	cálculo del valor de importancia					
	Fr.	**%Fr.**	**Fr.Rel.**	**Cob.**	**Cob.Rel.**	**V.I.**
Ludwigia peploides	31,0	100,0	31,6	2709,0	81,7	113,3
Egeria densa	17,0	54,8	17,4	373,0	11,3	28,6
Schoenoplectus californicus	9,0	29,0	9,2	67,0	2,0	11,2
Nymphaea alba	8,0	25,8	8,2	53,0	1,6	9,8
Carex riparia	6,0	19,4	6,1	27,0	0,8	6,9
Blechnum cordatum	6,0	19,4	6,1	6,0	0,2	6,3
Alnus glutinosa	5,0	16,1	5,1	5,0	0,2	5,3
Myrceugenia exsucca	4,0	12,9	4,1	51,0	1,5	5,6
Typha angustifolia	4,0	12,9	4,1	13,0	0,4	4,5
Amomyrtus luma	2,0	6,5	2,0	2,0	0,1	2,1
Limnobium laevigatum	1,0	3,2	1,0	5,0	0,2	1,2
Holcus lanatus	1,0	3,2	1,0	1,0	0,0	1,1
Hydrocotyle volckmannii	1,0	3,2	1,0	1,0	0,0	1,1
Juncus procerus	1,0	3,2	1,0	1,0	0,0	1,1
Salix babylonica	1,0	3,2	1,0	1,0	0,0	1,1
Lycopus europaeus	1,0	3,2	1,0	1,0	0,0	1,1
total	98,0	316,1	100,0	3316,0	100,0	200,0

El *Polygono-Ludwigietum peploidis* fue descrito por Steubing *et al.*, (1980), y la tabla aquí presentada coincide plenamente con su estructura florística, con la única excepción de la ausencia de la especie diferencial *Polygonum hydropiperoides* (Duraznillo de agua), una hierba que reduce su cuerpo vegetativo después de la floración y fructificación, y que por su floración más temprana, debe haber desaparecido de la superficie en la época de muestreo. Esta comunidad ha sido encontrada con posterioridad en muchos humedales, especialmente costeros, de la Zona Central de Chile. En el humedal investigado abunda en las riberas del curso inferior de los ríos tributarios del Cruces, creciendo en profundidades cercanas a 50 cm en marea baja.

La especie dominante, *Ludwigia peploides* (Clavito de agua) tiene un marcado dimorfismo estacional en su vástago, presentando tallos reptantes y hojas natantes durante invierno y primavera, pero en la época estival emergen tallos aéreos floríferos, que forman flores amarillas muy vistosas y posteriormente frutos secos, con una curiosa forma de clavo, que ha dado origen a su nombre vernáculo. A fines de la primavera, cuando el nivel del agua comienza a descender, los tallos rastreros que permanecen cerca de la superficie, se cubren de vistosas raíces respiratorias (neumatóforos) que contribuyen a la aireación de los otros órganos de la planta. Aunque su lugar de origen corresponde al cono sur de América del Sur, en Chile se le considera alóctona por haber sido introducida al país en el siglo XIX.

Utricolario-Nymphaetum albae: Comunidad de Loto

La estructura florística de esta comunidad natante se presenta en la Tabla 4.2.1.1.15, conformada por 20 censos de vegetación y que contiene sólo 8 especies vegetales, con un promedio de 1,85 especies/censo, con máximo de cuatro y mínimo de uno. La especie dominante es *Nymphaea alba* (Loto) presente en todos los censos levantados y su cobertura relativa supera levemente el 90%. Su importancia es muy alta llegando casi a presentar un tercio del máximo valor de importancia posible. El cuarto lugar de importancia correspondiente a *Ludwigia peploides* (Clavito de agua) representa claramente el hecho de que la comunidad de Loto se ubica principalmente como islas dentro de los límites de la comunidad *Polygono-Ludwigietum peploidis*. Al igual que la comunidad anterior descrita, las especies que le siguen en importancia *Egeria densa* (Luchecillo) y Sch*oenoplectus californicus* (Totora) demuestran esa posición intermedia entre pantano y agua, que ocupan las comunidades natantes en la zonación ribereña.

Tabla 4.2.1.1.15. Resumen de la estructura florística de una tabla de 20 censos del *Utriculario-Nymphaetum* en el humedal estudiado. Abreviaturas en la Tabla 4.2.1.1.9.

especies	cálculo del valor de importancia					
	Fr.	**%Fr.**	**Fr.Rel.**	**Cob.**	**Cob.Rel.**	**V.I.**
Nymphaea alba	20,0	100,0	54,1	1750,0	91,0	145,0
Egeria densa	5,0	25,0	13,5	110,0	5,7	19,2
Schoenoplectus californicus	4,0	20,0	10,8	4,0	0,2	11,0
Ludwigia peploides	3,0	15,0	8,1	51,0	2,7	10,8
Alnus glutinosa	2,0	10,0	5,4	2,0	0,1	5,5
Carex riparia	1,0	5,0	2,7	1,0	0,1	2,8
Potamogeton lucens	1,0	5,0	2,7	1,0	0,1	2,8
Sagittaria montevidensis	1,0	5,0	2,7	5,0	0,3	3,0
total	37,0		100,0	1924,0	100,0	200,0

Esta comunidad fue descrita como asociación vegetal por Barrera & Ramírez (1986) con el nombre *Utriculario-Nymphaetum albae*, sin embargo, las fotografías utilizadas en esta prospección no permitieron identificar la especie diferencial *Utricularia gibba* (Bolsita de agua) planta sumergida a media agua, con tallos muy delgados provistos de trampas para atrapar organismos acuáticos microscópicos. Esta planta carnívora crece al amparo de las hojas natantes del Loto por lo cual no es posible diferenciarla en vistas aéreas. Presenta pequeñas flores amarillas muy vistosas que aparecen cuando disminuye el anegamiento y se seca el sustrato.

La comunidad de Loto tienen una forma de crecimiento medio circular debido al modo de crecer de la planta principal y se presentan como grandes carpetas ubicadas como islas dentro del *Polygono-Ludwigietum peploidis* o del Totoral. Estas islas crecen por los bordes aumentando su diámetro y el centro se va rellenando permitiendo el desarrollo de otras especies vegetales. La planta dominante no es capaz de dispersarse por sí sola, por lo que su presencia y expansión se deben exclusivamente a la acción humana, que arrojan sus

"papas" al agua para que sirva como ornato por sus hermosas flores. Sin embargo, el desarrollo de esta asociación vegetal en el humedal ha sido impresionante en los últimos años lo que quizás tiene que ver con la presencia de hábitats disponibles. Por otra parte, la presencia de *Alnus glutinosa* y *Carex riparia* sobre ella, confirma la capacidad de relleno que puede permitir el desarrollo de plantas palustres e incluso terrifitos sobre ella. Aunque el centro de las carpetas de Loto puede quedar en seco, los bordes presentan profundidades de 150 cm, demostrando el gran desarrollo en largo del pecíolo foliar que, desde los rizomas enterrados en el sustrato subacuático debe subir a la superficie para soportar la lámina.

Comunidades palustres emergidas

Sagittario-Egerietum densum Asoc. Nova: Comunidad de Luchecillo y Flecha de agua

De esta comunidad parcialmente emergida se levantaron 49 censos en los cuales se presentan 6 especies diferentes, con un promedio de 2,24 especies/censo con un mínimo de dos y un máximo de cuatro especies. En ella domina *Egeria densa* (Luchecillo) que cubre toda el agua libre con 100% de frecuencia y 120,87% 76,32% de cobertura relativa, mientras que *Sagittaria montevidense* que también está presente en todos los censos con 100% de frecuencia, sólo ocupa el 21,24% de la cobertura relativa. Los valores de importancia de ambas especies conservan esta misma proporción. *Schoenoplectus californicus* (Totora) ocupa el tercer lugar en valor de importancia, pero sólo está presente en 8 censos y ocupa 1,78% de la cobertura relativa. El resto de las especies se presentan muy ocasionalmente (Tabla 4.2.1.1.16).

Tabla 4.2.1.1.16. Resumen de la estructura florística de una tabla de 49 censos del *Sagittario-Egerietum densum* en el humedal. Abreviaturas en la Tabla 4.2.1.1.9.

especies	cálculo del valor de importancia					
	Fr.	**%Fr.**	**Fr.Rel.**	**Cob.**	**Cob.Rel.**	**V.I.**
Egeria densa	49,0	100,0	44,6	4164,0	76,3	120,9
Sagittaria montevidensis	49,0	100,0	44,6	1159,0	21,2	65,8
Schoenoplectus californicus	8,0	16,3	7,3	97,0	1,8	9,1
Potamogeton lucens	2,0	4,1	1,8	20,0	0,4	2,2
Alnus glutinosa	1,0	2,0	0,9	1,0	0,0	0,9
Nymphaea alba	1,0	2,0	0,9	15,0	0,3	1,2
total	110,0		100,0	5456,0	100,0	200,0

Esta comunidad reemplaza al *Sagittario-Alismetum plantago-aquaticae* que, en el siglo pasado, cubría lugares someros del humedal del río Cruces. Al parecer la primera proliferó en forma rápida en la etapa actual de recuperación de la vegetación del humedal. Se trata de una comunidad que había permanecido ignorada para la ciencia, seguramente por su escasez, por ello se considera una asociación nueva no descrita y para la cual se propone el nombre de *Sagittario-Egerietum densum*. Según mediciones hechas con marea baja esta comunidad crece en aguas que pueden llegar a 85 cm de profundidad, lo que no representa un problema para *Egeria densa* (Luchecillo) que puede ocupar toda la columna de agua, pero si lo es para *Sagittaria montevidensis* que arraigada en el sustrato debe sacar sus hojas y flores al aire. Esto nos hace suponer que la Flecha de agua presente en esta comunidad podría ser otra especie del género *Sagittaria*, quizás aún no conocida. De hecho en los lagos del centro-sur de Chile aparece otra especie de este género en profundidad, con hojas sumergidas y escapos de más de 1 m de altura que asoman a la superficie, pero este problema no puede ser resuelto por falta de un estudio sistemático de este género en Chile. En todo caso conviene tener en cuenta que las plantas acuáticas presenta una gran variabilidad morfológica.

Schoenoplectetum californiae: Comunidad de Totora,Totoral

En el *Schoenoplectetum californiae* (Totoral) se levantaron 14 censos de vegetación en los cuales sólo se presentaron 4 especies, con 1,93 de promedio especies/censo y un mínimo de uno y máximo de tres. La especie dominante es *Schoenoplectus californicae* (Totora) presente en todos los censos levantados y con 80,92% de cobertura relativa. También es importante *Egeria densa* (Luchecillo) que aparece en 8 censos con 12,56% de cobertura relativa (Tabla 4.2.1.1.17). En esta comunidad sólo la Totora es nativa, el resto corresponde a plantas introducidas. El Totoral es una comunidad de amplia distribución en Chile y América extendiéndose entre California y Tierra del Fuego. Muchas culturas andinas se desarrollan teniendo como base los recursos entregados por los Totorales, que utilizan como fuente de alimento, construcción, transporte, entre otros.

Tabla 4.2.1.1.17. Resumen de la estructura florística de una tabla de 14 censos del *Scoenoplectetum californiae* en el humedal investigado. Abreviaturas en la Tabla 4.2.1.1.9.

especies	cálculo del valor de importancia					
	Fr	**%Fr.**	**Fr.Rel.**	**Cob.**	**Cob.Rel.**	**V.I.**
Schoenoplectus californicus	14,0	100,0	51,9	1192,0	80,9	132,8
Egeria densa	8,0	57,1	29,6	185,0	12,6	42,2
Salix babylonica	3,0	21,4	11,1	90,0	6,1	17,2
Alnus glutinosa	2,0	14,3	7,4	6,0	0,4	7,8
total	27,0	192,9	100,0	1473,0	100,0	200,0

Esta asociación fue descrita por Añazco (1978), con censos levantados en los ríos Cruces y Valdivia. Esta autora puso sobre el tapete el ciclo de vida de los grandes helófitos chilenos, siendo la Totora la especies de más larga vida, mayor biomasa y por ende, la más competente de ellas. Normalmente prospera entre profundidades de 10 a 50 cm, pero la Totora, en forma aislada, puede crecer en profundidades de hasta 80 cm. En esta asociación encuentran lugar de nidificación las aves, entre ellos, el cisne de cuello negro.

Junto al pantano de Totora o dentro de su área aparecen islas que forman poblaciones monoespecíficas de *Typha angustifolia* (Vatro) y *Phragmites australis* (Carrizo). Aunque están presente principalmente en las riberas de los tributarios solamente, estas poblaciones son muy escasas, aun cuando inmediatamente después del año 2004 aumentaron de manera impresionante aquellas de *Typha angustifolia*. En el presente estudio se avistaron algunas poblaciones de esta última especie en las riberas del Río San José.

Caricetum ripariae: Pantano de cortadera azul

Del pantano de cortadera azul sólo se pudo levantar 8 censos dada su escasez y principalmente por su presencia en los niveles superiores de la zonación ribereña, detrás del pantano de Totora. La tabla formada con los censos de esta comunidad presentó un total de 8 especies con promedio de 2,89 especies/censo, con mínimo de una y máximo de cuatro especies (Tabla 4.2.1.1.18). La especie dominante y presente en todos los censos fue *Carex riparia* (cortadera azul) planta de distribución casi cosmopolita y, por lo tanto, considerada nativa en Chile con ciertas reservas que deberán ser aclaradas a futuro. Esta especie ocupó el 76,19% de la cobertura relativa y alcanzó a superar la mitad del valor de importancia. Le siguen *Ludwigia peploides* con 13,96% y *Egeria densa* con 6,73% de cobertura respectivamente.

Tabla 4.2.1.1.18. Resumen de la estructura florística de una tabla de 8 censos del *Caricetum ripariae* en el humedal estudiado. Abreviaturas en la Tabla 4.2.1.1.9.

especies	**cálculo del valor de importancia**

	Fr.	%Fr.	Fr.Rel.	Cob.	Cob.Rel.	V.I.
Carex riparia	8,0	100,0	34,8	464,0	76,2	111,0
Ludwigia peploides	5,0	62,5	21,7	85,0	14,0	35,7
Egeria densa	3,0	37,5	13,0	41,0	6,7	19,8
Schoenoplectus californicus	2,0	25,0	8,7	6,0	1,0	9,7
Nymphaea alba	2,0	25,0	8,7	6,0	1,0	9,7
Blechnum cordatum	1,0	12,5	4,4	1,0	0,2	4,5
Alnus glutinosa	1,0	12,5	4,4	5,0	0,8	5,2
Salix babylonica	1,0	12,5	4,4	1,0	0,2	4,5
Total	23,0		100,0	609,0	100,0	200,0

Se trata de una comunidad herbácea perenne, de aproximadamente 1 m de altura que ocupa el curso inferior de los ríos desde la Región de Los Ríos hasta Aysén. Presenta igual porcentaje de especies nativas e introducidas. Se desarrolla en biotopos inundados en forma permanente y sin corriente (San Martín *et al.*, 2002).

Loto-Cyperetum eragrostidae: Pantano de Cortadera grande

De esta comunidad pantanosa sólo se levantaron dos censos, por lo que no es posible hacer un análisis del estado actual de ella. Presenta 5 especies, dominando *Cyperus eragrostis* (Cortadera grande) y *Lotus pedunculatus* (Alfalfa chilota), que sirven para denominarla (Tabla 4.2.1.1.19).

Tabla 4.2.1.1.19. Tabla fitosociológica formada por dos censos del *Cyperetum eragrostidae* en el humedal del río Cruces.

Especies	censos

	1	2
Cyperus eragrostis	99	99
Lotus pedunculatus	20	20
Nymphaea alba	1	5
Alnus glutinosa		1
Salix babylonica		1
Total	3	5

De acuerdo a San Martín *et al.,* (2002) es una comunidad herbácea perenne que alcanza hasta 80 cm de altura, que ocupa depresiones pantanosas de suelo trumao, anegados, en toda la depresión intermedia entre las Regiones de Los Ríos y Aysén. Según estos autores se trata de una comunidad secundaria que reemplaza al primitivo bosque pantanoso y ribereño de Temo y Pitra. Esta información fue confirmada por Alarcón (2013) quien revisó el proceso de degradación de dicho bosque pantanoso hasta llegar a una pradera empobrecida de Chépica. En el humedal estudiado este pantano suele ser colonizado por árboles alóctonos, tales como, *Alnus glutinosa* (Aliso) y *Salix babylonica* (Sauce llorón).

Juncetum procerii: Pantano (pradera) de Junquillo

De esta comunidad sólo se levantaron dos censos dada su escasez, en ellos sólo se presentaron dos especies *Juncus procerus* (Junquillo) y *Ludwigia peploides* (Clavito de agua) por la dominancia del junquillo lo hemos denominado como *Juncetum procerii*, comunidad pratense descrita por Oberdorfer (1960). Según los estudios de Alarcón (2013) esta comunidad sería reemplazante del pantano de Cortadera expuesto anteriormente (Tabla 4.2.1.1.20). La comunidad ribereña de Junquillo del río Cruces podría corresponder a una nueva asociación pantanosa, ya que la descrita por Oberdorfer (1960) crece en lugares húmedos pero no anegados y presenta una riqueza específica mayor. Mayores detalles de la comunidad original se pueden revisar en San Martín *et al.,* (1998).

Tabla 4.2.1.1.20. Tabla fitosociológica formada por dos censos del *Juncetum procerii* en el humedal estudiado.

Lugar	**San M**	
especies / censos:	**1**	**2**
Juncus procerus	40	90
Ludwigia peploides	20	20
Total	**2**	**2**

Comunidades pantanosas leñosas

Symphiotricho-Alnetum glutinosae: Bosque pantanoso de Aliso y Margarita de agua

De esta comunidad boscosa que se está proponiendo como nueva se levantaron 23 censos de vegetación y en la tabla formada con ellos se presentan 21 especies, el valor más alto registrado en esta prospección (Tabla 4.2.1.1.21). El promedio de especies por censo alcanzó a 6,1 con mínimo de tres y máximo de 8 especies por censo, respectivamente. Las especies dominantes son *Egeria densa* (Luchecillo) y *Alnus glutinosa* (Aliso) ambas introducidas al Santuario con posterioridad a los sismos del año 1960. La primera presenta 49,13% de cobertura relativa y la segunda, 40,39%. Los valores de importancia guardan la misma proporción. *Egeria densa* corresponde a la especie que formó el estrato herbáceo acuático y *Alnus glutinosa* a la que forma el dosel arbóreo, con tamaños de entre 3 y 6 m de altura. Sigue en importancia *Symphiotrichum vahlii* (Margarita de agua) que se ha utilizado para formar el nombre científico de la asociación. Con menores valores figuran *Baccharis sagittalis* (Verbena de tres esquinas) y *Blechnum cordatum* (Quil-quil) ambas hierbas nativas de lugares pantanosos. Una importancia menor presentan *Sagittaria montevidensis* (Flecha de agua) y *Myrceugenia exsucca* (Pitra), esta última con rebrotes de tocón y posiblemente dispersada como semillas por aves, gracias a sus frutos carnosos.

Tabla 4.2.1.1.21. Resumen de la estructura florística de una tabla de 23 censos del *Symphiotricho-Alnetum glutinosae* en el humedal. Abreviaturas en la Tabla 4.2.1.1.9.

especies	cálculo del valor de importancia					
	Fr.	**%Fr.**	**Fr.Rel.**	**Cob.**	**Cob.Rel.**	**V.I.**
Alnus glutinosa	23,0	100,0	14,5	1400,0	40,4	54,9
Egeria densa	23,0	100,0	14,5	1703,0	49,1	63,6
Symphiotrichum vahlii	22,0	95,7	13,8	39,0	1,1	15,0
Blechnum cordatum	16,0	69,6	10,1	16,0	0,5	10,5
Baccharis sagittalis	15,0	65,2	9,4	107,0	3,1	12,5
Sagittaria montevidensis	10,0	43,5	6,3	63,0	1,8	8,1
Myrceugenia exsucca	8,0	34,8	5,0	48,0	1,4	6,4
Polypogon chilense	8,0	34,8	5,0	12,0	0,4	5,4
Schoenoplectus californicus	7,0	30,4	4,4	29,0	0,8	5,2
Lycopus europaeus	7,0	30,4	4,4	7,0	0,2	4,6
Leontodon saxatilis	4,0	17,4	2,5	4,0	0,1	2,6
Nymphaea alba	3,0	13,0	1,9	21,0	0,6	2,5
Hydrocotyle volckmannii	2,0	8,7	1,3	2,0	0,1	1,3
Libertia chilensis	2,0	8,7	1,3	2,0	0,1	1,3
Luma gayana	2,0	8,7	1,3	6,0	0,2	1,4
Holcus lanatus	2,0	8,7	1,3	2,0	0,1	1,3
Carex riparia	1,0	4,4	0,6	1,0	0,0	0,7
Juncus procerus	1,0	4,4	0,6	1,0	0,0	0,7
Luma apiculata	1,0	4,4	0,6	1,0	0,0	0,7
Rubus constrictus	1,0	4,4	0,6	1,0	0,0	0,7
Cyperus eragrostis	1,0	4,4	0,6	1,0	0,0	0,7
total	159,0	691,3	100,0	3466,0	100,0	200,0

Este bosque de Aliso y Margarita de agua es una comunidad muy especial ya que se ha formado en lugares someros del humedal sobre tocones de árboles de los primitivos bosques pantanosos de Temo y Pitra (Hualve). De acuerdo a lo anterior podría denominarse como “bosque colgado”. La mayoría de las especies que lo componen tiene una gran capacidad de dispersión que puede ser anemócora (por el viento) o endozoocora (en el tracto intestinal de aves). Por supuesto, varias especies de hidrófitos que crecen en el estrato inferior, son diseminadas por el agua.

Las especies leñosas como Aliso y Mirtáceas forman el dosel arbóreo, bajo él aparece un estrato herbáceo de plantas palustres como por ejemplo *Symphiotrichum vahlii* (Margarita de pantano), *Lycopus europaeus* (Pata de lobo) y *Blechnum cordatum* (Quil-quil) junto a otras hierbas de lugares más secos como *Holcus lanatus* (Pasto dulce), *Libertia chilensis* (Calle-calle) y *Leontodon saxatilis* (Chinilla) que crecen en la base de los árboles, sobre los tocones, de manera que con marea alta podrían ser alcanzados por el anegamiento, aunque al parecer el límite inferior de ellos sería el que marca la altura de la marea. El estrato herbáceo acuático, que podría considerarse como una comunidad propia de Luchecillo, está formado por *Egeria densa* y por plantas de *Nymphaea alba* (Loto) con hojas natantes. El camino que seguirá el desarrollo de esta comunidad es incierto, pero quizás terminará en un bosque pantanoso ribereño con anegamiento ocasional, por disminución de la profundidad.

Rubo-Blechnetum cordatae: Matorral de Zarzamora y Quilquil

Este matorral descrito por San Martín (1992) no fue censado en esta ocasión, pero se cuenta con la descripción original y una publicación más reciente en Alarcón (2013) quien aclara la posición de esta asociación vegetal en la degradación de los bosques pantanosos de Temo-Pitra.

En la descripción original de San Martín (1992) se plantea que se trata de una comunidad secundaria que reemplaza al bosque nativo pantanoso de Temo-Pitra por lo que presenta una alta proporción de plantas autóctonas, tales como, *Luma apiculata* (Arrayán), *Baccharis sagittalis* (Verbena de tres esquinas), *Blechnum chilense* (Quilquil) y *Senecio fistulosus* (Hualtata), entre otras, que conviven con varias malezas de origen europeo, como son *Rubus constrictus* (Zarazamora), *Lotus pedunculatus* (Alfalfa chilota), *Ranunculus repens* (Botón de oro) y *Prunella vulgaris* (Hierba mora).

La descripción hecha por la autora coincide plenamente con la comunidad avistada recientemente en algunos bordes del Santuario, incluso presenta gran afinidad florística con la asociación nueva *Symphiotricho-Alnetum glutinosae* descrita aquí.

Blepharocalyo-Myrceugenietum exsuccae: Bosque pantanoso de Temo y Pitra, Hualve

Restos de estos bosques se presentan en el curso superior de los ríos tributarios del ríos Cruces, especialmente en el San José y Cudico. Existen varios estudios posteriores a la descripción original (Ramírez *et al.*, 1983; San Martín *et al.*, 2008) que muestran la estructura original de estos Hualves.

Las especies dominantes son los árboles nativos *Myrceugenia exsucca* (Pitra) y *Blepharocalyx cruckschanksii* (Temo) que junto con *Drimys winteri* (Canelo) forman un dosel arbóreo de hasta 18 m de altura, perennifolio y muy cerrado lo que impide el paso de la luz reduciendo la riqueza florística de los estratos inferiores. Trepadoras importantes en ellos son *Chusquea quila* (Quila) y *Cissus striata* (Boqui naranjillo) y un arbusto esciófito (de sombra) *Rhamnus diffusus* (Murta negra). Árboles, arbustos y hierbas alóctonas se presentan por los bordes, entre ellos destacan *Salix caprea* (Sauce gatito), *Rubus constrictus* (Zarzamora) y *Ranunculus repens* (Botón de oro).

Esta asociación boscosa nativa de Chile habita depresiones con humedad edáfica en tierras bajas entre Valparaíso y Chiloé. Actualmente está muy degradada por la acción humana que provoca una sucesión de degradación secundaria que, partiendo del bosque original degrada en matorral de Zarzamora y Quilquil o en un pantano de cortadera grande, para seguir a una pradera húmeda de Junquillo y terminar en una pradera permanente de *Agrostis capillaris* (Chépica) que permite mantener ganado (Alarcón, 2013).

Caldcluvio-Lumetum gayanae: Bosque pantanoso de Chinchín y Canelo

Esta comunidad boscosa nativa está restringida a las tierras bajas de la zona costera en la Región de Los Ríos, por lo que primitivamente era abundante en la cuenca inferior del río Cruces, hoy en día se encuentra muy degradada, pero en el humedal estudiado se conservan algunos rodales que sólo son afectados por el anegamiento cuando sube la marea. Esta comunidad fue descrita por (San Martín *et al.,* 2006).

Se trata de una comunidad boscosa siempreverde que bordea los 20 m de altura, muy rica en especies ocupa depresiones de relieve plano en terrazas con menor anegamiento que la comunidad boscosa anterior. Las especies dominantes son *Luma gayana* (Chinchin), *Drimys winteri* (Canelo) y *Chusquea quila* (Quila). Además a su estructura florística se incorporan algunas especies propias de los bosques de Temo-Pitra, tales como *Blepharocalyx cruckshanksii* (Temo), *Myrceugenia exsucca* (Pitra), *Luma apiculata* (Arrayán) y *Myrceugenia parvifolia* (Pitrilla) demostrando, por una parte, la afinidad entre ellos y por otra el carácter de bosques azonales que se desarrollan en diversas zonas macroclimáticas con bosques esclerófilo o bosques caducifolios como vegetación climax en el sentido de Walter (1977).

Relación entre censos y especies

La Tabla 4.2.1.1.22 muestra el número de censos levantados en cada asociación, el número total de especies en la tabla correspondiente, el promedio de especies por censo y el máximo y mínimo de la variación de este mismo valor. En las dos primeras columnas se observa que no hay relación entre el número total de especies de la comunidad y el número de censos levantados en ella. Lo anterior, queda claro al calcular los coeficientes de correlación y de R2 y graficar los valores (Fig. 4.2.1.1.7) indicando que efectivamente el número de especies total de cada comunidad (riqueza florística) no depende del número de censos, sino más bien es una propiedad de cada asociación, que en este caso presentan valores bajos, por lo extremo del ambiente. Con excepción del *Symphiotricho-Alnetum glutinosae* que presenta un promedio de casi 7 especies por censo y del *Loto-Cyperetum eragrostidae* con 4 especies de promedio por censo, el resto de los promedios se mueve

entre valores muy bajos (1,14 mínimo y 3,16 máximo). De lo anterior, se desprende que en general las comunidades acuáticas sumergidas y natantes presentan muy pocas especies, lo que comienza a cambiar al pasar a las asociaciones emergidas herbáceas y leñosas en la zonación ribereña.

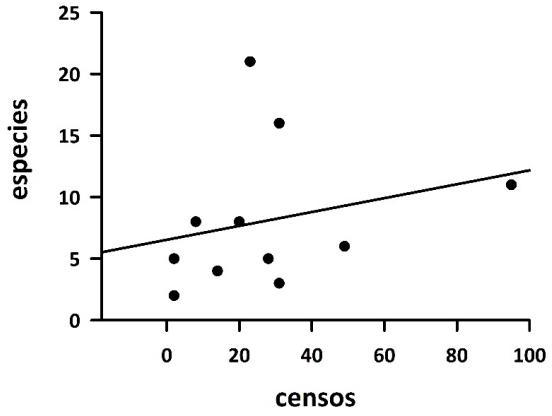


Figura 4.2.1.1.7. Correlación entre total de censos de una asociación vegetal y el total de especies correspondientes. (coeficiente de correlación r = 0.25 y coeficiente r^2 = 0.65).

Tabla 4.2.1.1.22. Número de censos levantados y total, promedio, mínimo y máximo de especies por censo para cada asociación vegetal presente en el humedal estudiado.

hábitat / asociación	especies				
	censos	total	promedio	mínimo	máximo

sumergidas					
Potamogetetum pusillae	31,0	3,0	1,4	1,0	2,0
Potamogetetum lucentis	28,0	5,0	1,1	1,0	2,0
Egerietum densum	95,0	11,0	1,9	1,0	4,0
natantes					
Polygono-Ludwigietum peploidis	31,0	16,0	3,2	1,0	7,0
Utricolario-Nymphaetum albae	20,0	8,0	1,9	1,0	4,0
emergidas					
Sagittario-Egerietum densum	49,0	6,0	2,2	2,0	4,0
Schoenoplectetum californiae	14,0	4,0	1,9	1,0	3,0
Caricetum ripariae	8,0	8,0	2,9	1,0	4,0
Juncetum procerii	2,0	2,0	2,0	2,0	2,0
Loto-Cyperetum eragrostidae	2,0	5,0	4,0	3,0	5,0
bosques pantanosos					
Symphiotricho-Alnetum glutinosae *Rubo-Blechnetum cordatae* *Blepharocalyo-Myrceugenietum exsuccae* *Caldcluvio-Lumetum gayanae*	23,0	21,0	6,9	3,0	8,0

Comparación con la situación actual

San Martín *et al.,* (1993) citan 12 asociaciones vegetales para el humedal del Río Cruces: *Potamogetetum lucentis, Egerietum densum, Myriophylletum aquaticae, Utricolario-Nymphaetum albae, Myriophyllo-Potamogetetum linguatii, Polygono-Ludwigietum peploidis, Schoenoplectetum californiae, Alismo-Sagittarietum montevidensis, Loto-Cyperetum eragrostidae, Juncetum procerii, Juncetum microcephalii y Blepharocalyo-Myrceugenietum exsuccae.*

En dicho trabajo no se registraron las comunidades *Potamogetetum pusillae, Sagittario-Egerietum densum, Caricetum ripariae, Symphiotricho-Alnetum glutinosae* y

Caldcluvio-Lumetum gayanae, lo que por supuesto, representa un cambio considerable en la vegetación del lugar, con posterioridad a los acontecimientos reportados el 2004. Sin embargo, sólo las tres primeras asociaciones *Potamogetetum pusillae, Sagittario-Egerietum densum* y *Caricetum ripariae* representan comunidades nuevas que antes no existían en el humedal. El *Symphiotricho-Alnetum glutinosae* ya había sido reportado para el Santuario sin ser descrito y posiblemente también el *Caldcluvio-Lumetum gayanae* haya estado presente, ya que fue mencionado recién el año 2006. Es importante destacar que la presencia de las dos primeras (*Potamogetetum pussillae* y *Sagittario-Egerietum densum*) representan asociaciones nuevas que no habían sido reportadas para Chile, ni menos para el humedal del río Cruces.

De las comunidades presentadas por San Martín *et al.,* (1993), en este trabajo, no se encontraron *Myriophylletum aquaticae, Myriophyllo-Potamogetetum linguatii, Alismo-Sagittarietum montevidense* y *Juncetum microcephalii*. La actual ausencia de las dos primeras se debe posiblemente a que en la prospección realizada no se consideraron lagunas o bañados sin conexión directa con los cauces, hábitats que ocupan. Sin embargo, la ausencia de las dos últimas si constituyen una desaparición de ellas del humedal investigado, que podría ser temporal, ya que la regeneración de las comunidades aún está en proceso.

Clasificación de la vegetación (Sintaxonomía)

La Tabla 4.2.1.1.23 muestra la distribución sintaxonómica de la vegetación estudiada y descrita, en ella se observa que la vegetación acuática, palustre y terrestre ribereña del río Cruces puede clasificarse en 5 formaciones o Clases (San Martín *et al.*, 1993): Vegetación acuática sumergida (Clase Potametea), Vegetación acuática natante (Clase Natopotametea), Vegetación palustre emergida (Clase Phragmitetea), Praderas antropogénicas (Clase Molinio-Arrhenatheretea) y Bosques nativos (Clase Wintero-Nothofagetea). Este esquema sintaxonómico elaborado para la vegetación del río Cruces corresponde a la clasificación sintaxonómica vigente y aceptada actualmente de acuerdo a

las normas del Código Internacional de Nomenclatura Fitosociológica (Izco & del Arco, 2003).

Tabla 4.2.1.1.23. Clasificación sin taxonómica de la vegetación del centro-Sur de Chile y ubicación en ella de las asociaciones vegetales encontradas en el humedal estudiado.

Formación: Vegetación acuática sumergida
Clase: Potametea Tüxen y Preising 1912
Orden: Magnopotametalia Den Hartog y segal 1964
Alianza: Magnopotamion Vollmar 1947

Asociación: Potamogetetum lucentis Oberdorfer 1960
Alianza: Parvopotamion Vollmar 1947
Asociación: Potamogetetum pusillae Asoc. nova
Egerietum densum Steubing, Ramírez y Alberdi 1980
Formación. Vegetación acuática natante
Clase: Natopotametea Den Hartog y Segal 1964
Orden: Natopotametalia Den hartog y segal 1964
Alianza: Nympgaeion albae Oberdorfer 1957
Asociación: Utricolario-Nymphaetum albae Barrera y Ramírez 1986
Alianza: Ludwigion peploidis San Martín et al. 1993
Asociación: Polygono-Ludwigietum peploidis Steubing, Ramírez y Alberdi 1980
Formación: Vegetación palustre emergida (Pantano)
Clase: Phragmitetea Tüxen y Preising 1942
Orden: Schoenoplectalia californiae Ord. nov.
Alianza: Schoenoplection All. nov.
Asociación: Schoenoplectetum californiae Añazco 1978
Sagittario-Egerietum densum Asoc. nova
Orden: Cyperetalia eragrostidae San Martín et al. 1993
Alianza: Cyperion eragrostidae San Martín et al. 1993
Asociación: Caricetum ripariae San Martín 1992
Loto-Cyperetum eragrostidae San Martín 1992
Formación: Praderas antropogénicas
Clase: Molinio-Arrhenatheretea Tüxen 1937
Orden: Agrostidetalia capillaris San Martín et al. 1993
Alianza: Junción procerii Oberdorfer 1960
Asociación: Juncetum procerii Oberdorfer 1960
Formación: Bosques pantanosos
Clase: Wintero-Nothofagetea Oberdorfer 1960
Orden: Palud-Myrceugenetalia Oberdorfer 1960
Alianza Myrceugenion exsuccae Oberdorfer 1960
Asociación: Symphiotricho-Alnetum glutinosae Asoc. nova
Blepharocalyo-Myrceugenietum exsuccae Oberdorfer 1960
Caldcluvio-Lumetum gayanae San Martín, Ramírez y Contreras 2006
Orden: Aristotelietalia chilensis Hildebrand 1983
Alianza: Gaultherion phillyreaefoliae Hildebrand 1983
Asociación: Rubo-Blechnetum cordatae San Martín 1992

En esta clasificación se incluye la asociación *Juncetum procerii* en la Clase Molinio-Arrhenatheretea que incluye las praderas antropogénicas del centro-sur de Chile, pero posiblemente se trataría de una formación palustre emergida. Para dilucidar esta problemática se necesita una mayor cantidad de censos practicados en diferentes rodales.

Zonación y Sucesión

Las asociaciones vegetales descritas para el humedal del río Cruces se disponen en franjas paralelas a la orilla de cualquier cuerpo acuático, formando la llamada zonación. Estas franjas corresponden a las formaciones (o Clases) descritas y de acuerdo a sus requerimientos de sitio en cuanto a profundidad y anegamiento que soportan.

La vegetación acuática ribereña del humedal, desde el agua libre a la tierra, se dispone en varias franjas que idealmente presentarían la siguiente secuencia: vegetación acuática sumergida, vegetación acuática natante, vegetación acuática flotante libre, vegetación acuática emergida para terminar en la vegetación terrestre. En el Santuario falta la franja con vegetación flotante libre, aun cuando se encontraron ejemplares de *Limnobium laevigatum* (Hierba guatona) especies que vive flotando libremente, pero sus poblaciones están tan reducidas que no forman una comunidad.

Según San Martín *et al.,* (1993) en el Santuario de la Naturaleza "Carlos Anwandter" del río Cruces en Valdivia se presentan 4 patrones de zonación determinadas principalmente por la profundidad (grado de anegamiento) y por la corriente (Fig. 4.2.1.1.8). Estas cuatro situaciones corresponden a ribera profunda y angosta con corriente (A), ribera somera con corriente (B), ribera somera sin corriente (C) y laguna o bañado sin conexión directa con el cauce (D) principal. Como ya se dijo, la última situación no fue prospectada en el presente estudio del humedal, pero las otras sí y actualmente se mantienen más o menos iguales aunque con algunas diferencias, como son la gran abundancia del *Polygono-Ludwigietum peploidis* y del *Utriculario- Nymphaetum albae* en las situaciones B y C y también la desaparición del *Alismo-Sagittarietum montevidensis* en la B. Por otro lado, se presenta un aumento significativo en extensión de las zonas sumergidas y natantes principalmente, lo que indica una disminución de la profundidad en todas las situaciones.

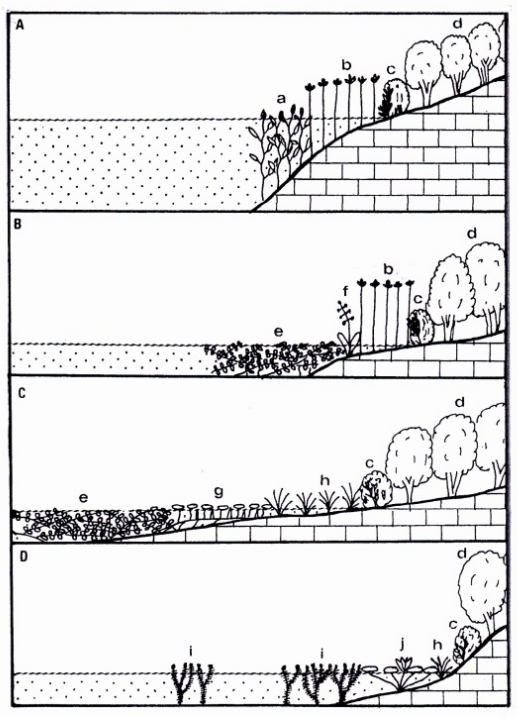


Figura 4.2.1.1.8. Patrones de zonación de la vegetación ribereña en el humedal del río Cruces según San Martín *et al.* (1993). A = Ribera profunda y angosta con corriente. B = Ribera somera con corriente. C = Ribera somera sin corriente, D = Laguna o bañado sin conexión directa con el cauce principal. Asociaciones vegetales: a = *Potamogetetum lucentis*, b = *Schoenoplectetum californiae*, c = *Rubo-Blechnetum cordatae*, d = *Blepharocalyo-Myrceugenietum exsuccae*, e = *Egerietum densum*, f = *Alismo-Sagittarietum montevidensis*, g = *Polygono-Ludwigietum peploidis*, h = *Loto-Cyperetum eragrostidae*, i = *Myriophylletum aquaticae*, j = *Utriculario-Nymphaetum albae*.

Origen de los censos

La mayoría de los censos que conforman las distintas asociaciones fueron obtenidos de fotografías tomadas desde el aire con drone y desde embarcación. Aquí se incluyen todas las asociaciones sumergidas y natantes, pero sólo tres de las emergidas, a saber: *Sagittario-*

Egerietum densum, *Schoenoplectetum californiae* y *Caricetum ripariae.* El resto de las comunidades emergidas (*Juncetum procerii y Loto-Cyperetum eragrostidae*) así como también los censos del *Symphiotricho-Alnetum glutinosae* se censaron sólo con fotografías tomadas desde la lancha.

Número de censos por comunidad

En general las asociaciones más censadas fueron aquellas sumergidas, lo que tiene que ver con su abundancia, la facilidad para fotografiarlas y su escasa riqueza florística. De éstas, la comunidad más abundante fue el *Egerietum densum* con 95 censos presentes en 11 lugares, le sigue el *Potamogetetum pusillae* con 31 censos y 7 lugares y el *Potamogetetum lucentis* con 28 censos, pero levantados en 11 lugares diferentes (Tabla 4.2.1.1.24).

Tabla 4.2.1.1.24. Número de censos de vegetación levantados con un drone y desde la lancha de las asociaciones vegetales presentes en el humedal estudiado.

hábitat / asociación	drone	Lancha	total
sumergidas			

Potamogetetum pusillae	18	13	31
Potamogetetum lucentis	9	19	28
Egerietum densum	72	23	95
natantes			
Polygono-Ludwigietum peploidis	21	10	31
Utricolario-Nymphaetum albae	13	7	20
emergidas			
Sagittario-Egerietum densum	37	12	49
Schoenoplectetum californiae	6	8	14
Caricetum ripariae	3	5	8
Juncetum procerii		2	2
Loto-Cyperetum eragrostidae		2	2
bosques pantanosos			
Symphiotricho-Alnetum glutinosae		23	23
Rubo-Blechnetum cordatae			
Blepharocalyo-Myrceugenietum exsuccae			
Caldcluvio-Lumetum gayanae			
total	179	124	303

Las comunidades natantes se presentaron con 31 censos pero levantados en tres lugares (Cayumapu interior, sector San Martín y río San José) *Polygono-Ludwigietum peploides* y con 20 censos pero en cuatro lugares (Cayumapu exterior, Isla Rialejo Norte, río Cudico y sector San Martín), el *Utricolario-Nymphaetum albae*.

De las comunidades palustres emergidas la mejor censada fue *Sagittario-Egerietum densum* con 49 censos tomados en 7 lugares diferentes. Con menor cantidad de censos resultaron el *Schoenoplectateum californiae* y el *Caricetum ripariae* con 14 censos y 8 lugares y con 8 censos en 4 lugares, respectivamente. El *Juncetum procerii* y el *Loto-Cyperetum eragrostidae* sólo presentaron 2 censos cada uno y en el mismo lugar, San Martín.

De los bosques pantanosos sólo se censó el *Symphiotricho-Alnetum glutinosae* que contó con 23 censos levantados en 4 lugares, río Santa María, río Cudico, sector San Martín y río San José.

Estaciones censadas

Punucapa y San Ramón fueron las estaciones de las cuales se obtuvo el mayor número de censos, 38 y 34, con 3 y 4 comunidades, respectivamente. En el interior del río Cayumapu se levantaron 32 censos de vegetación pertenecientes a 4 comunidades distintas. Del río Santa María y del sector San Martín se obtuvieron 23 censos cada uno, en el primero de 4 comunidades y en el segundo, de 6. En Chorocamayo se levantaron 22 censos en 3 comunidades, en el sector San Martín 21 censos de 7 comunidades, presentando la vegetación más diversa, y en el exterior del río Cayumapu 20 censos pero sólo de 3 asociaciones distintas. En el exterior del río Pichoy se inventariaron 18 censos en sólo 2 comunidades. En la Isla Rialejo Norte y en el río Cudico se obtuvieron 16 censos de cada uno, pertenecientes a 6 comunidades cada uno. Por último, en el río San José y en Isla Rialejo Sur, 15 y 11 censos respectivamente correspondientes los primero a una sola comunidad y el segundo, a tres (Tabla 4.2.1.1.25).

Tabla 4.2.1.1.25. Distribución por lugares de los censos de vegetación levantados en cada asociación vegetal del humedal. Abreviaturas de los lugares en Tabla 4.2.1.1.1.

hábitat / *asociación* / lugares:	**Pun.**	**SanR.**	**3Boc.**	**Chor.**	**CayInt.**	**CayExt.**	**PicExt.**	**RialN**	**RialS**	**RíoSM**	**Cud.**	**SanM**	**SSM**	**SanJ**	**total**
sumergidas															
Potamogetetum pusillae	11		2	8		6		1	1				2		31
Potamogetetum lucentis	24	1	1					1		1					28
Egerietum densum		13	11	13	15	10	15		2	7	3	1	5		95
natantes															
Polygono-Ludwigietum peploidis					15								1	15	31
Utricolario-Nymphaetum albae						4		9			4		3		20
emergidas															
Sagittario-Egerietum densum		19						2	8	1	1	11	7		49
Schoenoplectetum californiae	3	1		1	1			2			2	2	2		14
Caricetum ripariae					1		3	1			3				8
Juncetum procerii												2			2
Loto-Cyperetum eragrostidae												2			2
bosques pantanosos															
Synphiotricho-Alnetum glutinosae										14	3	5	1		23
Rubo-Blechnetum cordatae															
Blepharocalyo-Myrceugenietum exsuccae															
Caldcluvio-Lumetum gayanae															
total	38	34	14	22	32	20	18	16	11	23	16	23	21	15	303

4.2.1.1.5. Conclusiones

- Entre los cambios importantes en la composición de la flora se encontraron la presencia de *Lythrum salicaria* (Romerillo) especie de origen europeo, que no se encontraba en el el HRC, pero si estaba presente en la laguna de Santo Domingo al sur de Valdivia antes del año 2004. De la misma manera, hay que mencionar a *Salix humboldtiana* (Sauce chileno) cuya área natural de distribución se extendió de la Región de la Araucanía hasta la Región de Los Ríos, encontrando lugar de vida en el curso inferior del río San José. Por último, habría que mencionar a *Limnobium laevigatum* (Hierba guatona) que luego de haber aumentado sus poblaciones inmediatamente después del año 2004, hoy en día se encuentra en franco retroceso, de manera tal, que con ella desapareció una franja de la zonación ribereña del humedal, precisamente aquella de la forma flotante libre que tiene esta especie.
- En la cuenca inferior del río Cruces han proliferado varias especies invasoras, tales como *Nymphaea alba* (Loto), *Ludwigia peploides* (Clavito de agua) y *Egeria densa* (Luchecillo), aunque esta última especie todavía no alcanza el área de distribución que tenía antes del 2004, sin embargo, sigue siendo la especie más importante del lugar lo que ha permitido el regreso de los cisnes de cuello negro. Importantes invasores son algunos árboles cultivados que ahora aparecen como malezas en el santuario dispersándose en forma natural, entre ellos, *Pinus radiata* (Pino insigne), *Acacia dealbata* (Aromo blanco) y *Alnus glutinosa* (Aliso), todos ellos están invadiendo los restos de los bosques nativos pantanosos que cubren las riberas del Santuario.
- En la vegetación del humedal investigado aparecieron nuevas asociaciones vegetales y desaparecieron otras, aunque como se dijo el *Egerietum densum* sigue siendo el más abundante. Se observó un claro aumento de la colonización de las comunidades acuáticas sumergidas y

natantes, tales como *Potamogeton pusillae*, *Polygono-Ludwigietum peploidis* y *Utriculario-Nymphaeatum albae*, lo que indica una clara disminución de la profundidad de los ríos y bañados del humedal investigado, cuya causa aún resulta desconocida.

- Los patrones de zonación ribereña del humedal se mantienen sin grandes cambios aunque el ancho de las diferentes franjas varió, aumentando aquellas de plantas sumergidas y natantes. Quizás el único cambio claramente apreciable fue la desaparición de la franja flotante libre en superficie con *Limnobium laevigatum* (Hierba guatona), que fue muy abundante con posterioridad al año 2004, pero ahora no se encuentra.
- El trabajo de terreno muestra claramente que el levantamiento de censos de vegetación realizado a partir de fotografías aéreas y manuales es posible y corresponde a una metódica muy eficiente, especialmente aquellas fotos tomadas con drone, que por ser verticales permiten determinar fácilmente la cobertura de la vegetación acuática y palustre, que tiene pocas especies y por los tanto, poca estratificación.

4.2.1.1.6. Referencias

Alarcón, W. 2013. Flora, vegetación y hábitats del humedal Millahuillín en Máfil provincia de Valdivia, Región de Los Ríos, Chile. Trabajo de Titulación, Licenciatura en Ciencias, Universidad Austral de Chile, Valdivia. 78 pp.

Añazco, N. 1978. Estudios ecológicos en poblaciones de *Scirpus californicus* (Mey.) Steud. En la provincia de Valdivia, Chile. Tesis, Escuela de Biología y Química, Facultad de Letras y Humanidades, Universidad Austral de Chile, Valdivia. 49 pp**.**

Barnosky, A. 2012. Approaching a state shift in Earth´s biosphere. Nature 486: 11018.

Barrera, J., and C. Ramírez. 1986. Origen, características y aprovechamiento de los bañados en el Sur de Chile. II Encuentro Científico Sobre el Medio Ambiente, Talca, Versiones Abreviadas 1: 52-56.

Braun-Blanquet, J. 1979. Fitosociología: bases para el estudio de las comunidades vegetales. Blume Ediciones, Madrid. 820 pp.

Dengler, J., M. Chytry, and J. Ewald. 2008. Phytosociology. p. 2767-2779. In Jøgensen, S.E. & B.D. Fath (eds.) Encyclopedia of Ecology. Elsevier, Oxford, England.

Fuentes, N., P. Sánchez, A. Pauchard, J. Urrutia, L. Cavieres, and A. Marticorena. 2014. Plantas invasoras del centro-Sur de Chile: Una guía de campo. Laboratorio de Invasiones Biológicas (LIB), Concepción, Chile. 275 pp.

Hauenstein, E., and L. Falcón. 2001. Clave para la determinación de plantas acuáticas y palustres del Santuario de la Naturaleza Carlos Anwandter (Valdivia, Chile). Gestión Ambiental 7: 39-48.

Izco, J., and M. Del Arco. 2003. Código Internacional de Nomenclatura Fitosociológica. Materiales Didácticos Universitarios Serie Botánica 2: 1-154

Jaramillo, E. 2005. Informe final del Estudio sobre el origen de la mortalidad y reducción de las poblaciones de aves acuáticas en el Santuario de la Naturaleza "Carlos Anwandter" en la provincia de Valdivia. Universidad Austral de Chile, CONAMA. 507 pp.

Knapp, R. 1984. Considerations on quantitative parameters and qualitative attibutes in vegetation analysis and in phytosociological relevés. En: Knapp, R. (ed.) Sampling methods and taxon analysis in vegetation science. Dr. W, Junk Publishers, La Haya. 77-119.

Marín, V., A. Tironi, L. Delgado, M. Contreras, F. Novoa, M. Torres-Gómez, R. Garreaud, I. Vila, and I. Serey. 2009. On the sudden disappearance of *Egeria densa* from a Ramsar wetland site of Southern Chile: A climatic event trigger model. Ecological Modelling 220: 1752-1763.

Mueller-Dombois D, and H Ellenberg. 1974. Aims and methods of vegetation ecology. John Wiley & Sons. New York. 574 pp.

Mulsow, S., and M. Grandjean. 2006. Incompatibility of sulphate compounds and soluble bicarbonate salts in the Río cruces waters: an answer to de disappearance of *Egeria densa* and black-necked swans in a RAMSAR sanctuary. Ethics in Science and Environmental Politics 1: 5-11.

Oberforfer, E. 1960.Pflanzensoziologischen Studien in Chile – Ein Vergleich mit Europa. Flora et Vegetatio Mundi 2: 1-208.

Oyanedel, M. 2008. Estado actual de la discusión sobre el origen del cambio ambiental acaecido en el Santuario de la Naturaleza Carlos Anwandter, Valdivia, Chile". Reseña de Informe de ARCADIS Geotécnica, Santiago. 31 pp.

Ramírez, C., and C. San Martín. 2006. Diversidad de macrófitos chilenos. En: Vila, I., Veloso, A., Schlatter, R. & Ramírez, C. (eds.) Macrófitas y vertebrados de los sistemas límnicos de Chile. Editorial Universitaria, Santiago, Chile. 21-61 pp.

Ramirez, C., and E. Stegmaier. 1982. Formas de vida en hidrófitos chilenos. Medio Ambiente 6: 43-54.

Ramírez, C., F. Ferriere, and H. Figueroa. 1983. Estudio fitosociológico de los bosques pantanosos templados del Sur de Chile. Revista Chilena de Historia Natural 56: 11-26.

Ramírez C, C. San Martín, and P. Ojeda. 1997. Muestreo y tabulación fitosociológica aplicados al estudio de los bosques nativos. *Bosque* 18: 19-27.

Ramírez, C., E. Carrasco, S. Mariani, and N. Pacheco. 2006. La desaparición del Luchecillo (*Egeria densa*) del Santuario del Río Cruces (Valdivia, Chile): Una hipótesis plausible. Ciencia & Trabajo 20: 79-86.

Ramírez, C., C. San Martín, R. Medina, and D. Contreras. 1991. Estudio de la flora hidrófila del Santuario de la Naturaleza "Río Cruces" (Valdivia, Chile). Gayana, Botánica 48: 67 - 80.

Raunkaier, C. 1934. Life-form of plants and terrestrial plant geography. Oxford, Clarendon Press. 89 pp.

San Martín, C. 1992**.** Flora, vegetación y dinámica vegetacional de la Laguna Santo Domingo (Valdivia, Chile). Tesis, Escuela de Graduados. Universidad Austral de Chile. Valdivia. 192 p.

San Martín, C., C. Ramírez, and D. Contreras. 2006. Una nueva asociación boscosa pantanosa para Chile: *Caldcluvio-Lumetum gayanae*. Revista Geográfica de Valparaíso 37: 77-87.

San Martín, C., C. Ramírez, and H. Rubilar. 2002. Ecosociología de los pantanos de Cortadera en Valdivia, Chile. Ciencia e Investigación Agraria 29: 171-179.

San Martín, C., C. Ramírez, and M. Verdugo. 1998. Sinecología de las praderas húmedas de Junquillo en el centro-Sur de Chile. Anales de la Sociedad Chilena de Ciencias Geográficas - 1998: 87-94.

San Martín, C., C. Ramírez, and J. San Martín. 2008. Distribución geográfica de los bosques pantanosos de Mirtáceas en Chile. Revista Geográfica de Chile Terra Australis 51/52: 49-64.

San Martín, C., R. Medina, P. Ojeda, and C. Ramírez. 1993. La biodiversidad vegetacional del santuario de la naturaleza "Río Cruces" (Valdivia, Chile). Acta Botanica Malacitana 18: 259-279.

San Martín, C., Ramírez, C., E. Carrasco, O Vidal, and G. Toledo. 2010. Efecto de la radiación solar en la desaparición de *Egeria densa* (Hydrocharitaceae) desde el humedal del río Cruces (Valdivia, Chile). Agro-Ciencia, Rev. Chil. Cs. Agropec. 26: 15-24.

Scheffer, M., S.H. Hosper, M.L. Meijier, B. Moss, and E. Jeppesen. 1993. Alternative equilibria in shallow lakes. Trends in Ecology & Evolution 8: 275-279.

Steubing, L., C. Ramírez, and M. Alberdi. 1980. Energy content of water- and bog-plant associations in the region of Valdivia (Chile). Vegetatio 43: 153-161.

Valdovinos, C., C. Ramírez, J. Félez, M. Aguayo, and V. Olmos. 2012. Análisis de cobertura espacial de "Luchecillo" (*Egeria densa*) y de otras macrófitas sumergidas en el Santuario de la Naturaleza Carlos Anwandter: otoño 2012. Informe de EULA, Universidad de Concepción, Concepción. 27 pp.

Walter, H. 1997. Zonas de vegetación y clima. Ediciones Omega, S.A., Barcelona. 245 p.

Wikum, D., and G.F. Shanholtzer. 1978 Application of the Braun-Blanquet cover-abundance scale for vegetation analysis in land development studies. *Environmental Management* 2: 323-329.

Wink, M. 2006. Schriftzeichen im Logbuch des lebens: Molekulare Evolutionsforschung. Biologie in unserer Zeit 36 (1): 26-37.

ANEXO

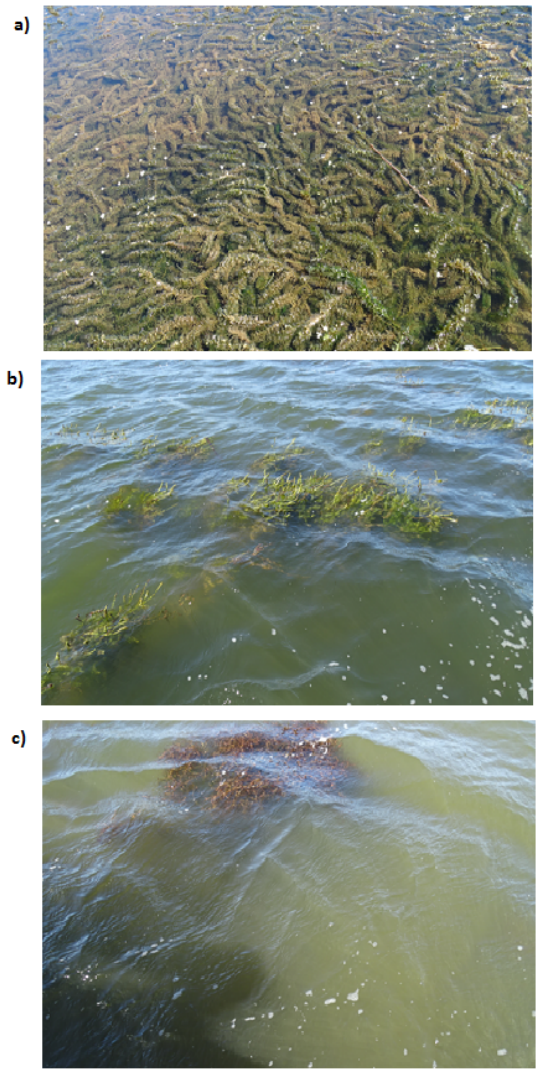


Figura 4.2.1.1.26. Comunidades vegetales sumergidas presentes en el Humedal del río Cruces: **a)** *Egerietum densum* (comunidad de Luchecillo); **b)** *Potamogetetum lucentis* (comunidad de Huiro verde), y **c)** *Potamogetetum pusillae* (comunidad de Huiro chico).

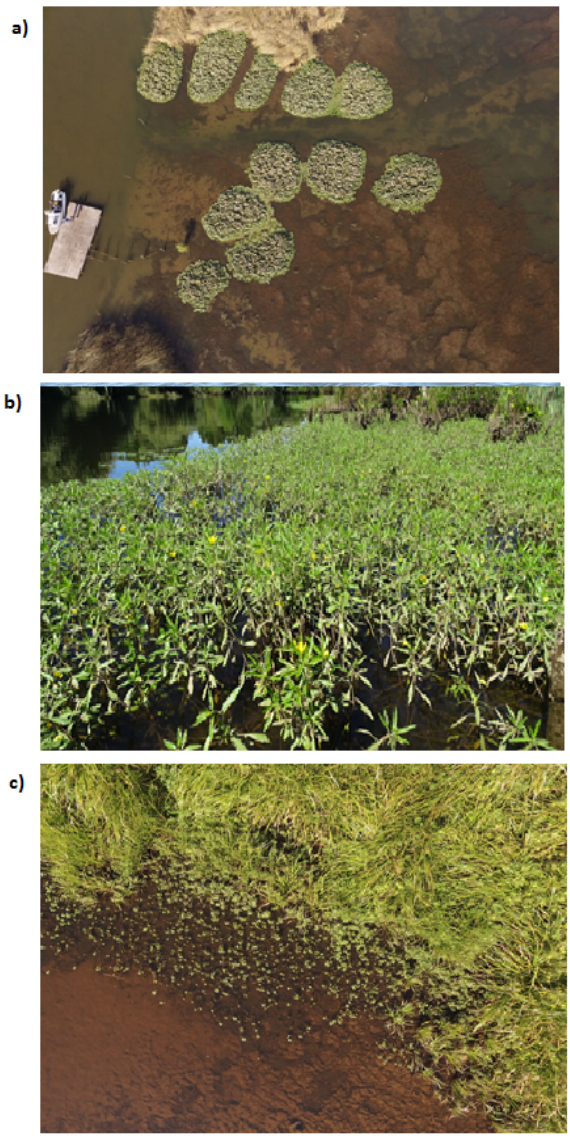


Figura 4.2.1.1.27. Comunidades vegetales natantes: **a)** *Nymphaetum albae* (comunidad de Loto - vista aérea), y **b)** *Polygono-Ludwigietum peploidis* (comunidad de Clavito de agua). Comunidades vegetales emergidas: **c)** *Cyperetum eragrostidae* (comunidad de Cortadera grande - vista aérea).

a)



b)



Figura 4.2.1.1.28. a) Zonación ribereña formada de adelante (abajo) hacia atrás (arriba) por *Egerietum densum* (comunidad de Luchecillo), *Sagittario-Egerietum densum* (comunidad de Luchecillo y Flecha de agua), *Schoenoplectetum californiae* (Totoral) y restos del bosque pantanoso de Chinchín y Canelo (*Caldcluvio-Lumetum gayanae*). **b)** Zonación ribereña formada de adelante (abajo) hacia atrás (arriba) con *Egerietum densum* (comunidad de Luchecillo), *Symphiotricho-Alnetum glutinosae* (bosque pantanoso de Aliso), *Caricetum ripariae* (pantano de Cortadera azul) alternado con *Schoenoplectetum californiae* (Totoral) y restos de bosque de Chinchín y Canelo (*Caldcluvio-Lumetum gayanae*)

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

4.2.1.2.1. Antecedentes

Los estudios realizados en el ecosistema del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios (HRC) a partir del año 2004, han permitido documentar la importancia de las macrófitas acuáticas presentes en el mismo. Estas especies de plantas aportan alimento para las especies de aves acuáticas herbívoras del humedal como el Cisne de cuello negro y las Taguas, siendo un elemento clave del funcionamiento del ecosistema del HRC. En un esfuerzo para aportar antecedentes respecto a la variación espacial y temporal en distribución y cobertura del estas plantas, el Programa de Diagnóstico del humedal del Río Cruces y sus ríos tributarios, generó una serie de indicadores de distribución y cobertura de las principales plantas de interés, empleando sensores remotos. Dicho estudio examinó y analizó el archivo de imágenes satelitales Landsat disponibles para el HRC, generando una estimación espacial y temporal de cobertura para las especies más importantes de macrófitas acuáticas, al igual que series de tiempo espaciales de indicadores de calidad de agua (principalmente reflectancia). De esta forma, los resultados del referido Programa de Diagnóstico mostraron una estimación espacialmente explicita de la cobertura y transparencia del agua para el periodo estival de 2014-215, al igual que una estimación retrospectiva de estos indicadores para el periodo previo y posterior al año 2004.

En ese contexto, en el presente Capítulo se muestran los resultados del primer año de Monitoreo del humedal del Río Cruces y sus ríos tributarios. Este busca aportar al 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, empleando la metodología aplicada durante el periodo estival 2014-2015 como parte del Programa de

Diagnóstico. De forma similar a dicho estudio, se modelan y representan cartográficamente la distribución a lo largo y ancho del HRC de aquellas plantas acuáticas más relevantes. De igual forma, se analizó la variación espacial en la reflectancia, como indicador de la transparencia en los distintos sectores del HRC. Estas estimaciones fueron complementadas con observaciones de terreno de un conjunto de parámetros físicos y químicos de calidad de agua. Estos valores se compararon con las mediciones tomadas durante el periodo estival 2014-2015, a fin de determinar el grado de variabilidad temporal observado en la calidad de agua del HRC. De esta forma, el presente estudio espera aportar a la conservación y manejo del HRC mediante la generación de descriptores espacialmente explícitos de calidad del agua y distribución de macrofitas acuáticas.

4.2.1.2.2. Objetivos

- Evaluar, mediante el uso de indicadores estimados mediante sensores remotos, la variabilidad espacial y temporal en la calidad de agua y cobertura de macrófitas acuáticas en el humedal del río Cruces y sus ríos tributarios durante el año 2015.

- Comparar los resultados obtenidos con los resultantes del Programa de Diagnóstico del HRC.

Por calidad de agua se entiende el análisis de la reflectancia de las imágenes asociadas a los colores primarios de la luz visible (azul, verde y rojo), así como la imagen asociada al infrarrojo cercano.

Por cobertura de macrófitas se entiende el análisis de los siguientes indicadores estimados mediante sensores remotos:

Determinación de los pixeles con presencia de plantas macrófitas acuáticas sobre el humedal del río Cruces y sus ríos tributarios.

Delimitación de los polígonos que describen la presencia de plantas macrófitas acuáticas sobre el HRC en distintos sectores de interés.

4.2.1.2.3. Material y métodos

Obtención de imágenes satelitales

El análisis de imágenes satelitales se realizó en base a la información contenida en los archivos históricos de imágenes captadas por la misión satelital Landsat 8, durante el periodo comprendido entre septiembre y diciembre de 2015. El sensor a bordo de este satélite entrega imágenes con una resolución espacial de entre 15 y 30 m, dependiendo de la banda de radiación a analizar. La información a analizar fue obtenida desde el Servicio Geológico de Estados Unidos (USGS; http://earthexplorer.usgs.gov/). 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 contara con una baja cobertura de nubes sobre el humedal. Esta búsqueda permitió contar con dos imágenes adecuadas para los fines del presente estudio: una correspondiente al 11 de octubre de 2015 y la otra al 30 de diciembre de 2015. Se seleccionó la segunda imagen, en base a dos criterios. En primer lugar, permite describir cualquier cambio de estado entre noviembre y diciembre de 2015. En segundo lugar, este muestreo presenta una cercanía temporal mayor con las últimas fechas de realización de muestreos de distribución de macrófitas acuáticas. La imágen captada por el sensor OLI / Landsat 8 para el área de estudio el día 30 de diciembre de 2015 se ilustra en la Figura 4.2.1.2.1.

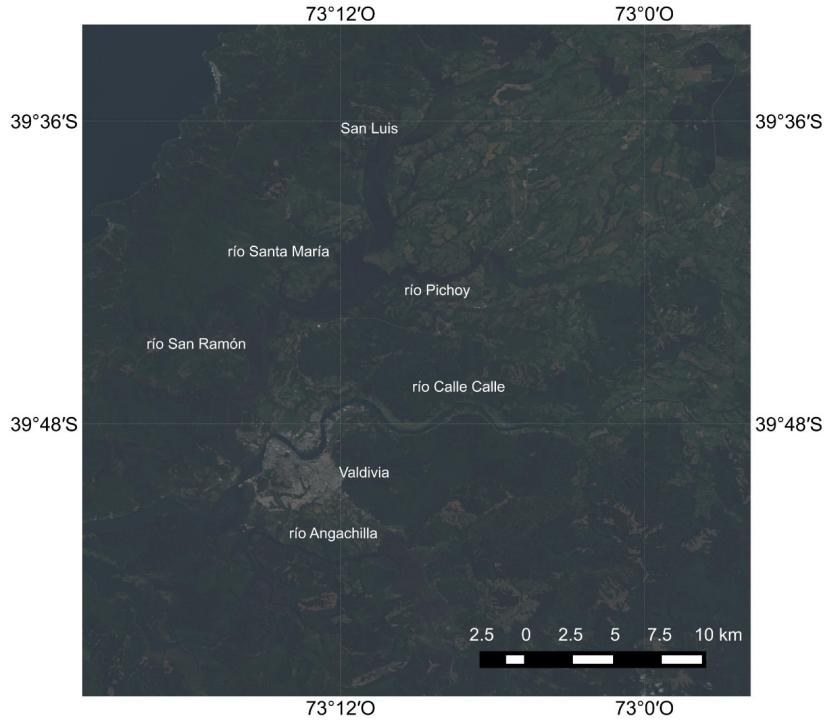


Figura 4.2.1.2.1. Área de estudio. Se ilustra una imagen de color verdadero, basada en la combinación de las bandas rojo, verde y azul (bandas 4, 3, 2 del sensor Landsat 8). La imagen corresponde al día 30 de diciembre del año 2015. Imagen proyectada en coordenadas UTM WSG 84, Huso 18 Sur.

Procesamiento y corrección de imágenes satelitales

De forma similar a lo realizado durante el Programa de Diagnóstico, la imagen satelital obtenida del archivo histórico del sensor OLI fue procesada y calibrada radiométricamente, y corregida de acuerdo a 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 imágen a valores de porcentajes de reflectancia atmosférica superior (R_{TOA}), 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 R_{TOA} se reduce a r_{Path} en el caso de las aguas azules claras, debido a que estas presentan 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 correspondientes y parámetros. Una vez realizadas estas correcciones, se extrajo para cada imagen el valor de reflectancia a partir de las bandas correspondientes al espectro de luz visible e infrarrojo cercano. En el caso del sensor OLI (misión Landsat 8) estas bandas corresponden a las bandas 2 a 5. Para estimar la calidad del agua se analizaron los perfiles espectrales de reflectancia de las cuatro bandas (2 a 5). De igual forma, se calculó 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). La Tabla 4.2.1.2.1 indica las longitudes de onda correspondientes a las distintas bandas del sensor OLI.

Tabla 4.2.1.2.1. 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.

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

Cabe señalar que el sensor infrarrojo térmico ha presentado fallas que resultan en imágenes anómalas, por lo que no se encuentra operativo actualmente, dado lo cual las imágenes posteriores al mes de mayo de 2015 no cuentan con imágenes para las bandas 10 y 11. De igual forma, dado que la banda 9 no entrega información pertinente para el estudio de sistemas límnicos o lóticos, no se consideraró entre las bandas a estudiar. Finalmente, en el caso de la imagen pancromática, dado que esta banda integra información de un rango más amplio de longitud de onda, y que es interpolada a una resolución mayor, no ha sido considerado para los esfuerzos de

modelamiento de distribución. Ello debido a que su superposición con las bandas restantes, y diferencia en resolución pueden llevar a artefactos o errores en el ajuste del modelo.

Obtención de registros de presencia de macrófitas acuáticas

A fin de 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 de plantas. Se registraron datos georeferenciados de presencia de parches de las siguientes especies: Luchecillo (*Egeria densa*), Huiro (*Potamogeton pusillus*), Huiro verde (*Potamogeton lucens*), Loto *(Nymphaea alba*), Totora (*Scirpus californicus*) y Flecha de agua (*Sagittaria montevidensis*). Estas observaciones en terreno fueron complementadas mediante la realización de vuelos con sistemas de aeronaves no tripuladas UAV ("Unmanned Aerial Vehicles"); específicamente con una aeronave DJI Phantom, equipada con una cámara Phantom 3 Vision +. Las imágenes obtenidas fueron procesadas mediante el software Adobe Lightroom, a fin de corregir deformaciones ópticas propias del lente y la elevación de sobrevuelo. De igual manera, el software Adobe Lightroom permitió la recopilación de las coordenadas asociadas a cada imagen, permitiendo su incorporación a la base de datos de presencia. La información recolectada fue consolidada en planillas de cálculo Excel (Microsoft Office ©), para luego ser vertida 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. A fin de resumir la información obtenida se definieron polígonos de estudio para el cálculo de cobertura de macrófitas acuáticas y estimación de parámetros de calidad de agua. La Figura 4.2.1.2.2 muestra la distribución espacial de dichos polígonos a lo largo del humedal.

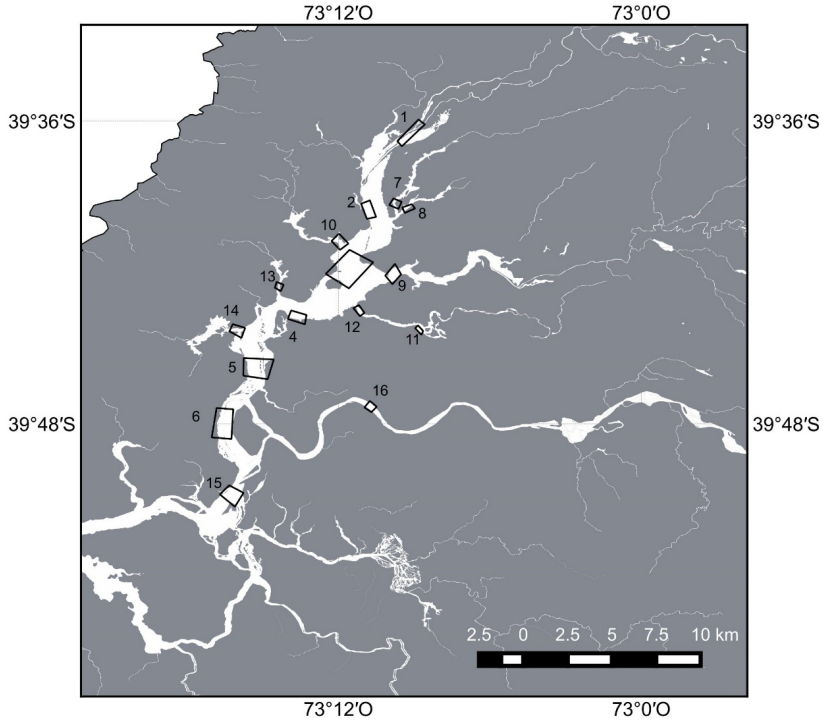


Figura 4.2.1.2.2. Polígonos de estudio para el cálculo de cobertura de macrófitas acuáticas y estimación de parámetros de calidad de agua. La imagen de fondo corresponde a la distribución de los principales cursos de agua en los sitios de estudio. Imagen proyectada en coordenadas UTM WSG 84, Huso 18 Sur.

Por otra parte, la distribución de las plantas acuáticas a lo largo del humedal también se estudió mediante la realización de transectos de estimación de presencia y ausencia de estas especies. Estos transectos entregaron información acerca de la composición de la flora acuática a intervalos regulares en el humedal (aproximadamente 500 m). Cabe señalar que estos registros corresponden a observaciones en parches de composición multiespecífica, independiente de las dimensiones del parche. Por ello, pueden corresponder a parches con extensiones muy por debajo de la escala de detección del sensor OLI / Landsat 8 (30m). En la Figura

4.2.1.2.3 se ilustran los puntos de muestreo de macrófitas acuáticas a lo largo de parches multiespecíficos.

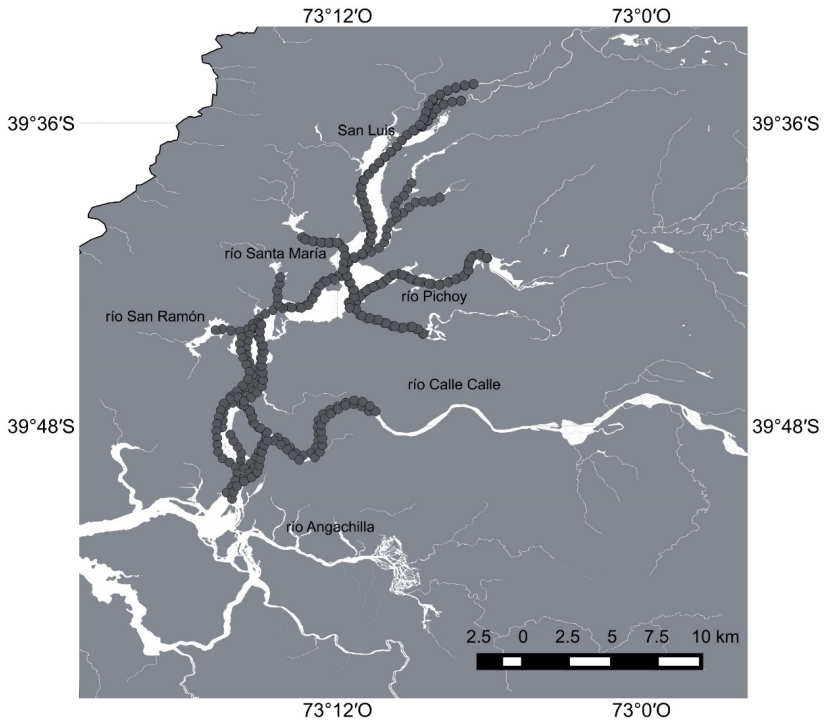


Figura 4.2.1.2.3. Puntos de muestro para la distribución de macrófitas acuáticas mediante transectos regulares a lo largo de parches mono y multi-específicos. Se ilustran aquellos puntos en los que se determinó la presencia de plantas acuáticas (círculos grises). La imagen de fondo corresponde a la distribución de los principales cursos de agua en los sitios de estudio. Imagen proyectada en coordenadas UTM WSG 84, Huso 18 Sur.

Pese a que los transectos regulares permitieron obtener registros para especies menos abundantes, como el Huiro verde (*Potamogeton lucens*), el grueso de los puntos de observación se obtuvieron a partir de puntos de observación de parches

monoespecíficos en terreno, sumado a imágenes captadas mediante UAVs. Ello debido a que los parches monoespecíficos corresponden a sectores con dominancia de las plantas de interés, permitiendo así un mejor ajuste en la elaboración de los modelos de distribución. Las Figuras 4.2.1.2.4 y 4.2.1.2.5 ilustran los puntos de muestreo de plantas acuáticas obtenidos mediante observaciones de parches monoespecíficos y sobrevuelos con UAV, respectivamente.

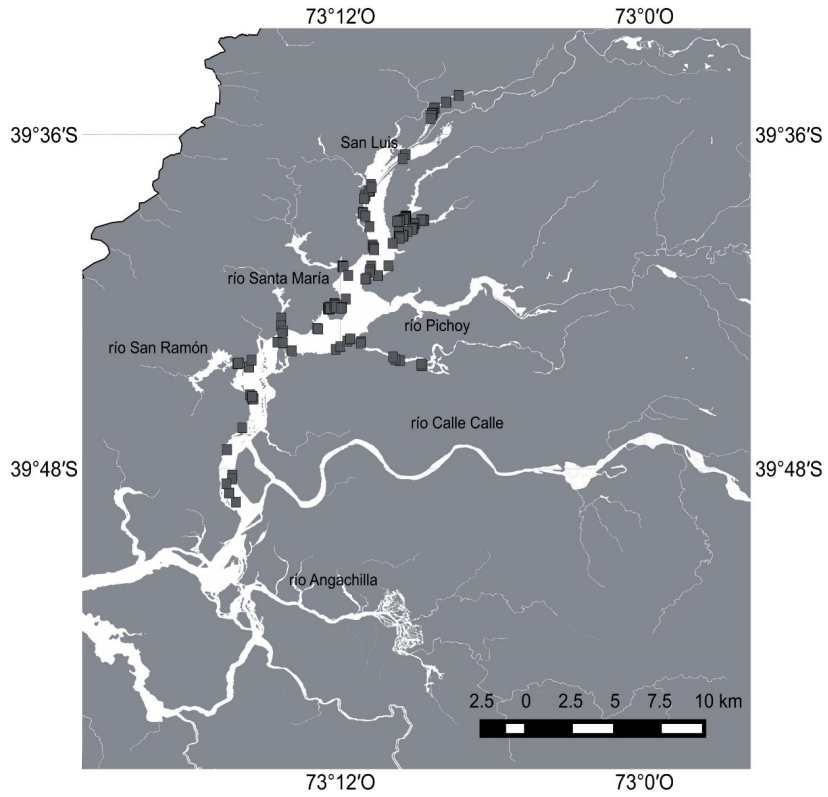


Figura 4.2.1.2.4. Puntos de muestro para la distribución de macrófitas acuáticas obtenidos mediante observaciones en parches mono-específicos de 30 m o más de radio. Se ilustran aquellos puntos en los que se determinó la presencia de plantas acuáticas (cuadrados grises). La imagen de fondo corresponde a la distribución de los principales cursos de agua en los sitios de estudio. Imagen proyectada en coordenadas UTM WSG 84, Huso 18 Sur.

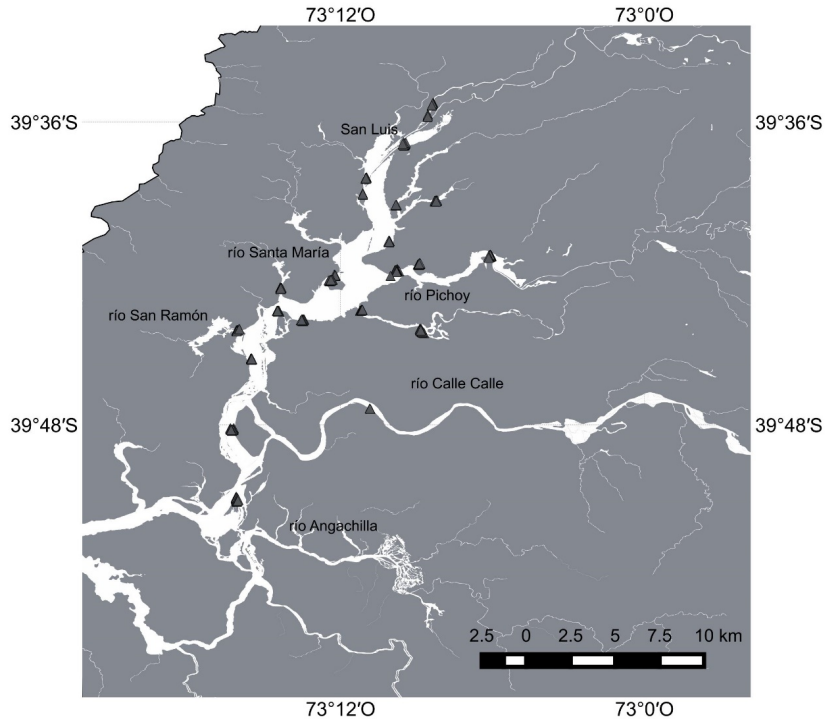


Figura 4.2.1.2.5. Puntos de muestro para la distribución de macrófitas acuáticas usando sobrevuelos en UAV. Se ilustran aquellos puntos en los que se determinó la presencia de plantas acuáticas (triángulos grises) a partir de imágenes captadas desde una nave aérea no tripulada. La imagen de fondo corresponde a la distribución de los principales cursos de agua en los sitios de estudio. Imagen proyectada en coordenadas UTM WSG 84, Huso 18 Sur.

Obtención de registros de indicadores de calidad de agua

A fin de contar con estimaciones empíricas para la calidad del agua, se tomaron muestras en terreno de temperatura (ºC), pH, conductividad, sólidos disueltos, concentración y saturación de oxígeno, sólidos suspendidos totales y transparencia. La transparencia se estimó utilizando un disco Secchi (Lagos *et al.,* 2008), mientras que la

estimación de sólidos suspendidos totales se basó en el método de Strickland & Parsons (1972). Estas variables se estudiaron en 16 sitios, con un tamaño de muestra de 5 réplicas por sitio. La distribución espacial de los sitios de muestreo de indicadores de calidad de agua se ilustra en la Figura 4.2.1.2.6. Las ocho variables estudiadas se registraron en 16 sitios a lo largo del humedal. La información obtenida fue tabulada en planillas de cálculo Excel (Microsoft Office ©), para luego ser vertida en una base de datos geoespacial en el programa QGIS. De igual forma, la información fue consolidada en una base de datos para su posterior análisis en el entorno de cómputo estadístico R (R Core Team 2013). Todas las coordenadas fueron verificadas y almacenadas en archivos con una proyección WSG84/UTM, utilizando el Huso 18 Sur. A fin de resumir la información obtenida, se definieron polígonos de estudio para el cálculo de cobertura de macrófitas acuáticas y estimación de parámetros de calidad de agua.

Modelamiento de distribución de especies

A fin de generar estimaciones espacialmente explícitas de la distribución de las macrófitas acuáticas, se ajustaron modelos de distribución para cada especie (Franklin, 2009), utilizando los registros de presencia georeferenciados, en conjunto con imágenes geográficas generadas a partir del satelite Landsat 8. El ajuste de estos modelos se realizó de acuerdo a la metodología aplicada durante el Programa de Diagnóstico, lo que permite comparaciones temporales de la distribución espacial de las plantas de interés. Conforme a la metodología aplicada durante ese programa, se seleccionó como algoritmo de modelamiento el ajuste mediante máxima entropía (MaxEnt), por ser una de las técnicas de aprendizaje de máquina con mejor desempeño de acuerdo a la literatura especializada (Elith *et al.*, 2006; Elith & Leathwick, 2009; Elith *et al*., 2011). El análisis del éxito de clasificación de múltiples métodos ha permitido determinar que los modelos de aprendizaje de máquina 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). 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 (Phillips *et al.*, 2006; Phillips & Dudik, 2008; Elith *et al.*, 2011). Este método se caracteriza por modelar distribución de densidad de probabilidad de la ocurrencia de una especie, sujeta a las restricciones estadísticas de las variables ambientales para las que se cuenta con información espacialmente explicita (Phillips *et al.*, 2006; Phillips & Dudik, 2008; Elith *et al.*, 2011). De esta forma, MaxEnt entrega no solamente una estimación de los puntos donde la especie se encuentra presente, sino también una medida de la idoneidad del hábitat, representada en una escala numérica acotada entre 0 y 1. Distintos estudios han determinado que este método presenta un mejor desempeño en relación a métodos similares (*e.g.*, 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).

La implementación del ajuste de modelos de distribución se realizó utilizando el software MaxEnt versión 3.3.3 (Phillips *et al.*, 2006; Phillips & Dudik, 2008), usando como fuente de información los datos georeferenciados de presencia para las especies de interés. Se utilizaron las bandas 1 a 7 de la imagen Landsat 8 ilustrada en la Figura 4.2.1.2.1, al igual que el índice de vegetación normalizada (NVDI) y el índice de vegetación mejorado (EVI). De igual manera, se construyó una máscara, para restringir el dominio de modelación a los cursos de agua principales en el área de estudio, utilizando el índice normalizado de agua (NDWI; Xu 2006). 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 (AUC). 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 mediante validación cruzada, donde el subconjunto

de datos de presencia se dividió en cinco subconjuntos o "folds". Para cada uno de estos subconjuntos, se ajustó un modelo usándolo como set de prueba y todos los restantes como set de entrenamiento. Esto permitió mayor robustez en la estimación, particularmente para tamaños muestrales bajos (Elith *et al.,* 2011). Los modelos generados en los cinco subconjuntos de validación cruzada 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 prueba (Phillips *et al.,* 2006; Phillips & Dudik, 2008). De esta forma, se pudo representar la distribución de cada especie, junto con una medida de la idoneidad del hábitat en cada pixel.

4.2.1.2.4. Resultados

Obtención de imágenes, procesamiento y corrección radiométrica

Tomando en consideración las fechas de obtención de registros de presencia de macrófitas acuáticas, así como de las mediciones en terreno de parámetros de calidad de agua, se seleccionó una imagen de la misión LANDSAT 8, con fecha del 30 de diciembre de 2015. Esta imagen permitió contar con un registro libre de nubes que correspondiese a la situación actual del área del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios para el verano 2015-2016. Para seleccionar esta imagen se examinaron todas aquellas imágenes, que no contasen con una cobertura de nubes superior al 50% del área cubierta por el satélite durante su paso sobre el área de estudio (celda 223/88 del WRS2). En base a estos criterios, se extrajo un primer catálogo de imágenes, las que se examinaron visualmente. De esta forma, se seleccionaron solo dos de ellas en el periodo de interés y que no contaban con cobertura de nubes sobre el área de estudio. Estas corresponden al 11 de octubre de 2015 y al 30 de diciembre de 2015. Se seleccionó la segunda imagen, en base a dos criterios. En primer lugar, permite

describir cualquier cambio de estado entre noviembre y diciembre de 2015. En segundo lugar, este muestreo presenta una cercanía temporal mayor con las últimas fechas de realización de muestreos de distribución de macrófitas acuáticas. La imagen captada por el sensor OLI / Landsat 8 para el área de estudio el día 30 de diciembre de 2015 se ilustra en la Figura 4.2.1.2.1.

Estudios previos han mostrado que las aguas del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios, pueden clasificarse en zonas con distintos niveles de variabilidad en la calidad del agua (Mulsow & Grandjean, 2006; Lagos *et al.,* 2008). Lagos *et al.* (2008) distinguieron tres zonas correspondientes a las secciones norte, centro y sur de la zona del humedal del río Cruces con una longitud espacial de 15, 8 y 6 km, respectivamente. En el presente estudio se repitió este análisis empleando polígonos de mayor resolución, los que se ilustran en la Figura 4.2.1.2.2. A fin de determinar diferencias en calidad de agua entre distintos años para cada una de estas zonas, se procedió a evaluar diferencias en los perfiles de reflectancia espectral obtenidos de la imagen Landsat estudiada. Para ello se extrajo el valor de reflectancia atmosférica superior para las bandas 2 a 5. Tal como se indicó anteriormente las bandas 2 a 4 corresponden a los rangos de luz visible, mientras que la banda 5 corresponde a la gama del infrarrojo cercano (NIR).

Obtención de registros de presencia de macrófitas acuáticas

La recolección de datos en terreno permitió el registro de observaciones de presencias para las cinco especies de interés a lo largo del humedal. En la Tabla 4.2.1.2.2 se detallan el número de observaciones obtenidas para los dos métodos de muestreo (transecto de parches multiespecíficos *vs* parches monoespecíficos e imágenes mediante UAV).

Tabla 4.2.1.2.2. 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 los dos métodos de colecta de información, correspondientes a transectos de parches multi-específicos y parches mono-específicos e imágenes con UAV.

especie	transectos de parches multi-específicos	parches mono-específicos e imágenes con UAV
Egeria densa	278	391
Potamogeton pusillus	141	25
Potamogeton lucens	41	8
Sagittaria montevidensis	150	113
Nymphaea alba	91	133
Scirpus californicus	278	219

Con excepción de las dos especies de Huiro, *Potamogeton pusillus* y *P. lucens*, en general no se observan diferencias de más de un orden de magnitud en los tamaños muestrales obtenidos con las dos aproximaciones empleadas. En el caso de las dos especies de Huiro, las diferencias se hacen más marcadas debido a que el mayor nivel del caudal del humedal hace notoriamente más difícil observar las plantas de Huiro desde el aire. Esto contrasta con especies como el Luchecillo, la Flecha de agua, el Loto y la Totora, las que son facilmente apreciadas en una imagen aérea. Todas estas especies pueden distinguirse claramente en imágenes tomadas a 30-60 metros de elevación. Las Figuras 4.2.1.2.6 a 4.2.1.2.9 ilustran imágenes representativas del muestreo realizado mediante sobrevuelo con UAV.

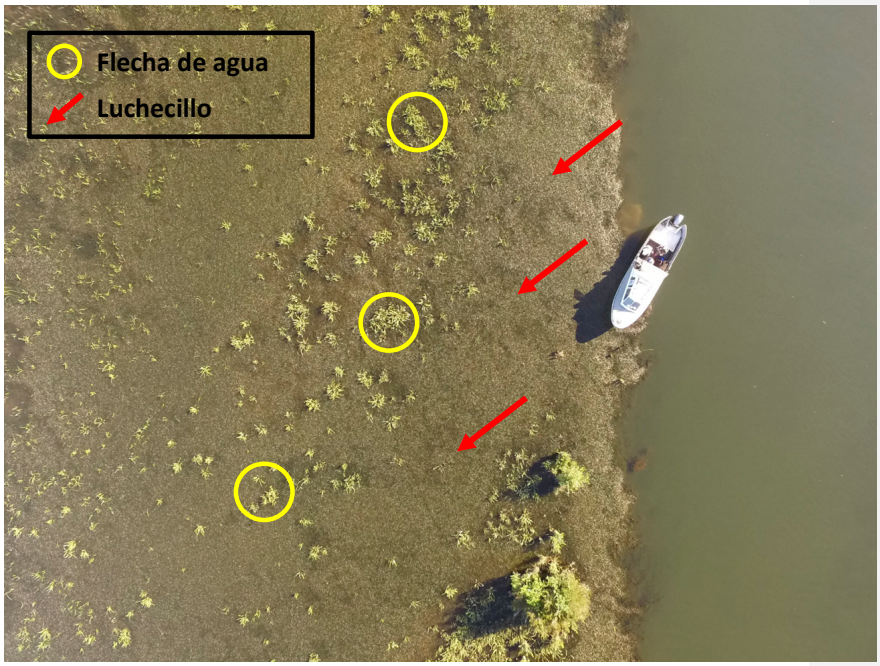


Figura 4.2.1.2.6. Fotografía aérea captada mediante UAV. Se ilustra la cobertura de Luchecillo y Flecha de agua en el sector de San Martín. Fotografía obtenida a 30 metros de elevación.

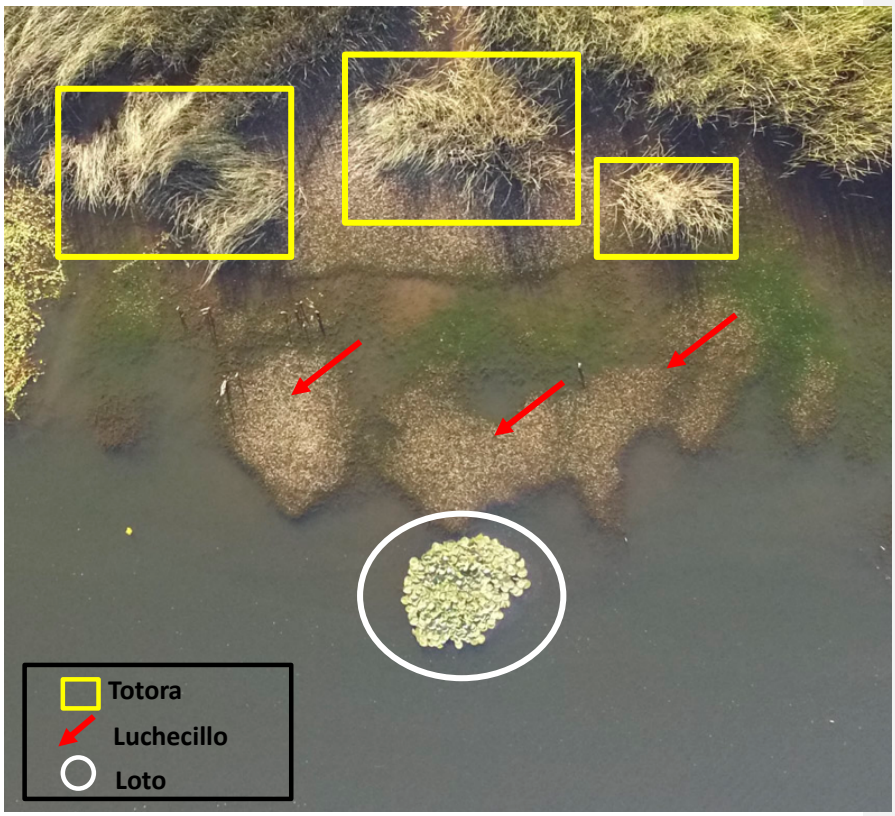


Figura 4.2.1.2.7. Fotografía aérea captada mediante UAV. Se ilustra la cobertura de Luchecillo, Loto y Totora en la ribera del San José, sector sur. Fotografía obtenida a 30 metros de elevación.

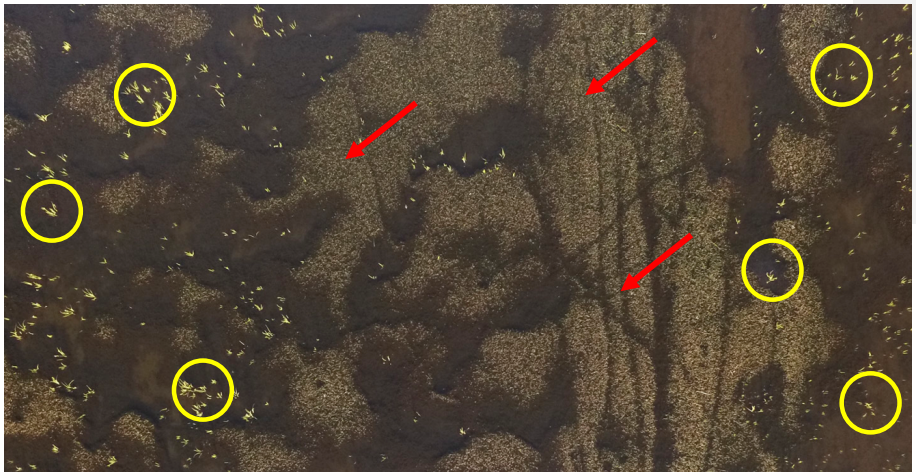
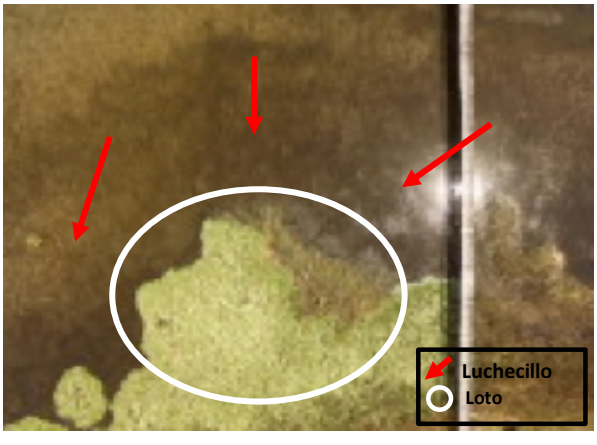


Figura 4.2.1.2.8. Fotografía aérea captada mediante UAV. Se ilustra la cobertura de Luchecillo, en conjunto con plantas individuales de Flecha de agua en el río Cruces. Sector Santa María. Fotografía obtenida a 60 metros de elevación.

a)



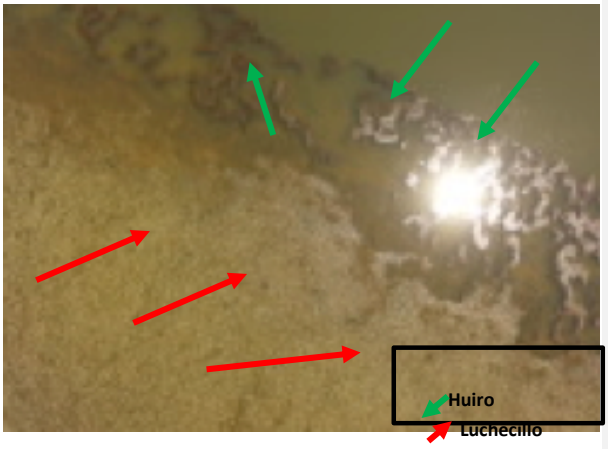


Figura 4.2.1.2.9. Fotografías aéreas captadas mediante UAV. Se ilustra la cobertura de Luchecillo y Loto (a) y Luchecillo y Huiro (b), al igual que las dificultades generadas en casos en que la iluminación y ángulo incidente solar no eran favorables. Fotografías obtenidas a 30 metros de elevación en el sector de la desembocadura del río Cayumapu.

Cabe destacar sin embargo, que la baja cobertura y distribución del Huiro verde, se evidenció tanto en los muestreos de parches mono-específicos como al examinar los datos recabados a partir de transectos multi-específicos. Ello indica que efectivamente es una especie con menor distribución y abundancia en el humedal, y a

la vez señala la existencia de una asimetría en la distribución y cobertura de las dos especies de Huiro presentes en el HRC.

Obtención de registros indicadores de calidad de agua

La toma de muestras de indicadores de calidad de agua permitió contar con registros en terreno de temperatura, conductividad, pH, transparencia y concentración de sólidos suspendidos totales, sólidos disueltos, y oxígeno. Con excepción de estos últimos dos parámetros, se contaba con información previa correspondiente al año 2014-2015, por lo que se procedió a examinar la presencia de variaciones sistemáticas a lo largo de las estaciones de muestreo entre diferentes años.

En la Figura 4.2.1.2.10 se ilustra el patrón espacial observado para la temperatura superficial del agua en el área de estudio durante los años 2014 y 2015. Se aprecia una variación unimodal, con mayores temperaturas en los sectores medios del humedal y diferencias significativas tanto entre los años (ANDEVA de dos vías, g.l. 1, 173; F= 12376,35; p<0,0001) como entre los sitios (ANDEVA de dos vías, g.l. 15, 173; F= 555,29; p<0,0001). De igual forma, el término de interacción entre estos dos factores también presentó diferencias significativas (ANDEVA de dos vías, g.l. 15, 62,2; F= 84,32; p<0,0001). La realización de comparaciones pareadas mediante una prueba de Tukey, reveló que los 16 sitios estudiados presentaron valores significativamente menores de temperatura en noviembre del año 2015 con respecto a lo registrado en el mes de diciembre del año 2014 (p<0,001 en todos los casos).

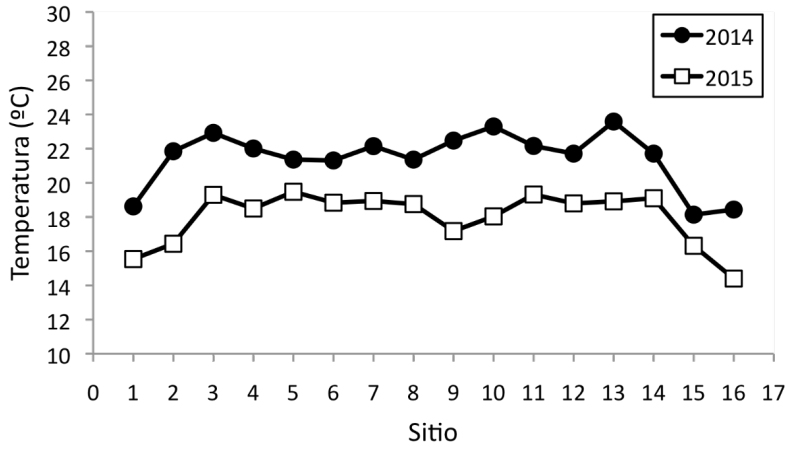


Figura 4.2.1.2.10. Variación espacial en la temperatura del agua superficial en el área de estudio. Se ilustra el valor promedio para cada sitio y año, junto con los intervalos de confianza de 95%. Los sectores de estudio corresponden a: 1. río Cruces, sector San Luis, 2. río Cruces, sector Santa María, 3. río Cruces, sector Isla Rialejo, 4. río Chorocamayo, 5. río Cruces, sector Punucapa, 6. río Cruces, sector Isla Teja, 7. río Nanihue, 8. río Cudico, 9. desembocadura del río Pichoy, 10. río Santa María, 11. río Cayumapu interior, 12. desembocadura del río Cayumapu, 13. río Tambillo, 14. río San Ramón , 15. río Valdivia, sector Torobayo, 16. río Calle Calle.

Por otra parte, al examinar la variación espacial en el pH del agua superficial, se observó un patrón de mayor heterogeneidad espacial (Fig. 4.2.1.2.11). Pese a la ausencia de un patrón de variación espacial sistemático, se evidencian diferencias tanto entre los años (ANDEVA de dos vías, g.l. 1, 173; F= 384,63; p<0,0001) como entre los sitios (ANDEVA de dos vías, g.l. 15, 173; F= 22,62; p<0,0001). De igual forma, el término de interacción entre estos dos factores también presentó diferencias significativas (ANDEVA de dos vías, g.l. 15, 62,2; F= 13,67; p<0,0001). La realización de comparaciones pareadas mediante una prueba de Tukey reveló que la mayoría de los 16 sitios estudiados presentaron valores significativamente menores de temperatura en noviembre del año 2015, con respecto a lo registrado en el mes de diciembre del

año anterior (p<0,001 en todos los casos). Las excepciones observadas en este patrón corresponden al río Nanihue, el río Santa María, el sector medio del río Cayumapu, y el río Calle Calle. En todos esos casos, la prueba de comparaciones pareadas de Tukey arrojó valores de p>0,05.

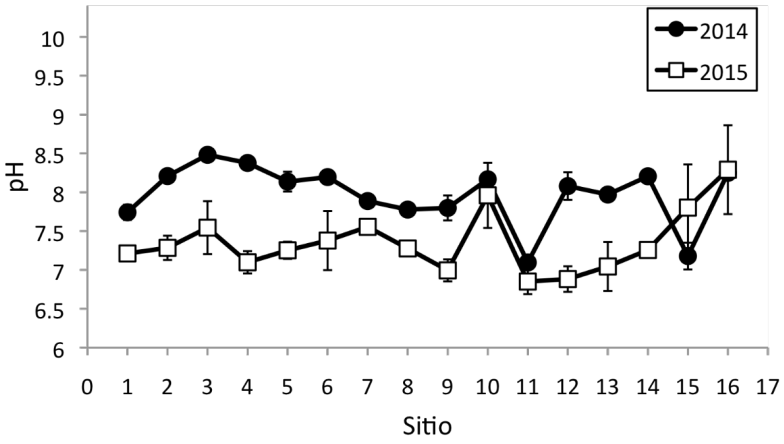


Figura 4.2.1.2.11. Variación espacial en el pH del agua superficial en el área de estudio. Se ilustra el valor promedio para cada sitio y año, junto con los intervalos de confianza de 95%. Los sectores de estudio corresponden a: 1. río Cruces, sector San Luis, 2. río Cruces, sector Santa María, 3. río Cruces, sector Isla Rialejo, 4. río Chorocamayo, 5. río Cruces, sector Punucapa, 6. río Cruces, sector Isla Teja, 7. río Nanihue, 8. río Cudico, 9. desembocadura del río Pichoy, 10. río Santa María, 11. río Cayumapu interior, 12. desembocadura del río Cayumapu, 13. río Tambillo, 14. río San Ramón , 15. río Valdivia, sector Torobayo, 16. río Calle Calle.

La conductividad del agua superficial, se caracterizó por una menor variabilidad a lo largo del curso del humedal durante el año 2015, contrastando con las observaciones del año 2014 (Fig. 4.2.1.2.12). Estas diferencias de un orden de

magnitud son altamente significativas (ANDEVA de dos vías, g.l. 1, 173; F= 5400,5; p<0,0001). De igual manera, la comparación entre los sitios revela diferencias significativas (ANDEVA de dos vías, g.l. 15, 173; F= 180,2; p<0,0001). Finalmente, el término de interacción entre estos dos factores también presentó diferencias significativas (ANDEVA de dos vías, g.l. 15, 62,2; F= 112,6; p<0,0001).

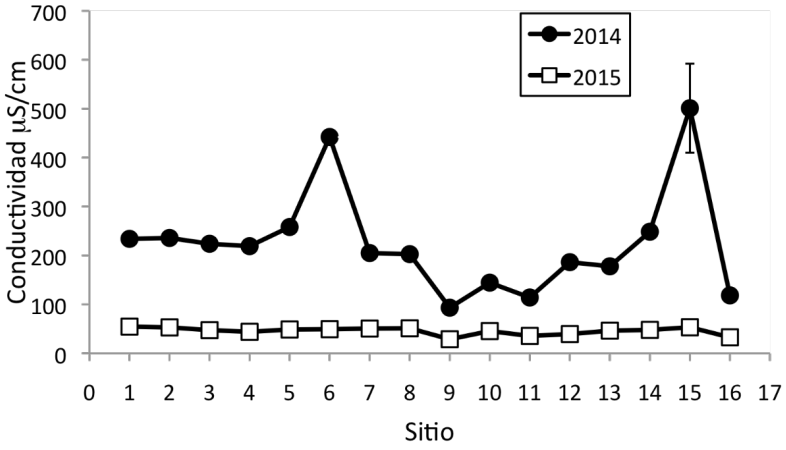


Figura 4.2.1.2.12. Variación espacial en la conductividad del agua superficial en el área de estudio. Se ilustra el valor promedio para cada sitio y año, junto con los intervalos de confianza de 95%. Los sectores de estudio corresponden a: 1. río Cruces, sector San Luis, 2. río Cruces, sector Santa María, 3. río Cruces, sector Isla Rialejo, 4. río Chorocamayo, 5. río Cruces, sector Punucapa, 6. río Cruces, sector Isla Teja, 7. río Nanihue, 8. río Cudico, 9. desembocadura del río Pichoy, 10. río Santa María, 11. río Cayumapu interior, 12. desembocadura del río Cayumapu, 13. río Tambillo, 14. río San Ramón , 15. río Valdivia, sector Torobayo, 16. río Calle Calle.

La realización de comparaciones pareadas mediante una prueba de Tukey reveló que los 16 sitios estudiados presentaron valores significativamente menores de conductividad en noviembre del año 2015, con respecto a lo registrado en el mes de diciembre del año anterior (p<0,001 en todos los casos).

La transparencia del agua superficial en el área de estudio se caracterizó por no presentar patrones de variación espacial similares en los años estudiados (Fig. 4.2.1.2.13). Sin embargo, se observaron diferencias significativas tanto entre los años (ANDEVA de dos vías, g.l. 1, 173; F= 48,7; p<0,0001) como entre los sitios (ANDEVA de dos vías, g.l. 15, 173; F= 48,7; p<0,0001). De igual forma, el término de interacción entre estos dos factores también presentó diferencias significativas (ANDEVA de dos vías, g.l. 15, 62,2; F= 48,7; p<0,0001).

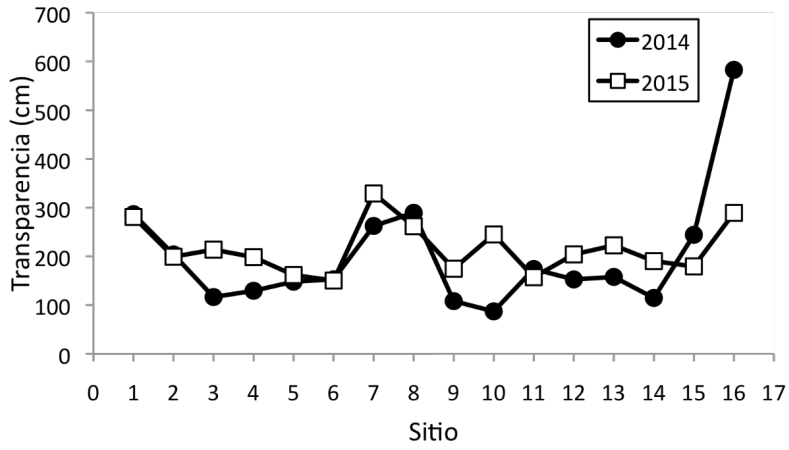


Figura 4.2.1.2.13. Variación espacial en la transparencia (*i.e.,* profundidad de Disco Secchi) del agua superficial en el área de estudio. Se ilustra el valor promedio para cada sitio y año, junto con los intervalos de confianza de 95%. Los sectores de estudio corresponden a: 1. río Cruces, sector San Luis, 2. río Cruces, sector Santa María, 3. río Cruces, sector Isla Rialejo, 4. río Chorocamayo, 5. río Cruces, sector Punucapa, 6. río Cruces, sector Isla Teja, 7. río Nanihue, 8. río Cudico, 9. desembocadura del río Pichoy, 10. río Santa María, 11. río Cayumapu interior, 12. desembocadura del río Cayumapu, 13. río Tambillo, 14. río San Ramón , 15. río Valdivia, sector Torobayo, 16. río Calle Calle.

El exámen de las comparaciones pareadas hechas mediante una prueba de Tukey, mostró que en seis de los sitios estudiados no existen diferencias significativas

de la transparencia, entre los años estudiados. Estos corresponden a los sitios de San Luis, el sector Santa María del río Cruces, Punucapa, Isla Teja, el río Cudico y el sector medio del río Cayumapu. En todos esos casos, la prueba de comparaciones pareadas de Tukey arrojó valores de p>0,05.

Al examinar la variación espacial y temporal en la cantidad de sólidos suspendidos totales (SST), se observan en general valores más bajos en el año 2015 (Fig. 4.2.1.2.14). De esta forma, se observaron diferencias significativas tanto entre los años (ANDEVA de dos vías, g.l. 1, 173; F= 314,61; p<0,0001) como entre los sitios (ANDEVA de dos vías, g.l. 15, 173; F= 48,05; p<0,0001).

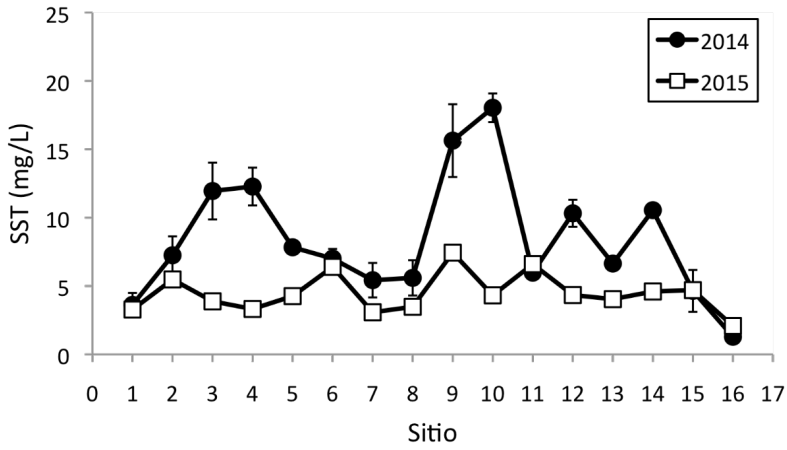


Figura 4.2.1.2.14. Variación espacial en la concentración de sólidos suspendidos totales del agua superficial en el área de estudio. Se ilustra el valor promedio para cada sitio y año, junto con los intervalos de confianza de 95%. Los sectores de estudio corresponden a: 1. río Cruces, sector San Luis, 2. río Cruces, sector Santa María, 3. río Cruces, sector Isla Rialejo, 4. río Chorocamayo, 5. río Cruces, sector Punucapa, 6. río Cruces, sector Isla Teja, 7. río Nanihue, 8. río Cudico, 9. desembocadura del río Pichoy, 10. río Santa María, 11. río Cayumapu interior, 12. desembocadura del río Cayumapu, 13. río Tambillo, 14. río San Ramón, 15. río Valdivia, sector Torobayo, 16. río Calle Calle.

De igual forma, el término de interacción entre estos dos factores también presentó diferencias significativas (ANDEVA de dos vías, g.l. 15, 62,2; F= 22,14;

p<0,0001). Por otra parte, al examinar las comparaciones pareadas hechas mediante una prueba de Tukey se observó que siete de los sitios estudiados no difieren significativamente en la cantidad de sólidos suspendidos totales observada en los dos años. Estos sitios corresponden a los sectores Rialejo y Santa Clara del río Cruces, y los sitios Chorocamayo, Punucapa, desembocadura del río Pichoy, río Santa María, desembocadura del río Cayumapu y río San Ramón. En todos estos casos, la prueba de comparaciones pareadas de Tukey arrojó valores de p>0,05.

Respecto a la variación espacial en la cantidad de sólidos disueltos durante el año 2015, se puede señalar que en general se observaron valores más altos en los sectores centrales del humedal (Fig. 4.2.1.2.15).

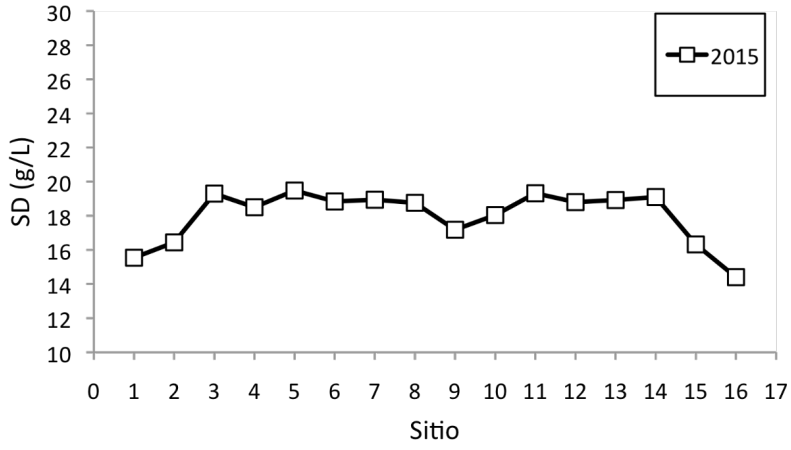


Figura 4.2.1.2.15. Variación espacial en la concentración de sólidos disueltos del agua superficial en el área de estudio. Se ilustra el valor promedio para cada sitio y año, junto con los intervalos de confianza de 95%. Los sectores de estudio corresponden a: 1. río Cruces, sector San Luis, 2. río Cruces, sector Santa María, 3. río Cruces, sector Isla Rialejo, 4. río Chorocamayo, 5. río Cruces, sector Punucapa, 6. río Cruces, sector Isla Teja, 7. río Nanihue, 8. río Cudico, 9. desembocadura del río Pichoy, 10. río Santa María, 11. río Cayumapu interior, sector medio, 12. desembocadura del río Cayumapu, 13. río Tambillo, 14. río San Ramón , 15. río Valdivia, sector Torobayo, 16. río Calle Calle.

De esta forma, se observaron diferencias significativas entre los sitios (ANDEVA de una vía, g.l. 15,78; F= 16,7; p<0,0001).

Respecto a la variación espacial en la concentración de oxígeno durante el año 2015, se puede señalar que en general se observaron valores más bajos en el sector medio del río Cayumapu (Fig. 4.2.1.2.16). De esta forma, se observaron diferencias significativas entre los sitios (ANDEVA de una vía, g.l. 15,78; F= 76,76; p<0,0001).

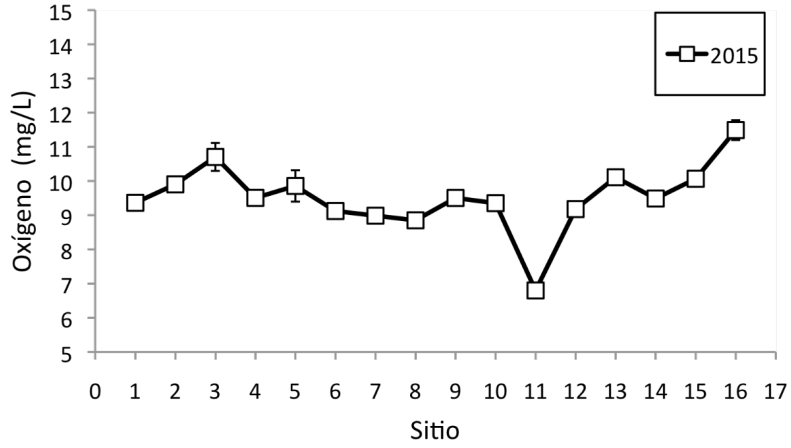


Figura 4.2.1.2.16. Variación espacial en la concentración de oxígeno del agua superficial en el área de estudio. Se ilustra el valor promedio para cada sitio y año, junto con los intervalos de confianza de 95%. Los sectores de estudio corresponden a: 1. río Cruces, sector San Luis, 2. río Cruces, sector Santa María, 3. río Cruces, sector Isla Rialejo, 4. río Chorocamayo, 5. río Cruces, sector Punucapa, 6. río Cruces, Isla Teja, 7. río Nanihue, 8. río Cudico, 9. desembocadura del río Pichoy, 10. río Santa María, 11. río Cayumapu interior, sector medio, 12. desembocadura del río Cayumapu, 13. río Tambillo, 14. río San Ramón , 15. río Valdivia, sector Torobayo, 16. río Calle Calle.

Por otra parte, respecto a la variación espacial en el porcentaje de oxígeno durante el año 2015, se puede señalar que en general se observaron valores más bajos en sector medio del río Cayumapu, mientras que el valor más alto se observó en el sector Isla Rialejo del río Cruces, (Fig. 4.2.1.2.17). De esta forma, se observaron diferencias significativas entre los sitios (ANDEVA de una vía, g.l. 15,78; F= 50,79; p<0,0001).

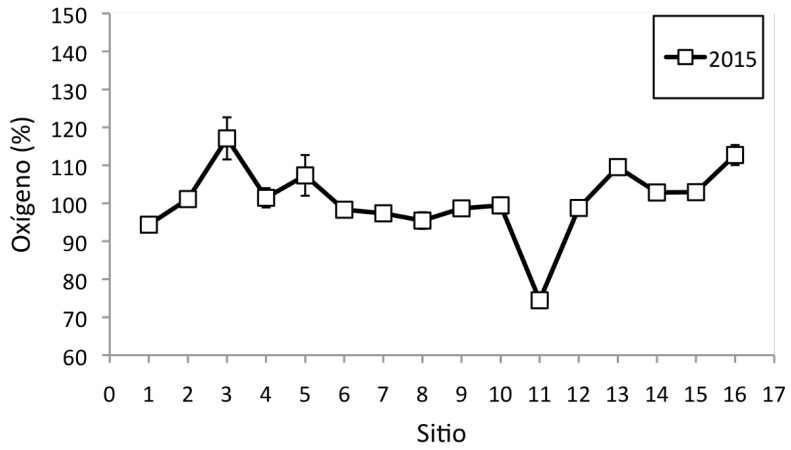


Figura 4.2.1.2.17. Variación espacial en el porcentaje de saturación de oxígeno en el agua superficial del área de estudio. Se ilustra el valor promedio para cada sitio y año, junto con los intervalos de confianza de 95%. Los sectores de estudio corresponden a: 1. río Cruces, sector San Luis, 2. río Cruces, sector Santa María, 3. río Cruces, sector Isla Rialejo, 4. río Chorocamayo, 5. río Cruces, sector Punucapa, 6. río Cruces, sector Isla Teja, 7. río Nanihue, 8. río Cudico, 9. desembocadura del río Pichoy, 10. río Santa María, 11. río Cayumapu interior, 12. desembocadura del río Cayumapu, 13. río Tambillo, 14. río San Ramón , 15. río Valdivia, sector Torobayo, 16. río Calle Calle.

Los resultados observados para la concentración y porcentaje de oxígeno en el sector medio del río Cayumapu, contrastan con lo observado en los demás parámetros físicos, ya que estos no presentan diferencias tan notorias. Ello sugiere que la baja oxigenación es producto de características locales de este sector de estudio en el río Cayumapu.

Modelamiento de distribución de especies

Las observaciones de presencia, en conjunto con las capas de información derivadas de sensores remotos, permitieron generar modelos de distribución para las seis especies de interés. Tal como se señaló anteriormente, 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). La estadística del área bajo la curva ROC (Area under the Curve, o AUC de acuerdo a 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 todos los casos, se observaron valores de AUC altos, superiores a 0.9 en la mayoría de los ajustes, indicando un muy buen ajuste a la información disponible.

En particular, al comparar los modelos ajustados a los dos conjuntos de datos (transectos multiespecíficos *vs.* parches monoespecíficos y sobrevuelos mediante UAV), se observó que este último conjunto de modelos se caracterizan por tener valores mayores de AUC a través de todos los ajustes de validación cruzada, tal como se muestra en la Tabla 4.2.1.2.3. Si bien todos los modelos ajustados presentan un muy alto grado de ajuste -con valores de AUC superiores a 0.9 - los valores de AUC fueron mayores en el sub conjunto de modelos ajustados en base a observaciones de parches monoespecíficos y sobrevuelos con UAV. Ello probablemente refleja un mejor ajuste entre la escala de los parches estudiados y la resolución de las imágenes empleadas (30 m de pixel). Por ello, en el presente estudio se emplearon las proyecciones de distribución generadas a partir de este último conjunto de datos.

Para la mayoría de las especies estudiadas, los valores de AUC se vieron acompañados de curvas ROC muy homogéneas a través de las 5 validaciones cruzadas, indicando una alta consistencia en la clasificación hecha por el modelo a través de todas las réplicas realizadas. El único caso en que se evidencia un mayor grado de

heterogeneidad entre las distintas curvas ROC ajustadas es en el Huiro, *Potamogeton pusillus* (Tabla 4.2.1.2.3).

Tabla 4.2.1.2.3. 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. Se reportan los resultados obtenidos mediante las presencias registradas a través de transectos regulares de parches multi-específicos y aquellas presencias registradas a través de observaciones de parches mono-específicos e imágenes con UAV.

	calibración		**validación**	
especies	**N**	**AUC**	**N**	**AUC**
transectos				
Egeria densa	222	0,9534	56	0,9379
Potamogeton pusillus	113	0,9772	28	0,9635
Potamogeton lucens	39	0,9693	8	0,9513
Sagittaria montevidensis	120	0,9572	30	0,9324
Nymphaea alba	73	0,9452	18	0,9396
Scirpus californicus	223	0,9523	55	0,9352
parches y sobrevuelos				
Egeria densa	313	0,9699	78	0,9612
Potamogeton pusillus	20	0,9863	5	0,9740
Potamogeton lucens	6	0,9863	2	0,9822
Sagittaria montevidensis	90	0,9844	23	0,9776
Nymphaea alba	106	0,9823	27	0,9687
Scirpus californicus	175	0,9753	44	0,9650

Los resultados obtenidos en las curvas ROC promedio se ilustran través de las Figuras 4.2.1.2.18 a 4.2.1.2.23. En ellas se puede apreciar el alto rango de valores de AUC observados, que corresponden a modelos con un excelente ajuste a los datos empleados para calibrar el modelo.

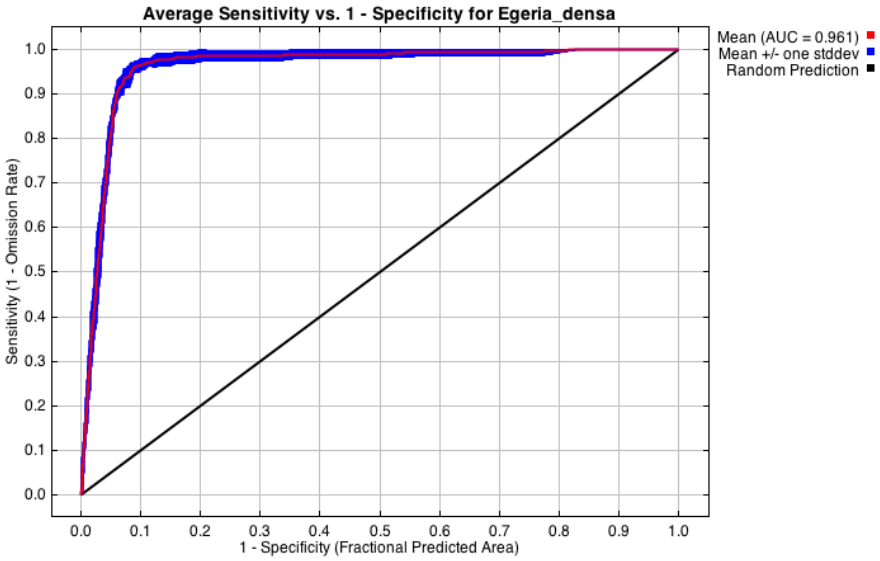


Figura 4.2.1.2.18. Curva característica Operador-Receptor (ROC) para el modelamiento de distribución de *Egeria densa* (Luchecillo). La Figura ilustra la curva ROC promedio en una línea roja y la desviación estándar en el área azul para el subconjunto de sitios de evaluación, promediada a través de las 5 validaciones cruzadas.

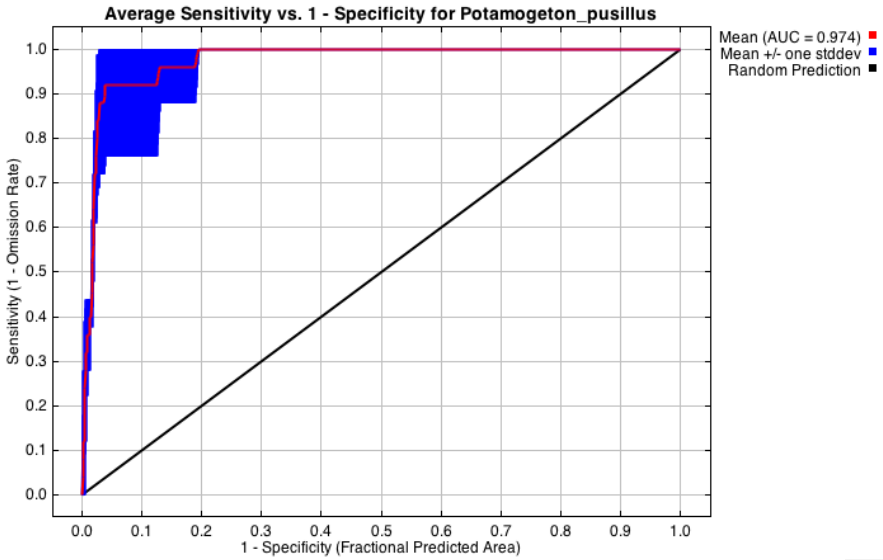


Figura 4.2.1.2.19. Curva característica Operador-Receptor (ROC) para el modelamiento de distribución de *Potamogeton pusillus* (Huiro). La Figura ilustra la curva ROC promedio en una línea roja y la desviación estándar en el área azul para el subconjunto de sitios de evaluación, promediada a través de las 5 validaciones cruzadas.

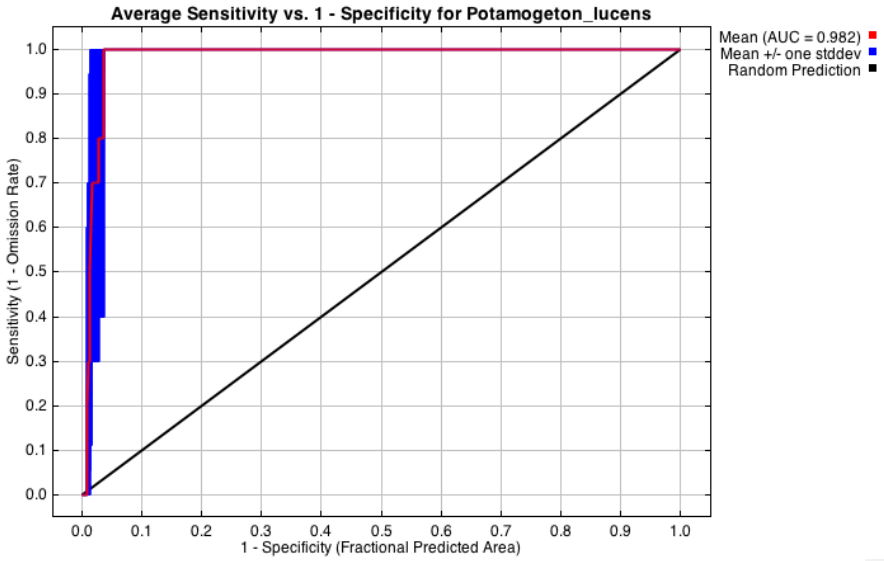


Figura 4.2.1.2.20. Curva característica Operador-Receptor (ROC) para el modelamiento de distribución de *Potamogeton lucens* (Huiro verde). La Figura ilustra la curva ROC promedio en una línea roja y la desviación estándar en el área azul para el subconjunto de sitios de evaluación, promediada a través de las 5 validaciones cruzadas.

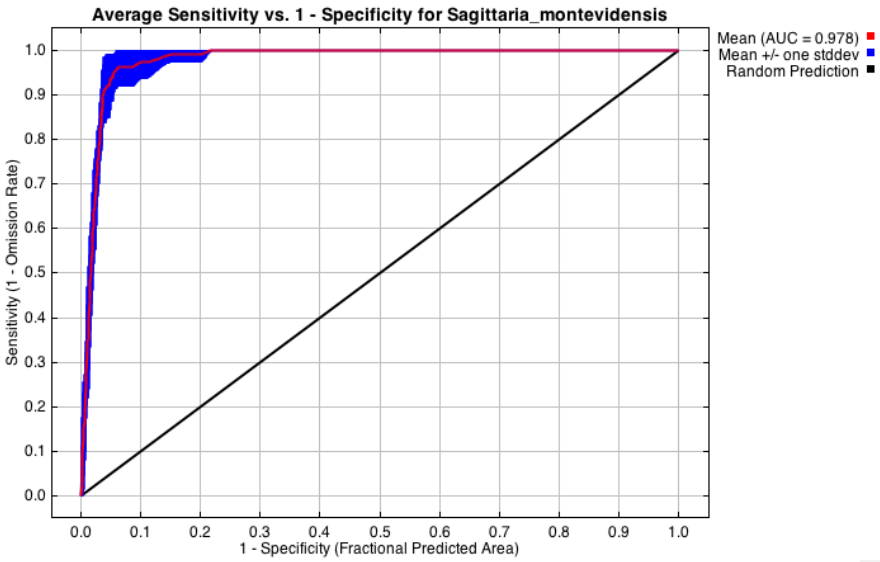


Figura 4.2.1.2.21. Curva característica Operador-Receptor (ROC) para el modelamiento de distribución de *Sagittaria montevidensis* (Flecha de agua). La Figura ilustra la curva ROC promedio en una línea roja y la desviación estándar en el área azul para el subconjunto de sitios de evaluación, promediada a través de las 5 validaciones cruzadas.

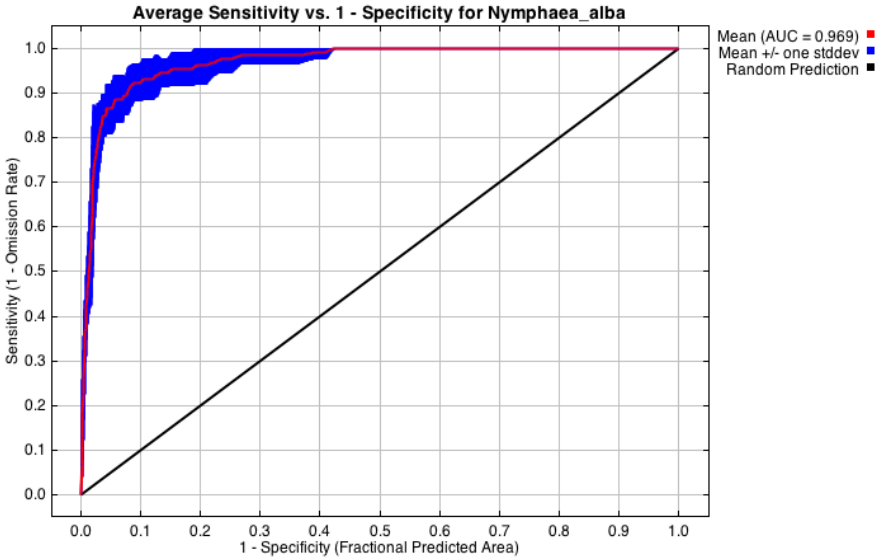


Figura 4.2.1.2.22. Curva característica Operador-Receptor (ROC) para el modelamiento de distribución de *Nymphaea alba* (Loto). La Figura ilustra la curva ROC promedio en una línea roja y la desviación estándar en el área azul para el subconjunto de sitios de evaluación, a través de las 5 validaciones cruzadas.

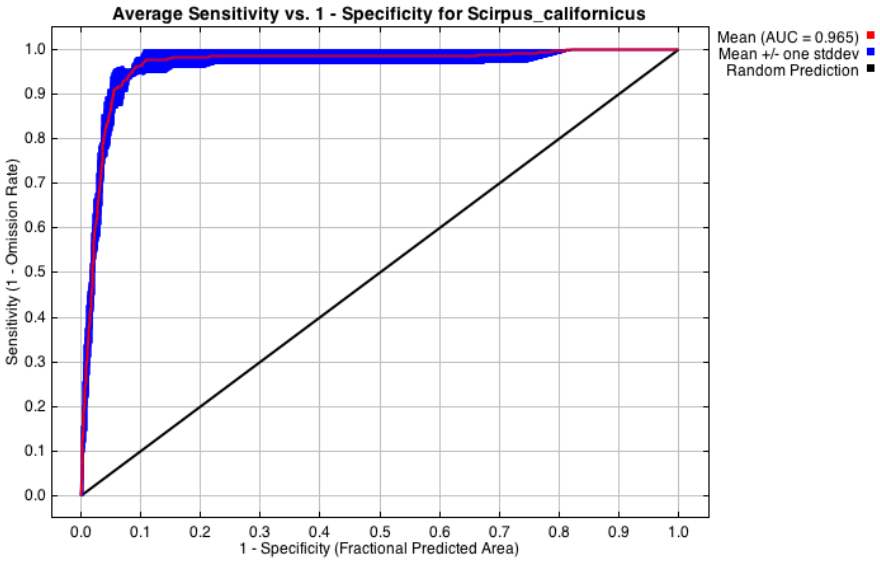


Figura 4.2.1.2.23. Curva característica Operador-Receptor (ROC) para el modelamiento de distribución de *Scirpus californicus* (Totora). La Figura ilustra la curva ROC promedio en una línea roja y la desviación estándar en el área azul para el subconjunto de sitios de evaluación, a través de las 5 validaciones cruzadas.

Las distribuciones espaciales ajustadas se caracterizaron por presentar una cobertura extensa y parchosa a lo largo del humedal. De esta forma tanto el Luchecillo como el Huiro, la Flecha de agua y la Totora, se caracterizan por presentar una distribución amplia a lo largo de todo el humedal del río Cruces.

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 4.2.1.2.24 a 4.2.1.2.29, muestran los mapas de distribución ajustados para todas las especies estudiadas. En general, para todas estas especies se aprecia una distribución heterogenea, con aquellos parches de mayor idoneidad ambiental encontrándose asociados a sectores ribereños o aparentemente someros. Por otra parte, para el Huiro verde (*P. lucens,* ver Fig. 4.2.1.2.26), se observa una menor cobertura, con distribuciones mucho más heterogéneas y parchosas, con presencia particularmente en los sectores norte y centro del humedal.

En la zona central del humedal se observa que especies como el Luchecillo, el Huiro, la Flecha de agua y la Totora, 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 anómalas o desfavorables.

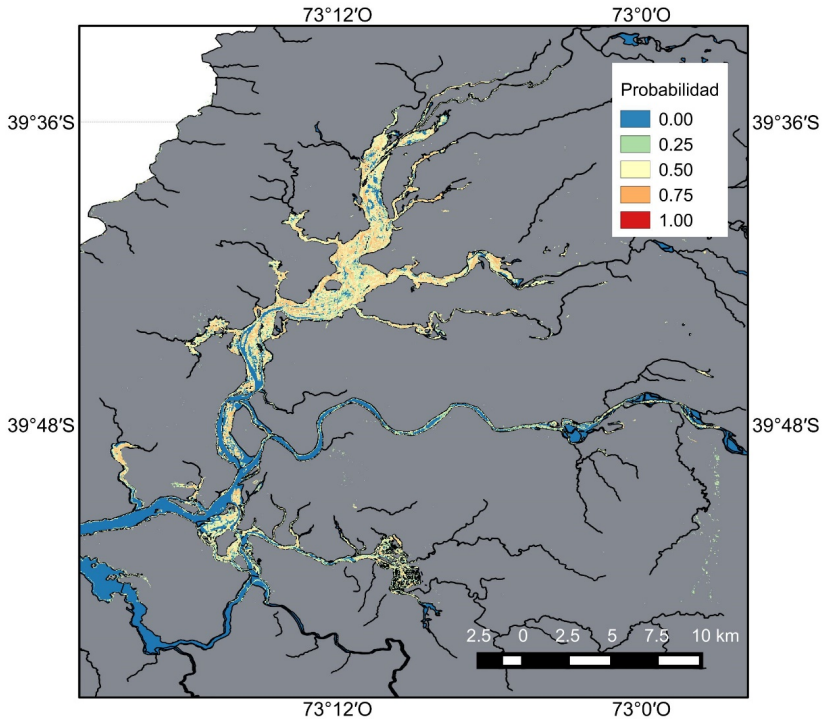


Figura 4.2.1.2.24. Distribución de *Egeria densa* (Luchecillo). La Figura ilustra la presencia del Luchecillo en celdas de color azul claro a rojo, con los valores más cálidos señalando mayor idoneidad de hábitat. Se ilustra el mapa de distribución promediado a través de las 6 validaciones cruzadas. Modelo generado en base a presencias de parches mono específicos e imágenes LANDSAT 8.

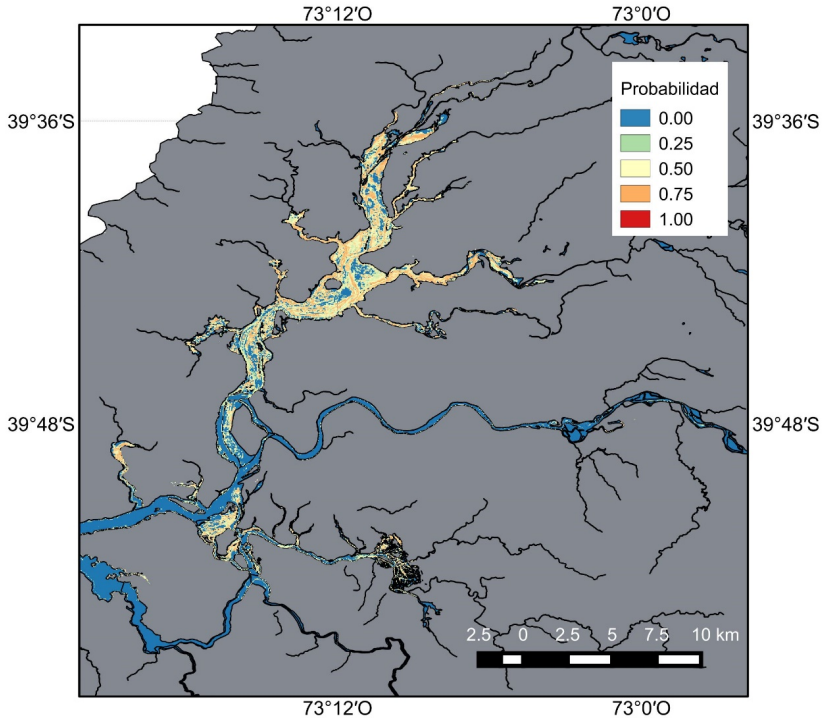


Figura 4.2.1.2.25. Distribución de *Potamogeton pusillus* (Huiro). La Figura ilustra la presencia del Huiro de agua dulce en celdas de color azul claro a rojo, con los valores más cálidos señalando mayor idoneidad de hábitat. Se ilustra el mapa de distribución promediado a través de las 6 validaciones cruzadas. Modelo generado en base a presencias de parches mono específicos e imágenes LANDSAT 8.

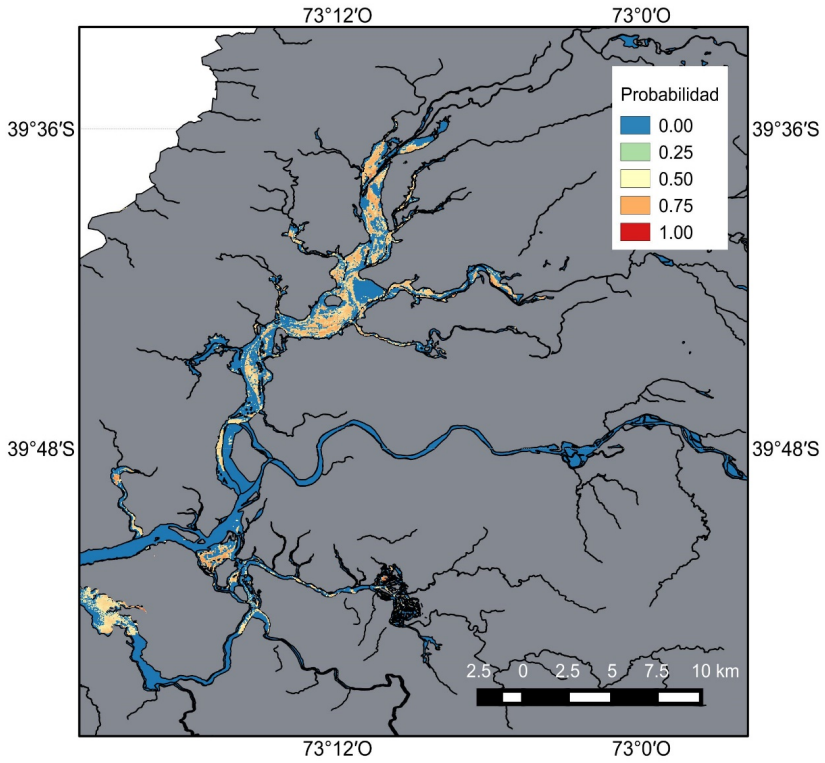


Figura 4.2.1.2.26. Distribución de *Potamogeton lucens* (Huiro verde). La Figura ilustra la presencia del Huiro verde en celdas de color azul claro a rojo, con los valores más cálidos señalando mayor idoneidad de hábitat. Se ilustra el mapa de distribución promediado a través de las 6 validaciones cruzadas. Modelo generado en base a presencias de parches multi y mono específicos e imágenes LANDSAT 8.

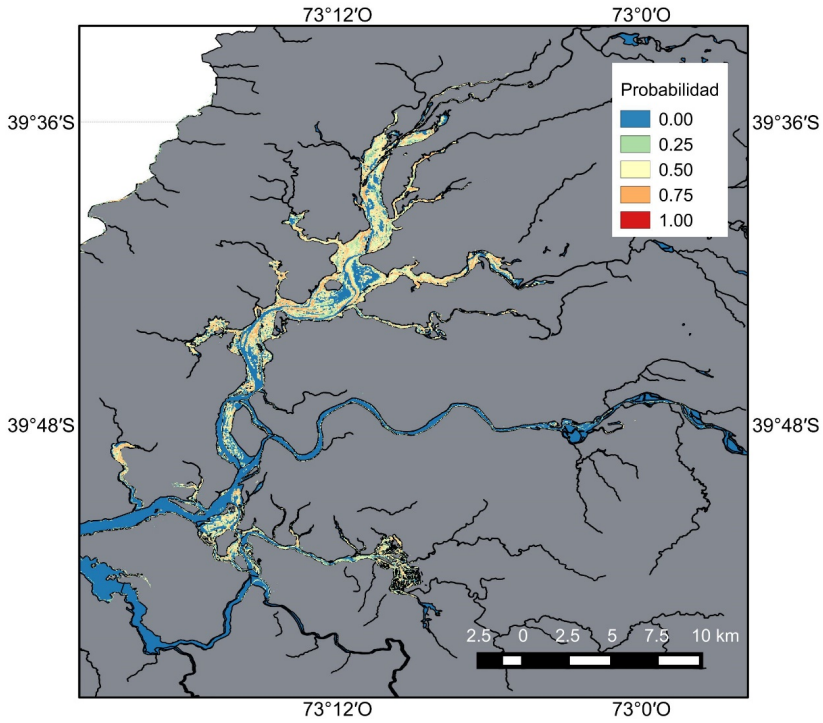


Figura 4.2.1.2.27. Distribución de *Sagittaria montevidensis* (Flecha de agua). La Figura ilustra la presencia de la Flecha de agua en celdas de color azul claro a rojo, con los valores más cálidos señalando mayor idoneidad de hábitat. Se ilustra el mapa de distribución promediado a través de las 6 validaciones cruzadas. Modelo generado en base a presencias de parches mono específicos e imágenes LANDSAT 8.

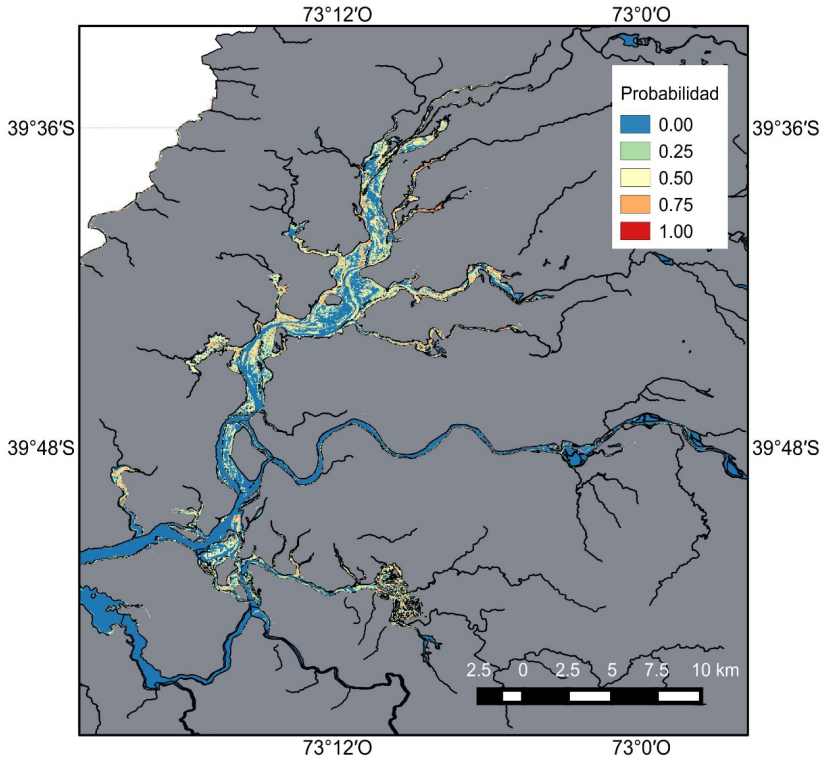


Figura 4.2.1.2.28. Distribución de *Nymphaea alba* (Loto). La Figura ilustra la presencia del Loto en celdas de color azul claro a rojo, con los valores más cálidos señalando mayor idoneidad de hábitat. Se ilustra el mapa de distribución promediado a través de las 6 validaciones cruzadas. Modelo generado en base a presencias de parches mono específicos e imágenes LANDSAT 8.

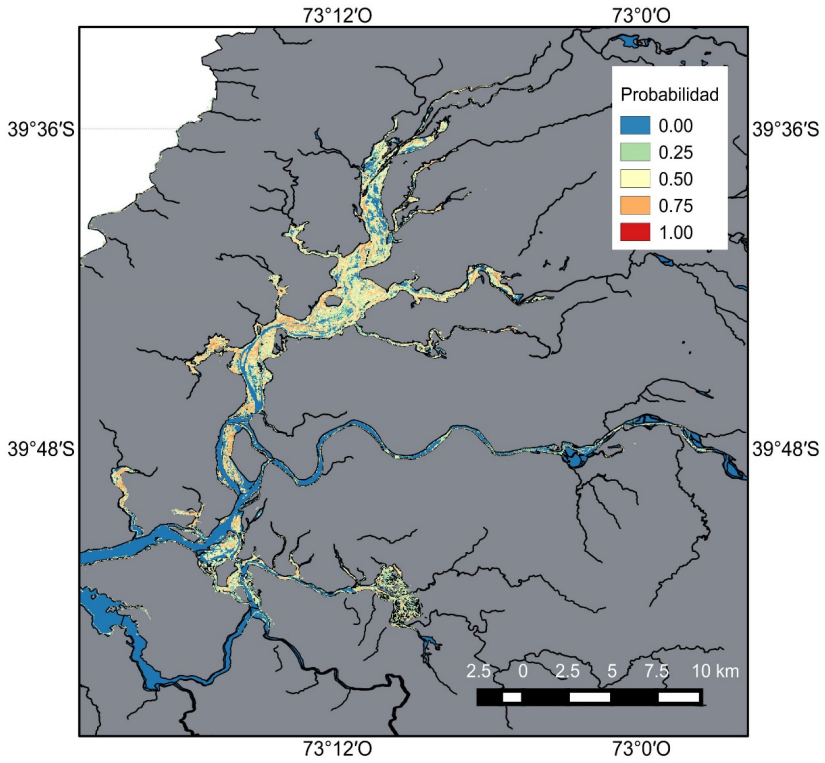


Figura 4.2.1.2.29. Distribución de *Scirpus californicus* (Totora). La Figura ilustra la presencia de la Totora en celdas de color azul claro a rojo, con los valores más cálidos señalando mayor idoneidad de hábitat. Se ilustra el mapa de distribución promediado a través de las 6 validaciones cruzadas. Modelo generado en base a presencias de parches mono específicos e imágenes LANDSAT 8.

Variación espacio-temporal en los indicadores de sensores remotos para la calidad de agua

Además de la medición *in situ* de parámetros de calidad de agua, en el presente estudio se examinó la variación espacio temporal para la reflectancia en distintos sectores del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios; específicamente en aquellos sectores delimitados por los polígonos de estudio.

Las Figuras 4.2.1.2.30 a 4.2.1.2.33 ilustran la variación en los valores de reflectancia correspondientes a las bandas 2 a 5 del sensor OLI (Satélites LANDSAT 4 y 5). Las bandas 2 a 4 corresponden al espectro de luz visible (luz azul, verde y roja respectivamente), mientras que la banda 5 corresponde a la información correspondiente al espectro infrarrojo cercano (NIR) (ver Tabla 4.2.1.2.1). Las bandas azul, verde y roja permiten evaluar diferencias en la transparencia del agua, debidas principalmente a variación en la turbidez y/o presencia de solidos suspendidos en el curso de agua. Por otra parte, la reflectancia de la banda infrarroja cercana permite determinar cambios en la cobertura de macrófitas acuáticas sumergidas (Lagos *et al.,* 2008).

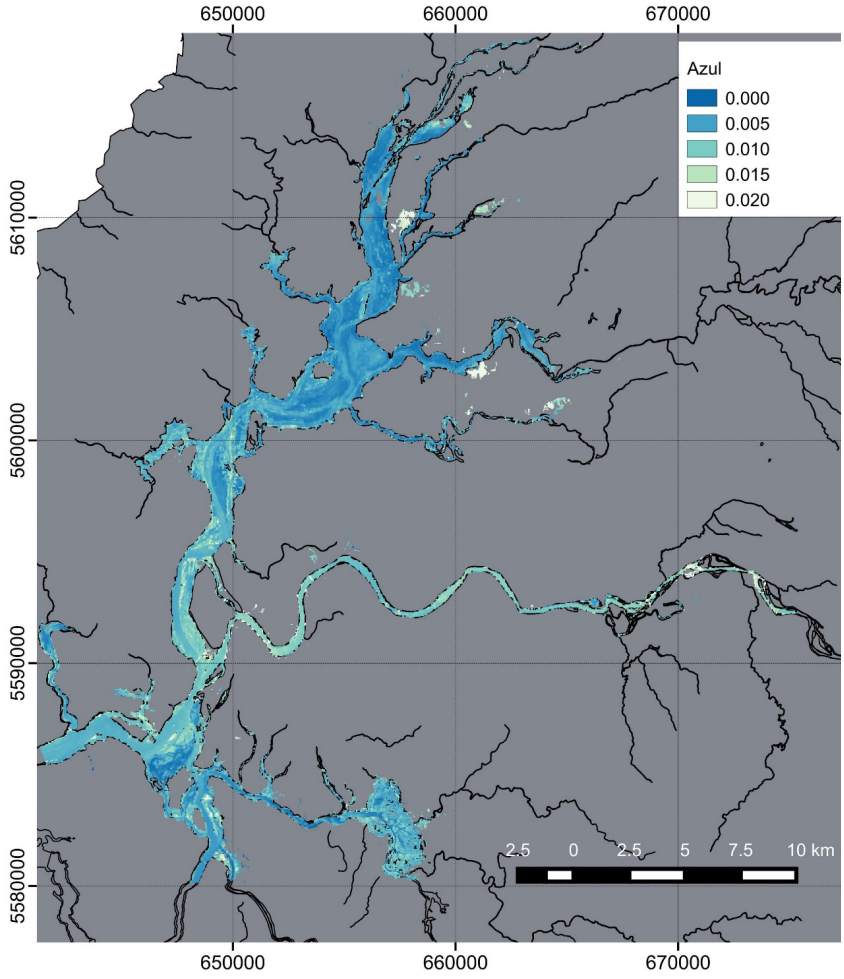


Figura 4.2.1.2.30. Reflectancia de la banda Azul en el área de estudio. Se ilustra una imagen de pseudo-color, basada en la banda Azul (banda 2) del sensor Landsat 8. La imagen corresponde al día 30 de diciembre de 2015. Imagen proyectada en coordenadas UTM WSG 84, Huso 18 Sur.

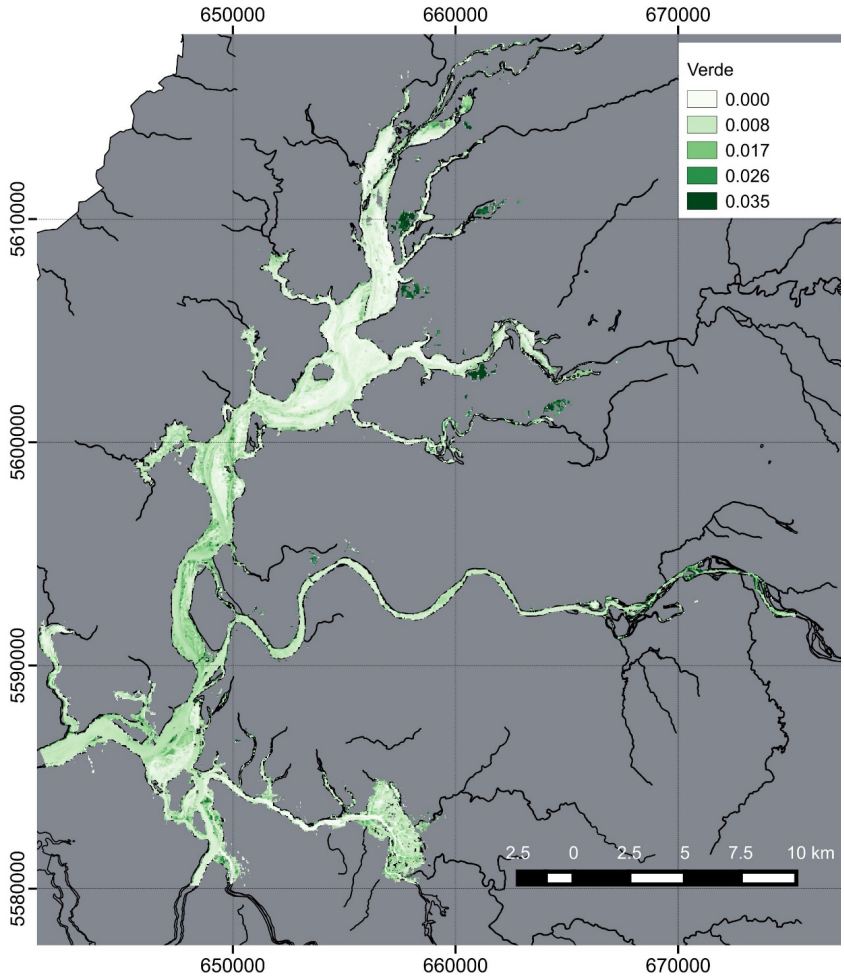


Figura 4.2.1.2.31. Reflectancia de la banda Verde en el área de estudio. Se ilustra una imagen de pseudo-color, basada en la banda Verde (banda 3) del sensor Landsat 8. La imagen corresponde al día 30 de diciembre de 2015. Imagen proyectada en coordenadas UTM WSG 84, Huso 18 Sur.

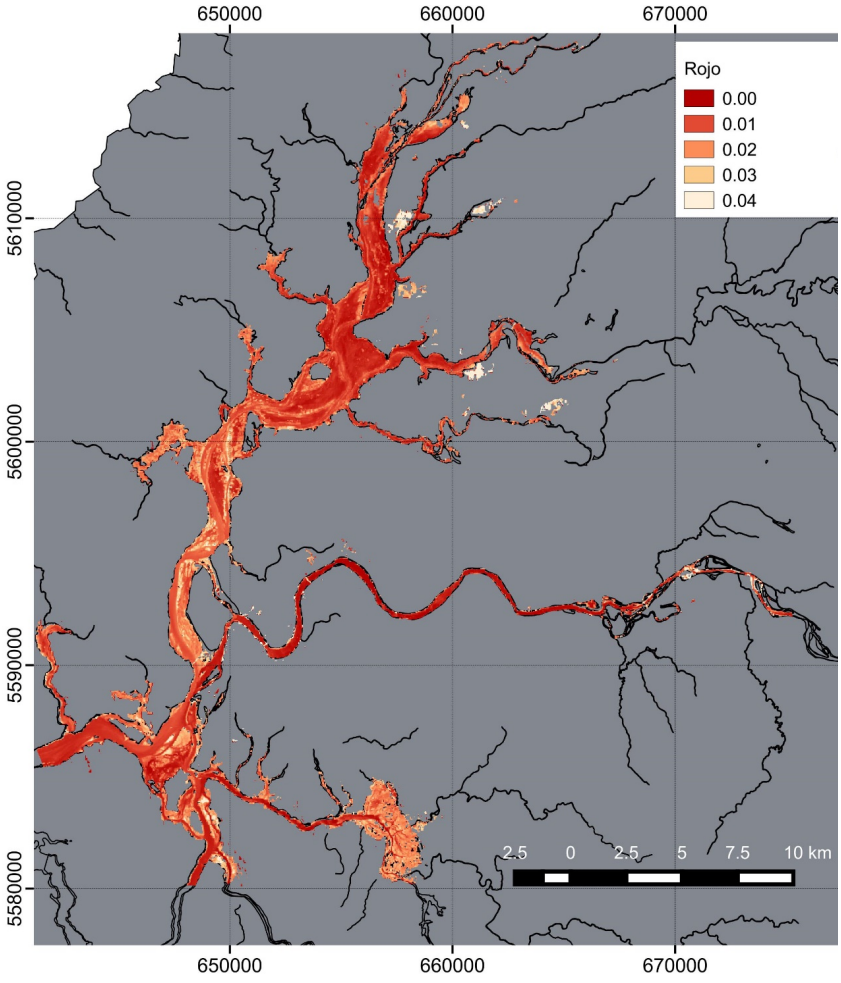


Figura 4.2.1.2.32. Reflectancia de la banda Roja en el área de estudio. Se ilustra una imagen de pseudo-color, basada en la banda Roja (banda 4) del sensor Landsat 8. La imagen corresponde al día 30 de diciembre de 2015. Imagen proyectada en coordenadas UTM WSG 84, Huso 18 Sur.

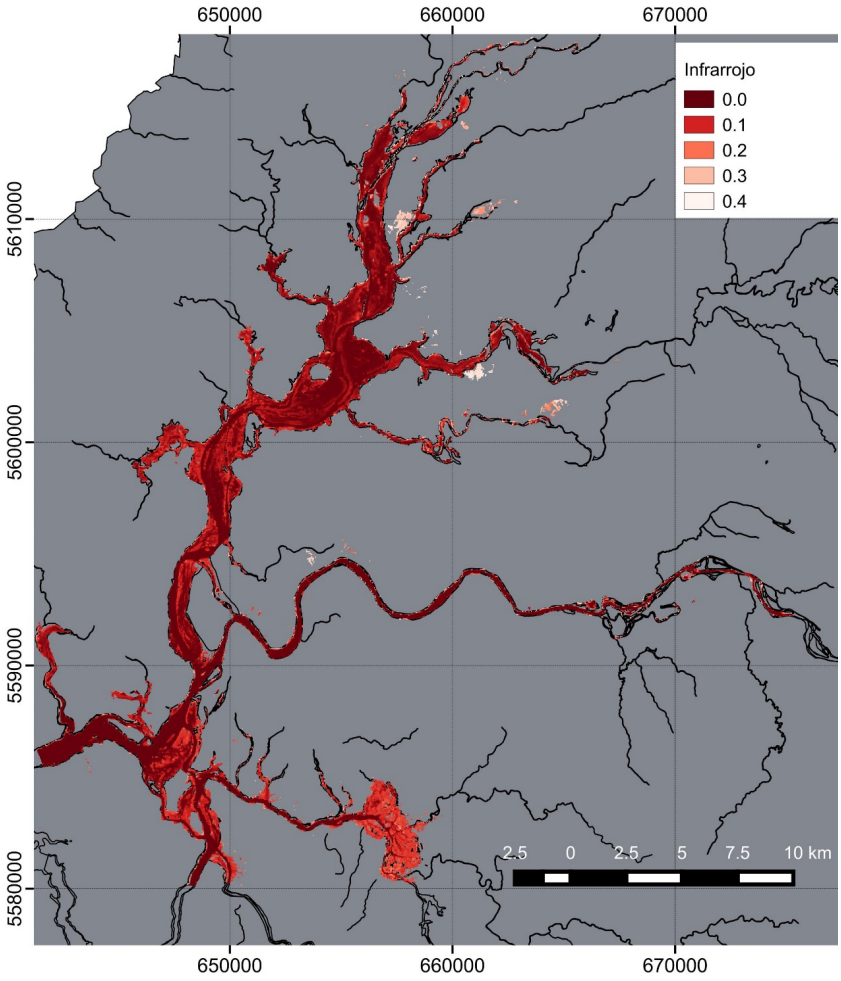


Figura 4.2.1.2.33. Reflectancia de la banda Infrarroja en el área de estudio. Se ilustra una imagen de pseudo-color, basada en la banda Infrarroja cercana (banda 5) del sensor Landsat 8. La imagen corresponde al día 30 de diciembre de 2015. Imagen proyectada en coordenadas UTM WSG 84, Huso 18 Sur.

Tal como se ha mencionado anteriormente, estudios previos en el humedal del río Cruces y sus ríos tributarios han examinado la variación en la calidad del agua (Mulsow & Grandjean, 2006; Lagos *et al.,* 2008). En particular, en un estudio reciente, Lagos *et al.* (2008) distinguieron tres zonas correspondientes a las secciones norte, centro y sur de la zona del humedal del río Cruces. Si bien en el presente estudio se han empleado polígonos de mayor resolución (ver Fig. 4.2.1.2.2), es posible relacionar nuestros resultados con las grandes zonas descritas en el trabajo de Lagos *et al.* (2008). En la Figura 4.2.1.2.34 se muestra la ubicación relativa de las grandes tres zonas, y los polígonos correspondientes a cada una de ellas.

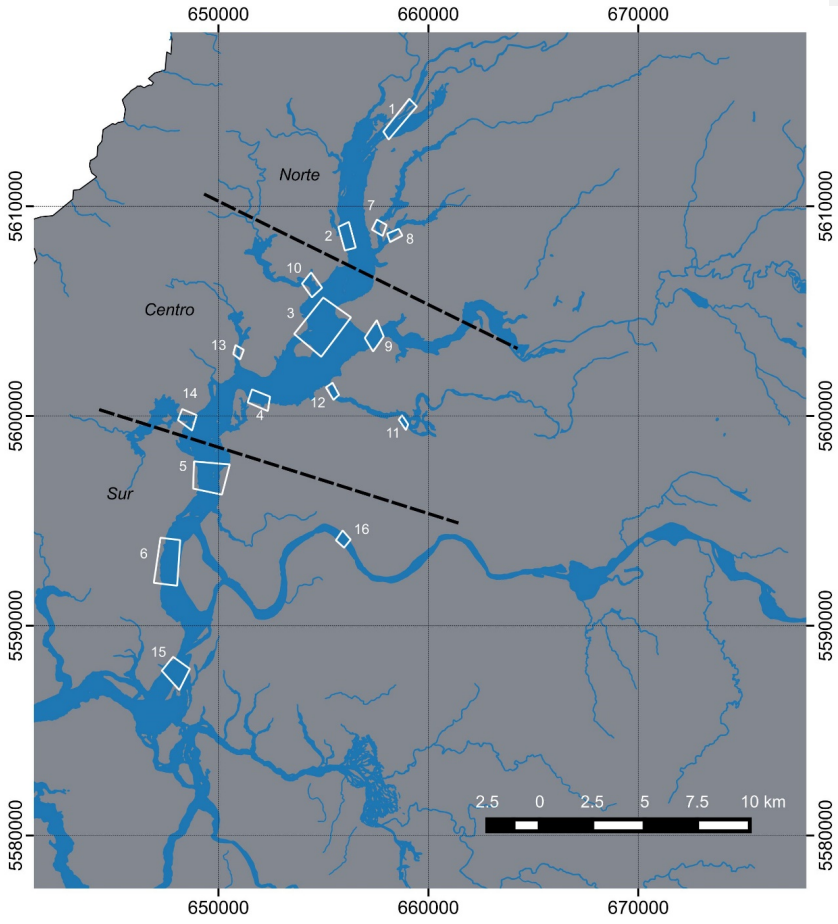


Figura 4.2.1.2.34. Ilustración de las tres zonas principales del humedal (norte, central y sur), junto con los polígonos de estudio para el cálculo de cobertura de macrófitas acuáticas y estimación de parámetros de calidad de agua. Los sectores de estudio corresponden a: 1. río Cruces, sector San Luis, 2. río Cruces, sector Santa María, 3. río Cruces, sector Isla Rialejo, 4. río Chorocamayo, 5. río Cruces, sector Punucapa, 6. río Cruces, sector Isla Teja, 7. río Nanihue, 8. río Cudico, 9. desembocadura del río Pichoy, 10. río Santa María, 11. río Cayumapu interior, 12. desembocadura del río Cayumapu, 13. río Tambillo, 14. río San Ramón , 15. río Valdivia, sector Torobayo, 16. río Calle Calle. Imagen proyectada en coordenadas UTM WSG 84, Huso 18 Sur.

La Figura 4.2.1.2.35 muestra los valores de reflectancia para el sector norte del humedal (San Luis, río Cruces sector Santa María y ríos Nanihue y Cudico). Si bien se observan valores de reflectancia levemente mayores en el sector de San Luis -en conjunto con un aumento en la reflectancia de infrarrojo cercano- cabe señalar que estos valores están dos o tres ordenes de magnitud por debajo a lo observado anteriormente por Lagos et al. (2008).

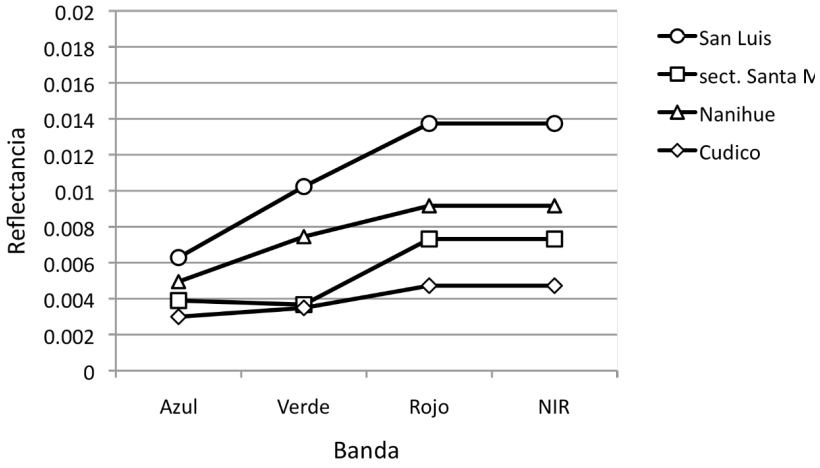


Figura 4.2.1.2.35. Variación espacial de la reflectancia en el sector norte del humedal. Se ilustra el valor promedio de reflectancia observada para las bandas azul, verde, roja e infrarroja cercana del sensor Landsat 8.

Por otra parte, en el sector central del humedal y con la única excepción del sector interior o medio del río Cayumapu, la calidad del agua es mucho mejor, presentando valores correspondientes a una mayor transparencia del agua (Fig. 4.2.1.2.36 y 4.2.1.2.37). Se evidencia un gradiente local, con valores de reflectancia mayores en los sitios de Tambillo, Chorocamayo y San Ramón (Fig. 4.2.1.2.36) en comparación a los sitios de Santa Clara, río Santa María y la desembocadura del río Pichoy (Fig. 4.2.1.2.37). Este sector se caracteriza por una buena cobertura de macrofitas acuáticas, presentando una leve heterogeneidad espacial, probablemente

asociada a diferencias en profundidad y caudal entre los distintos puntos del cauce del humedal.

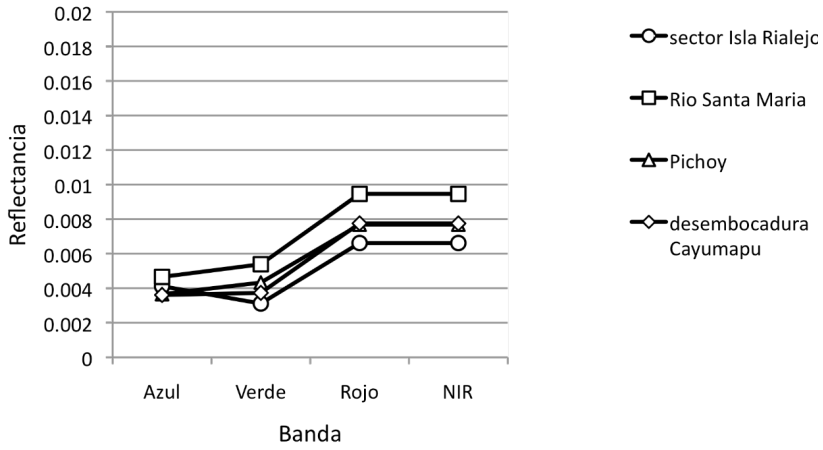


Figura 4.2.1.2.36. Variación espacial de la reflectancia en el sector central del humedal. Se ilustra el valor promedio de reflectancia observada para las bandas azul, verde, roja e infrarroja cercana del sensor Landsat 8.

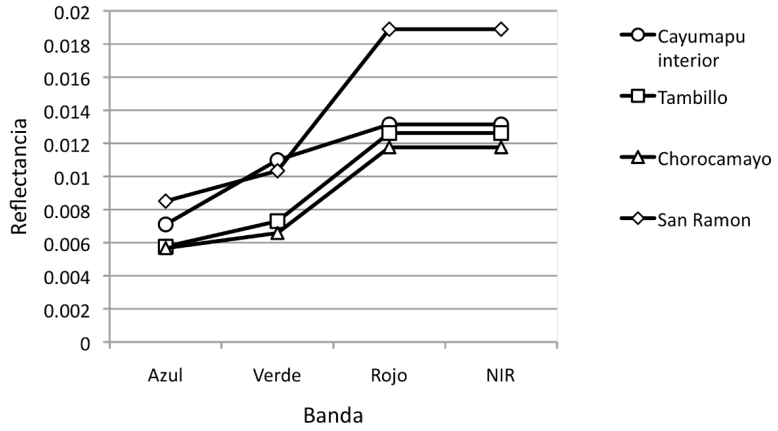


Figura 4.2.1.2.37. Variación espacial de la reflectancia en el sector central del humedal. Se ilustra el valor promedio de reflectancia observada para las bandas azul, verde, roja e infrarroja cercana del sensor Landsat 8.

Finalmente, el sector sur del humedal presenta valores mayores de reflectancia, particularmente en los sectores de Punucapa e Isla Teja, mientras que el río Calle Calle se caracteriza por presentar los valores más bajos de reflectancia y por ende mayor transparencia del agua. Con excepción de este último sector, todos se caracterizan por reflectancias relativamente mayores en las bandas roja e infrarroja cercana, que serían consistentes con la presencia de macrófitas acuáticas en estos sitios (Fig. 4.2.1.2.38).

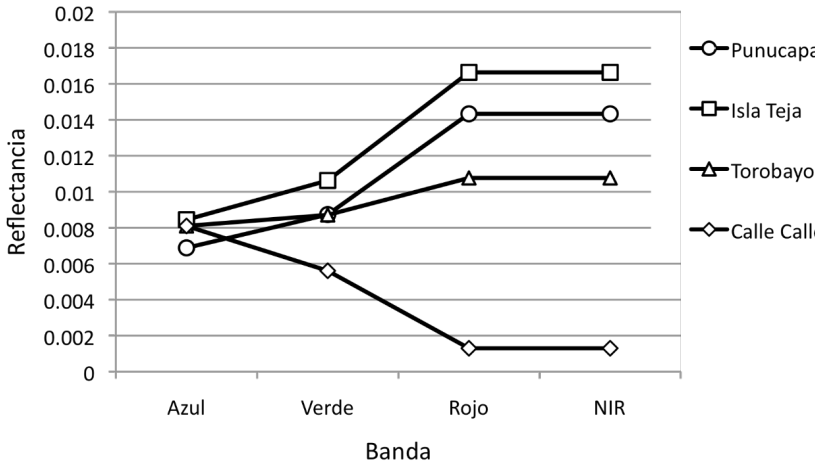


Figura 4.2.1.2.38. Variación espacial de la reflectancia en el sector central del humedal. Se ilustra el valor promedio de reflectancia observada para las bandas azul, verde, roja e infrarroja cercana del sensor Landsat 8.

4.2.1.2.5. Conclusiones

• El área de estudio ha presentado una disminución significativa desde el año 2014 en los parámetros de temperatura del agua, conductividad y transparencia. Sin embargo, esta variabilidad puede reflejar la diferencia en la fecha de muestreo (diciembre 2014 *versus* noviembre 2015), al igual que condiciones hidrológicas diferenciales producto del periodo de sequía

experimentado hasta el año 2014. Por otra parte, existe además una interacción significativa entre el tiempo y sitio de muestreo, indicando respuestas locales en la variación de estos parámetros. Esto es más extremo en el caso de los sólidos suspendidos totales, donde siete de lo sitios estudiados no difieren significativamente en la cantidad de sólidos suspendidos totales observada durante los años 2014 y 2015.

• El área de estudio en general, pero particularmente su zona central se caracteriza por presentar una mayor transparencia del agua, con valores más bajos de reflectancia. Se evidencian diferencias particulares en sitios como el sector medio del río Cayumapu, que se aleja de los sitios restantes en varios parámetros, además de la reflectancia. Es muy posible que estas variaciones espaciales den cuenta del efecto de las fuentes de variación local en la calidad del agua, particularmente respecto a la transparencia del agua. Estas fuentes locales de variación probablemente incluyen aportes diferenciales de sedimentos en distintos puntos del HRC.

• Durante el año 2015, la distribución espacial de las macrófitas acuáticas fue muy similar a la documentada en el año 2014, particularmente para el caso del Luchecillo (*Egeria densa*). En el caso del Huiro verde (*Potamogeton lucens*), se concluye que esta especie cuenta con una distribución más restringida, lo que podría reflejar barreras abióticas a su distribución en el humedal. Sin embargo, no se cuenta con la información necesaria para aseverar si esta especie enfrenta restricciones de tipo abiótico solamente.

• La distribución histórica de especies como el Huiro (*Potamogeton pusillus*) o la Flecha de agua (*Sagittaria montevidensis*), es importante en el humedal del río Cruces y ríos tributarios. La distribución ambiental modelada de ambas especies es amplia lo que indica que las condiciones ambientales actuales en el área son favorables para expansión espacial de las mismas. Se ha observado frecuentemente su aparición en zonas de dominancia por parte del Luchecillo,

por lo que monitoreos posteriores permitirán determinar el curso de la interacción a nivel poblacional entre ambas especies.

• El Loto (*Nymphaea alba*) y la Totora (*Scirpus californicus*), presentan una amplia extensión en el humedal, con un patrón muy parchoso, donde las condiciones más idóneas se asocian a la ribera o sectores someros. No se evidencian cambios notorios en su distribución entre los años 2014 y 2015.

• Se concluye finalmente que si bien el humedal del río Cruces y sus ríos tributarios, han experimentado en décadas anteriores una importante variación espacio-temporal en sus atributos de calidad del agua, estos parámetros son dinámicos, observandose diferencias interanuales significativas en la mayoría de los parámetros y sitios, pese a lo cual se evidencia una distribución amplia de las principales macrófitas acuáticas en el HRC.

4.2.1.2.6. Referencias

Ahn, Y. H., P. Shanmugam, J. Hyung-Ryu. 2004. Atmospheric correction of the Landsat satellite imagery for turbid waters. Gayana 68:1-8.

Antoine, D., A. Morel. 1999. A multiple scattering algorithm for atmospheric correction of remotely sensed ocean color (MERIS instrument): principle and implementation for atmo- spheres carrying various aerosols including absorbing ones. International Journal of Remote Sensing 20:1875-1916.

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.

Franklin, J. 2009. Mapping Species Distributions: Spatial Inference and Prediction. Cambridge University Press, Cambridge.

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.

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.

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.

Ortega-Huerta, M.A., A.T. Peterson. 2008. Modeling ecological niches and predicting geographic distributions: a test of six presence-only methods. Revista Mexicana De Biodiversidad 79: 205-216.

Papes, M., P. Gaubert. 2007. Modelling ecological niches from low num-bers of occurrences: assessment of the conservation status of poorly known viverrids (Mammalia, Carnivora) across two continents. Diversity and Distributions 13: 890-902.

Parslow, J.S., G. Harris. 1990. Remote sensing of marine photosynthesis. p. 269-90. IN: R. J. Hobbs and H. A. Mooney (eds.) Remote Sensing of Biosphere Functioning Springer Verlag. New York, NY, USA.

Penuelas, J., J.A. Gamon, K.L. Griffin, C.B. Field. 1993. Assessing community type, plant biomass, pigment composition, and photosynthetic efficiency of aquatic vegetation from spectral reflectance. Remote Sensing of Environment, 46: 110-118. Phillips, S.J., Anderson, R.P., Schapire, R.E. 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. Ecological Modelling 190: 231-259.

Phillips, S.J., M. Dudík. 2008. Modeling of species distributions with Maxent: new extensions and a comprehensive evaluation. Ecography 31: 161-175.

Strickland, J.D.H., T.R. Parsons. 1972. A Practical Handbook of Seawater Analysis. Bulletin No. 167, second edition, Fisheries Research Board of Canada, Ottawa, Canada.

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.

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.

4.2.2. MACROINFAUNA DE FONDOS SEDIMENTARIOS

4.2.2.1. 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 primariamente 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 el contexto mencionado anteriormente, se analizan en este Capítulo los resultados del primer año del Programa de Monitoreo del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios (HRC) en cuanto a la estructura comunitaria de la macroinfauna bentónica de fondos sedimentarios. Tales resultados se comparan con los obtenidos en el Programa de Diagnóstico Ambiental del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios, realizado durante el año 2014.

4.2.2.2. Objetivos

• Estudiar la distribución de la macroinfauna de invertebrados bentónicos que ocurren en los fondos sedimentarios del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios (HRC), durante el otoño y primavera del año 2015.

• Analizar la riqueza de especies, abundancia y biomasa de esa 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 2015.

• Comparar los resultados del año 2015 (Programa de Monitoreo del HRC) con los del año 2014 (Programa de Diagnóstico del HRC).

4.2.2.3. Material y métodos

Obtención de las muestras de macroinfauna y sedimentos

Los muestreos destinados a análisis de macroinfauna bentónica se realizaron los días 21 y 22 de abril 2015 (campaña de otoño) y 17 de noviembre de 2015 (campaña de primavera); se seleccionaron seis sitios de estudio los cuales se muestran en la Figura 4.2.2.1: río Cruces, sector estuarial (sector Fuerte San Luis, Punucapa e Isla Teja); ríos tributarios del río Cruces, sector estuarial (río Pichoy y Cayumapu) y fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios (río Calle Calle). 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.

Las muestras de sedimento destinadas al análisis de la macroinfauna bentónica se recolectaron en cada sitio mediante buceo autónomo en dos niveles de profundidad: orillas y cauces (cuatro muestras por nivel, ocho muestras por sitio), utilizando 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 una lancha de

muestreo; las muestras se mantuvieron en formalina con agua del estuario al 10% para posteriormente ser filtradas en mallas de 500 micrones de trama. El residuo se conservó para su posterior identificación y recuento de macroinvertebrados bentónicos bajo lupa estereoscópica. La identificación de los taxa se realizó hasta el nivel taxonómico más bajo posible.

El sedimento recolectado para los análisis sedimentológicos se guardó en frio en bolsas plásticas previamente rotuladas. En cada uno de los sitios de muestreo se recolectaron además sedimentos para mediciones de pH y potencial de óxido reducción (redox) utilizándose una sonda multiparamétrica para mediciones *in situ* enterrada a una profundidad de 3 cm en el sedimento.

Análisis estadísticos

Para evaluar eventuales diferencias en las características texturales, granulométricas, contenido de materia orgánica, pH y redox de los fondos sedimentarios de las áreas de muestreo, se realizaron análisis de varianza de una vía (ANDEVA) (Sokal & Rohlf, 1995). Previamente los datos de las características texturales (expresados en porcentajes) se transformaron mediante transformación angular (*i.e*., arco seno de la raíz cuadrada de los datos) para cumplir con los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas. Los datos de pH y redox – los cuales no se cumplieron estos supuestos – fueron transformados mediante la expresión log (x+1).

Para comprobar normalidad y homogeneidad de varianzas se utilizó la prueba estadística de Kolmogorov-Smirnov y el test de Levene (Sokal & Rohlf, 1995). En aquellos ANDEVA donde se encontraron diferencias significativas entre los grupos analizados, se realizó un test *a posteriori* Tukey con el Programa Sigmaplot 11.0; esto con el objetivo de identificar la o las entidades con características sedimentológicas significativamente diferentes (Sokal & Rohlf, 1995). Cuando los datos no cumplieron

con los supuestos básicos de normalidad se utilizó el test no paramétrico de Kruskal Wallis.

Las abundancias de la macroinfauna de cada sitio se utilizaron para estimaciones de riqueza de especies, Índice de Diversidad de Shannon-Wiener y Uniformidad de Pielou (Pielou, 1984; Brower & Zar, 1977). Se realizaron análisis de varianza de una vía (ANDEVA), de igual forma que para los análisis texturales.

Con el objetivo de evaluar eventuales asociaciones faunísticas entre sitios de muestreo se realizaron análisis de escalamiento multidimensional no métrico (MDS, por sus siglas en inglés), el cual minimiza la distancia de similitud entre los objetos estudiados, 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 el análisis. Los resultados de la distribución espacial de las agrupaciones se generan sobre un plano cartesiano de dos o tres dimensiones; el MDS 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, y 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), corresponde a un excelente modelo de asociación (Kruskal, 1964).

Textura, granulometría, contenido de materia orgánica total, pH y potencial de óxido reducción 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 micrones 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 micrones) y fango (partículas inferiores a 63 micrones). La fracción arena y agregados biogénicos se trató con ultrasonido durante 30 minutos y

se tamizó a través de un colador de 63 micrones, 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.

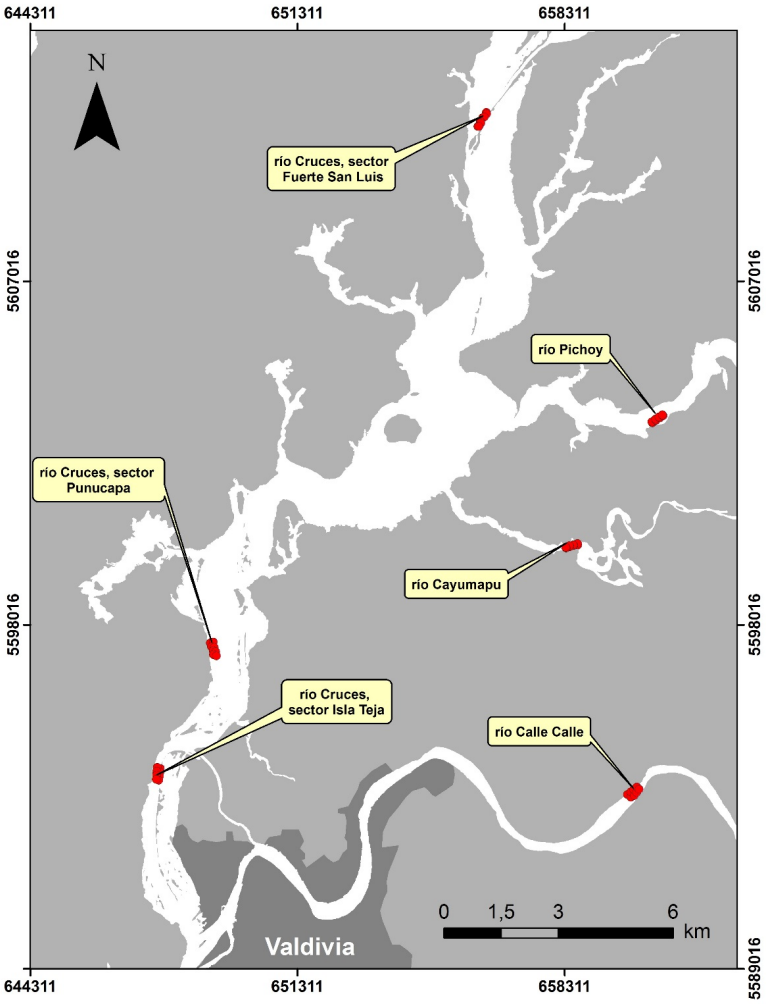


Figura 4.2.2.1. Ubicación de los sitios de muestreo seleccionadas para el estudio de la macroinfauna bentónica de fondos sedimentarios. En cada uno de los sitios se obtuvieron cuatro muestras en las orillas (<1.5 m de profundidad) y cuatro en los cauces de los mismos (>2.5 m de profundidad).

4.2.2.4. Resultados

Textura, granulometría, contenido de materia orgánica total, potencial de óxido reducción y pH en el sedimento

Las Tablas 4.2.2.1 a 4.2.2.6 muestran los valores porcentuales de los contenidos de grava, arena, fango, agregados biogénicos, materia orgánica total y tamaño de las partículas correspondientes a la fracción de arena.

La grava (partículas de diámetro mayor a 2 mm), sólo estuvo presente durante la primavera de 2015 (noviembre), en los sedimentos de la orilla y cauce del sector de Punucapa (32,1 y 8,5%, respectivamente) y en aquellos del cauce del río Calle Calle (9,5%) (Tabla 4.2.2.1).

Tabla 4.2.2.1. Comparación interanual de los valores porcentuales promedio de grava en los sedimentos del área de estudio durante noviembre 2014, abril y noviembre de 2015. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

	grava (%)					
Estaciones	**primavera 2014 (noviembre)**		**otoño 2015 (abril)**		**primavera 2015 (noviembre)**	
	orilla	**cauce**	**orilla**	**cauce**	**orilla**	**cauce**
Eje central del río Cruces (sector estuarial)						
sector Fuerte San Luis	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
sector Punucapa	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	32,1 (41,0)	8,5 (15,9)
sector Isla Teja	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
Ríos tributarios del río Cruces (sector estuarial)						
río Pichoy	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
río Cayumapu	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios						
río Calle Calle	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	9,5 (18,9)

Durante el muestreo de abril del año 2015 (campaña de otoño), la arena (partículas comprendidas entre 63 y 2000 micrones) fue la fracción dominante en cinco de los seis sitios de estudio, tanto en la orilla como en el cauce de los mismos (la excepción fue el sitio ubicado en el río Cayumapu). Los valores porcentuales de arena fueron más altos en aquellos sitios del cauce que en los de la orilla. El sitio que presentó el mayor valor porcentual de arena fue el sector Isla Teja (98,1%), en tanto que el menor valor se registró en el río Cayumapu (32,5%) (Tabla 4.2.2.2). Los sitios que presentaron diferencias significativas ($p<0,05$) entre orilla y cauce, fueron el sector del Fuerte San Luis, Isla Teja y río Calle Calle; en todos estos sitios, los porcentajes de arena fueron significativamente más altos ($p<0,05$) en los sedimentos de los cauces que en las orillas (Tabla 4.2.2.2).

Durante noviembre del año 2015 (campaña de primavera), la fracción arena dominó en cinco de los seis sitios de estudio. Los porcentajes más altos se registraron en los sedimentos de los cauces de los sectores del Fuerte San Luis e Isla Teja (82,2 y 81,3%, respectivamente), en tanto que los valores más bajos se registraron en los sedimentos del río Cayumapu (<22%) (Tabla 4.2.2.2). Similar a lo observado durante la campaña de otoño, se presentó la misma tendencia; *i.e.*, los porcentajes de arena fueron más altos en los cauces que en las orillas de todos los sitios de estudio, aun cuando sólo se encontraron diferencias significativas ($p<0,05$) en el sector del Fuerte San Luis (Tabla 4.2.2.2).

Durante el Programa de Diagnóstico Ambiental del HRC (noviembre 2014), la arena también fue la fracción dominante en los sedimentos tanto en la orilla como en aquellos del cauce. Los valores porcentuales más altos se registraron en los sedimentos del cauce de los ríos Pichoy y Calle Calle (92,6 y 98,2%, respectivamente), los valores porcentuales de arena fueron significativamente más altos ($p<0,05$), en los sedimentos del cauce *versus* la orilla para el río Calle Calle (Tabla 4.2.2.2).

Tabla 4.2.2.2. Valores porcentuales promedio de arena en los sedimentos de orillas y cauces del área de estudio durante noviembre 2014, abril y noviembre de 2015. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis. Los valores en negrilla son promedios significativamente diferentes (p<0,05) al comparar sedimentos de orillas y cauces para cada sitio. * = se usó Prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis cuando no se cumplieron los supuestos de ANDEVA.

	arena (%)					
Estaciones	**primavera 2014 (noviembre)**		**otoño 2015 (abril)**		**primavera 2015 (noviembre)**	
	orilla	**cauce**	**orilla**	**cauce**	**orilla**	**cauce**
Eje central del río Cruces (sector estuarial)						
sector Fuerte San Luis	69,1 (14,2)	88,2 (18,7)	**55,4 (28,3)**	**92,6 (1,6)**	**31,9 (15,2)**	**82,2 (19,6)**
sector Punucapa	39,0 (20,8)	39,9 (5,6)	50,0 (17,1)	72,2 (44,3)	44,1 (29,3)	62,8 (36,5)
sector Isla Teja	70,5 (35,4)	88,0 (2,0)	**71,6 (24,8)**	**98,1 (1,1)***	62,5 (23,2)	81,3 (19,0)
Ríos tributarios del río Cruces (sector estuarial)						
río Pichoy	77,5 (17,6)	92,6 (6,7)	75,9 (14,2)	90,1 (6,5)	47,2 (16,6)	78,0 (27,2)
río Cayumapu	34,7 (20,7)	37,1 (27,3)	19,0 (12,7)	32,5 (22,3)	16,0 (8,8)	21,3 (20,6)
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios						
río Calle Calle	**82,7 (9,9)**	**98,2 (1,6)**	**66,5 (16,3)**	**95,5 (2,5)**	36,9 (11,8)	56,1 (40,1)

Durante el muestreo de otoño del año 2015 (abril), la fracción fango (*i.e.,* partículas con diámetros inferiores a 63 micrones) presentó su valor porcentual más alto tanto en la orilla como en el cauce del sitio ubicado en el río Cayumapu, con valores porcentuales superiores al 60% (Tabla 4.2.2.3). A su vez, los valores porcentuales más bajos de fango ocurrieron en el cauce de los sitios ubicados en los sectores del Fuerte San Luis (6,5%), Isla Teja (1,2%), río Pichoy (7,3 %) y río Calle Calle (3,5%). Los sitios que presentaron diferencias significativas (p<0,05) entre los porcentajes de fango en los sedimentos de las orilla y cauces, fueron el sector Fuerte San Luis, Isla Teja y río Calle

Calle; en todos estos sitios, los porcentajes de fango fueron significativamente más altos ($p<0,05$) en la orilla de los mismos (Tabla 4.2.2.3).

En noviembre del año 2015 (campaña de primavera), los valores porcentuales más altos de fango tanto en la orilla como en el cauce, también ocurrieron en el río Cayumapu alcanzando valores de 67,5 y 63,3%, respectivamente (Tabla 4.2.2.3). En general, los valores porcentuales de fango fueron más altos en las orillas que en los cauces de los sitios de estudio, aun cuando sólo se encontraron diferencias significativas ($p<0,05$) en el sector del Fuerte San Luis y en el río Pichoy. El valor porcentual más bajo ocurrió en los sedimentos del cauce del río Pichoy (5,9%) (Tabla 4.2.2.3).

Durante el Programa de Diagnóstico Ambiental (noviembre 2014), el fango presentó valores más altos en los sedimentos de las orillas que en aquellos del cauce de los sitios de estudio (Tabla 4.2.2.3). Los valores más altos se registraron en el sector Punucapa (39,0 y 38,0% en los sedimentos de la orilla y cauce, respectivamente) y los más bajos en el sector río Calle Calle (11,3 y 1,3 % en los sedimentos de la orilla y cauce, respectivamente). Se evidenció sólo diferencias significativas ($p<0,05$) al comparar los porcentajes de fango en los sedimentos del río Pichoy (más altos en las orillas) (Tabla 4.2.2.3).

Tabla 4.2.2.3. Valores porcentuales promedio de fango en los sedimentos de orillas y cauces del área de estudio durante noviembre 2014, abril y noviembre de 2015. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis. Los valores en negrilla son promedios significativamente diferentes (p<0,05) al comparar sedimentos de orillas y cauces para cada sitio. * = se usó Prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis cuando no se cumplieron los supuestos de ANDEVA.

	fango (%)					
Estaciones	**primavera 2014 (noviembre)**		**otoño 2015 (abril)**		**primavera 2015 (noviembre)**	
	Orilla	**cauce**	**orilla**	**cauce**	**orilla**	**cauce**
Eje central del río Cruces (sector estuarial)						
sector Fuerte San Luis	23,2 (15,9)	10,5 (17,0)	**38,4 (22,6)**	**6,5 (1,0)**	**50,1 (7,1)**	**12,2 (13,0)***
sector Punucapa	39,0 (18,9)	38,0 (12,6)	48,4 (16,9)	26,4 (43,0)	19,3 (19,4)	25,6 (38,5)
sector Isla Teja	24,5 (31,4)	10,6 (1,5)	**27,4 (24,4)**	**1,2 (0,8)***	34,0 (22,3)	15,5 (17,0)
Ríos tributarios del río Cruces (sector estuarial)						
río Pichoy	**11,1 (7,9)**	**1,1 (1,0)**	21,7 (13,1)	7,3 (3,9)	**43,2 (12,1)**	**5,9 (5,2)**
río Cayumapu	33,0 (5,0)	26,9 (8,5)	74,0 (11,9)	61,6 (19,3)	67,5 (4,8)	63,3 (19,6)
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios						
río Calle Calle	11,3 (11,0)	1,3 (1,6)	**29,8 (16,9)**	**3,5 (2,0)**	59,2 (10,5)	32,6 (40,3)

Durante el muestreo de abril del año 2015 (campaña de otoño), los contenidos de agregados biogénicos, fueron en general más altos en los sedimentos en aquellos sitios de las orillas que en los del cauce. Los sitios que presentaron mayor valor porcentual fueron los sectores Fuerte San Luis y en el río Cayumapu (6,3 y 7,1%, respectivamente) y menor valor en los sectores de Isla Teja y Punucapa (0,9 y 1,7 %, respectivamente) (Tabla 4.2.2.4). Los resultados de los análisis estadísticos no encontraron diferencias significativas (p>0,05) al comparar sedimentos del cauce *versus* orilla (Tabla 4.2.2.4).

Durante noviembre del año 2015 (campaña de primavera), con excepción del río Pichoy, los valores porcentuales de agregados biogénicos fueron más altos en aquellos sitios de las orillas que en los del cauce. Los sitios que presentaron valores porcentuales más altos en los sedimentos de las orillas fueron los sectores de Fuerte San Luis y en el río Cayumapu (18,1 y 16,5%, respectivamente) y los valores más bajos fueron los sectores Isla Teja y río Calle Calle (3,5 y 3,9%, respectivamente). En tanto, los valores porcentuales más altos en los sedimentos del cauce se registraron en el río Pichoy (16,1%) y río Cayumapu (15,4%) y el valor más bajo en el río Calle Calle (1,8%) (Tabla 4.2.2.4). Se encontraron diferencias entre orilla y cauce, siendo éstas no significativas en los diferentes sitios en estudio ($p>0,05$) (Tabla 4.2.2.4).

Durante el Programa de Diagnóstico Ambiental (noviembre 2014), los valores de agregados biogénicos fueron dominantes en los sedimentos tantos en la orillas como en aquellos del cauce. El valor porcentual más altos se registró en el río Cayumapu (32,3 y 36,0% en los sedimentos de la orilla y cauce, respectivamente) y los más bajos en el sector río Calle Calle (1,1 y 0,5 % en los sedimentos de la orilla y cauce, respectivamente). Presentando diferencias significativas ($p<0,05$), al comparar los porcentajes de agregados biogénicos en los sedimentos del sector del Fuerte San Luis (siendo el valor más alto en las orillas) (Tabla 4.2.2.4).

Tabla 4.2.2.4. Valores porcentuales promedio de agregados biogénicos en los sedimentos de orillas y cauces del área de estudio durante noviembre 2014, abril y noviembre de 2015. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis. Los valores en negrilla son promedios significativamente diferentes (p<0,05) al comparar sedimentos de orillas y cauces para cada sitio. * = se usó Prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis cuando no se cumplieron los supuestos de ANDEVA.

	agregados biogénicos (%)					
Estaciones	**primavera 2014 (noviembre)**		**otoño 2015 (abril)**		**primavera 2015 (noviembre)**	
	orilla	**cauce**	**orilla**	**cauce**	**orilla**	**cauce**
Eje central del río Cruces (sector estuarial)						
sector Fuerte San Luis	**7,7 (3,7)**	**1,3 (1,7)**	6,3 (6,3)	0,9 (0,9)	18,1 (13,0)	5,6 (7,2)
sector Punucapa	18,5 (14,6)	19,3 (19,7)	1,7 (1,1)	1,4 (1,3)	4,4 (2,1)	3,1 (2,1)
sector Isla Teja	5,0 (4,8)	1,4 (1,1)	0,9 (1,1)	0,7 (0,5)	3,5 (1,7)	3,2 (2,7)
Ríos tributarios del río Cruces (sector estuarial)						
río Pichoy	11,4 (10,7)	2,4 (2,3)	2,5 (1,5)	2,6 (3,6)	9,6 (6,6)	16,1 (22,9)
río Cayumapu	32,3 (21,8)	36,0 (28,4)	7,1 (3,5)	5,9 (5,8)	16,5 (6,3)	15,4 (8,5)
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios:						
río Calle Calle	1,1 (0,9)	0,5 (0,4)	3,6 (2,5)	1,1 (0,9)	3,9 (2,1)	1,8 (6,6)

Durante otoño del año 2015 (abril), los contenidos de materia orgánica total fueron en todos los sitios de estudio más altos en los sedimentos de las orillas que en aquellos del cauce. Los valores porcentuales más altos se registraron en el río Cayumapu, tanto en los sedimentos de las orillas como del cauce (20,7 y 18,6%, respectivamente) y los valores porcentuales más bajos se registraron en el río Calle Calle (7,9 y 2,0% en los sedimentos de la orilla y cauce, respectivamente) (Tabla 4.2.2.5). Los sitios que presentaron deferencias significativa (p<0,05) entre orilla y cauce, fueron el sector del Fuerte San Luis, Isla Teja, río Pichoy y río Calle Calle; en

todos estos sitios, los porcentajes de materia orgánica fueron significativamente más altos ($p<0,05$) en los sedimentos de las orillas (Tabla 4.2.2.5).

Durante la campaña de primavera (noviembre de 2015), tantos los sedimentos de los sitios de las orillas como en aquellos del cauce los valores de materia orgánica total fueron dominante. Los valores porcentuales más altos se registraron en el sector del Fuerte San Luis (28,5% en los sedimentos de las orillas) y en el río Cayumapu (25,9% en los sedimentos del cauce). Los valores más bajos se registraron en el sector de Isla Teja (6,6% en los sedimentos de las orillas) y en el río Calle Calle (3,4% en los sedimentos del cauce) (Tabla 4.2.2.5). Los sitios que evidenciaron diferencias significativas ($p<0,05$) entre orilla y cauce, fueron el sector del Fuerte San Luis y río Calle Calle, siendo en los sedimentos de las orillas los valores significativamente más altos ($p<0,05$) (Tabla 4.2.2.5).

Durante el Programa de Diagnóstico Ambiental (noviembre 2014), los valores correspondiente a la materia orgánica registró la misma tendencia que la campaña de otoño (abril 2015); presentando los valores porcentuales más altos en los sedimentos de las orillas que en aquellos del cauce, exceptuando del río Cayumapu. Los valores más altos se registró en este río (21,8% y 25,5% en los sedimentos de las orillas y cauces, respectivamente) y los valores más bajos se registraron en el sector en el río Calle Calle (3,5 y 2,0% en los sedimentos de la orilla y cauce, respectivamente) (Tabla 4.2.2.5). Los sitios en estudio no presentaron diferencias significativas ($p>0,05$) al comparar sedimentos del cauce *versus* orilla. (Tabla 4.2.2.5).

Tabla 4.2.2.5. Valores porcentuales promedio de materia orgánica total en los sedimentos de orillas y cauces del área de estudio durante noviembre 2014, abril y noviembre de 2015. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis. Los valores en negrilla son promedios significativamente diferentes (p<0,05) al comparar sedimentos de orillas y cauces para cada sitio. * = se usó Prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis cuando no se cumplieron los supuestos de ANDEVA.

	materia orgánica total (%)					
Estaciones	**primavera 2014 (noviembre)**		**otoño 2015 (abril)**		**primavera 2015 (noviembre)**	
	orilla	**cauce**	**orilla**	**cauce**	**orilla**	**cauce**
Eje central del río Cruces (sector estuarial)						
sector Fuerte San Luis	14,8 (5,2)	9,9 (12,7)	**15,1 (6,7)**	**3,8 (0,7)***	**28,5 (2,5)**	**6,7 (5,4)***
sector Punucapa	12,7 (2,9)	8,9 (2,7)	11,6 (1,8)	5,5 (5,3)	8,7 (4,5)	8,3 (6,7)
sector Isla Teja	5,8 (1,6)	4,3 (1,6)	**8,5 (5,8)**	**2,4 (0,6)***	6,6 (2,5)	7,5 (3,6)
Ríos tributarios del río Cruces (sector estuarial)						
río Pichoy	14,3 (10,1)	2,7 (2,1)	**9,2 (4,2)**	**4,2 (0,6)**	16,4 (5,6)	15,4 (16,1)
río Cayumapu	21,8 (1,4)	25,5 (6,1)	20,7 (3,5)	18,6 (2,6)	19,9 (1,2)	25,9 (10,1)
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios:						
río Calle Calle	3,5 (1,6)	2,0 (2,9)	**7,9 (4,0)**	**2,0 (0,5)***	**8,8 (2,0)**	**3,4 (1,8)**

Durante el muestreo de abril del año 2015 (campaña de otoño), la variabilidad del tamaño de las partículas de arena, mostró en general y en todos los sitios que corresponden a arenas de tamaño medio (250-500 micrones; *cf.*, Folk, 1980), con excepción de aquellas ubicadas en los sedimentos de las orillas como el sector Punucapa (207,5 micrones), Isla Teja (177,3 micrones), Pichoy (247,7 micrones) y río Cayumapu (226,0 y 201,7 micrones en los sedimentos de la orilla y cauce, respectivamente), donde este último sitio presentó arenas de tamaño fino (125-250 micrones; *cf.*, Folk, 1980) (Tabla 4.2.2.6). Los sedimentos del cauce del sector del Fuerte San Luis (606,0 micrones) fue el único sitio que presentó arenas de tamaño grueso (> a 500 micras, *cf.*, Folk, 1980). Los resultados de los análisis estadísticos

mostraron diferencias significativas ($p<0,05$) entre orilla y cauce, en los sitios del sector Fuerte San Luis, Isla Teja y río Calle Calle (Tabla 4.2.2.6).

Durante el muestreo de noviembre del año 2015, (Campaña de primavera) cuatro de los seis sitios de estudio en los sedimentos de las orillas correspondieron a arenas de tamaño medio (250-500 micrones; *cf.*, Folk, 1980), con excepción del río Pichoy y río Calle Calle (248,9 y 163,4 micrones, respectivamente) donde las arenas fueron de tamaño fino (125-250 micrones, *cf.*, Folk, 1980). En los sedimentos de los cauces se evidenció una mayor variabilidad en el tamaño de las partículas de arena, por ejemplo, los sedimentos de los sectores de Isla Teja (226,5 micrones) y río Cayumapu (176,9 micrones) corresponden a arenas de tamaño fino (125-250 micrones), el sector de Punucapa (291,3 micrones), río Pichoy (462,5 micrones) y río Calle Calle (471,4 micrones) a arenas de tamaño medio (250-500 micrones) y el sector Fuerte San Luis a arenas de tamaño grueso (> a 500 micrones) (*cf*., Folk, 1980). Para esta campaña, los resultados de los análisis estadísticos entre la orilla y el cauce fueron significativamente diferentes ($p<0,05$) en los ríos Pichoy y Calle Calle (Tabla 4.2.2.6).

Durante el Programa de Diagnóstico Ambiental (noviembre 2014), la variabilidad del tamaño de las partículas de arena, mostró la misma tendencia, a la de abril de 2015: *i.e.,* arenas de tamaño fino (125-250 micrones, cf., Folk, 1980) se evidencio en el río Cayumapu (129,1 y 191,9 micrones en los sedimentos de las orillas y cauces, respectivamente) y en el sector Isla Teja (189,3 micrones en los sedimentos de las orillas). Arenas de tamaño medio (250-500 micrones; cf., Folk, 1980) se observó en el resto de los sitios tanto en los sedimentos de las orillas como en aquellas del cauce. Los resultados de los análisis estadísticos en el tamaño de la arena entre los sedimentos de las orillas *versus* cauce fueron significativamente diferentes ($p<0,05$) en el sector Fuerte San Luis, Isla Teja y ríos Pichoy (Tabla 4.2.2.6).

Tabla 4.2.2.6. Valores porcentuales promedio de tamaños de las partículas de la fracción arena en los sedimentos de orillas y cauces del área de estudio durante noviembre 2014, abril y noviembre de 2015. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis. Los valores en negrilla son promedios significativamente diferentes ($p<0,05$) al comparar sedimentos de orillas y cauces para cada sitio. * = se usó Prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis cuando no se cumplieron los supuestos de ANDEVA.

	tamaño de la arena (micrones)					
Estaciones	**primavera 2014 (noviembre)**		**otoño 2015 (abril)**		**primavera 2015 (noviembre)**	
	orilla	**cauce**	**orilla**	**cauce**	**orilla**	**cauce**
Eje central del río Cruces (sector estuarial)						
sector Fuerte San Luis	**237,9 (49,5)**	**426,8 (112,5)**	**279,9 (31,5)**	**606,0 (42,7)***	340,8	504,3 (247,5)
sector Punucapa	253,3 (131,1)	295,1 (84,4)	207,5 (107,5)	269,0 (33,9)	389,3 (176,1)	291,3 (102,2)
sector Isla Teja	**189,3 (18,4)**	**356,1 (44,8)**	**177,3 (19,4)**	**469,2 (80,9)**	272,6 (151,0)	226,5 (37,6)
Ríos tributarios del río Cruces (sector estuarial)						
río Pichoy	**266,1 (40,9)**	**390,6 (50,7)**	247,7 (69,7)	304,8 (34,6)	**248,9 (10,1)**	**462,5 (113,6)**
río Cayumapu	129,1 (14,4)	191,9 (76,8)	226,0 (81,9)	201,7 (66,6)	300,5 (144,4)	176,9 (31,5)
Fuera del humedal del río y sus ríos tributarios						
río Calle Calle	349,4 (197,2)	458,6 (16,5)	**256,7 (99,7)**	**386,6 (26,9)**	**163,4 (2,6)**	**471,4 (58,1)**

Durante el muestreo de abril de 2015 (campaña de otoño), los valores de la variabilidad del pH y el potencial de óxido reducción (redox), medidos en los sedimentos de los seis sitios de estudio, fueron en general más altos en esta campaña comparados con los de noviembre de 2014 y 2015 (Tabla 4.2.2.7), siendo el sector Punucapa, el sitio que presentó valores altos (7,5 y 7,7 en los sedimentos de la orilla y cauce, respectivamente) y el río Calle Calle valores bajos (6,9 y 7,2 en los sedimentos de la orilla y cauce, respectivamente). Los resultados no mostraron diferencias significativas ($p>0,05$), al comparar los valores de pH de las orillas *versus* cauces de los sitios en estudio (Tabla 4.2.2.7)

Durante el noviembre del año 2015 (campaña de primavera), el sitio con mayor valor de pH, fue el sector Fuerte San Luis (7,2 y 7,0 en los sedimentos de las orillas y cauces, respectivamente) y el sitio con menor valor, fue el sector Punucapa (6,5 en los sedimentos de las orillas y cauce). Los análisis estadísticos realizados a los sitios en estudio no mostraron diferencias significativas ($p>0,05$) (Tabla 4.2.2.7)

Durante el Programa de Diagnóstico Ambiental (noviembre 2014), los valores de pH presentó valores más alto en el sector Isla Teja (6,8 y 6,9 en los sedimentos de las orillas y cauces, respectivamente) y el más bajo en el río Calle Calle (5,9 y 6,3 en los sedimentos de la orilla y cauce, respectivamente). (Tabla 4.2.2.7). No se registraron diferencias significativas ($p>0,05$) entre los valores de pH de las orillas *versus* cauces, durante este estudio (Tabla 4.2.2.7).

Tabla 4.2.2.7. Variabilidad del pH en los sedimentos del área de estudio durante noviembre 2014, abril y noviembre 2015. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

	pH					
Estaciones	**primavera 2014 (noviembre)**		**otoño 2015 (abril)**		**primavera 2015 (noviembre)**	
	orilla	**cauce**	**orilla**	**cauce**	**orilla**	**cauce**
Eje central del río Cruces (sector estuarial)						
sector Fuerte San Luis	6,4 (0,2)	6,5 (0,3)	7,3 (0,2)	7,3 (0,2)	7,2 (0,1)	7,0 (0,3)
Sector Punucapa	6,6 (0,2)	6,7 (0,2)	7,5 (0,2)	7,7 (0,1)	6,5 (0,1)	6,5 (0,0)
sector Isla Teja	6,8 (0,1)	6,9 (0,1)	7,3 (0,3)	7,7 (0,0)	6,5 (0,1)	6,6 (0,1)
Ríos tributarios del río Cruces (sector estuarial)						
río Pichoy	6,5 (0,1)	6,5 (0,4)	7,1 (0,5)	7,2 (0,5)	6,6 (0,1)	6,5 (0,1)
río Cayumapu	6,6 (0,1)	6,6 (0,1)	7,3 (0,1)	7,5 (0,2)	6,8 (0,4)	6,7 (0,3)
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios						
río Calle Calle	5,9 (0,2)	6,3 (0,2)	6,9 (0,4)	7,2 (0,3)	6,7 (0,2)	6,7 (0,1)

Durante la campaña de otoño del año 2015 (abril), los valores de redox fueron negativos en los sedimentos de las orillas en el sector Fuerte San Luis y en el río Cayumapu (-109,9 y -83,7 mV, respectivamente) y en el cauce del río Cayumapu (-97,3mV) (*i.e.*, condiciones de menor oxigenación en el espacio intersticial de los sedimentos) (Tabla 4.2.2.8). En el resto de las estaciones se registraron valores de lectura positivos (*i.e.,* condiciones de mayor oxigenación en el espacio intersticial de los sedimentos). Se encontraron diferencias significativas ($p<0,05$), durante esta campaña al comparar los sedimentos de las orillas *versus* cauce en el sector Fuerte San Luis (Tabla 4.2.2.8).

Durante la campaña de primavera del año 2015 (noviembre), los valores redox negativos dominaron en general en cuatro de los seis sitios de estudio. Estos valores ocurrieron en las orillas del sector Fuerte San Luis (-30,8 mV), río Pichoy (-53,0 mV), río Cayumapu (-111,2 mV) y río Calle Calle (-91,6 mV) y en los cauces del río Cayumapu (-59,3 mV) y río Calle Calle (-85,3 mV) (Tabla 4.2.2.8). El resto de los sitios presentaron condiciones de mayor oxigenación en el espacio intersticial de los sedimentos. El sector Isla Teja y los ríos Pichoy y Cayumapu presentaron diferencias significativas ($p<0,05$) entre las orillas y cauces (Tabla 4.2.2.8).

Los valores de redox medidos durante el Programa de Diagnóstico Ambiental (noviembre 2014), fueron mayoritariamente negativos en los sedimentos de las orillas, siendo el valor más alto en el río Cayumapu (-108,5 mV) y más bajo en el río Calle Calle (-5,7 mV). Los valores positivos se detectaron en los sedimentos del cauce, exceptuando el sector Punucapa y río Cayumapu, presentando el valor más alto el río Pichoy (171,9 mV) y el valor más bajo en el sector de Fuerte San Luis (3,3 mV). Diferencias significativas ($p<0,05$), se evidenció en el sector Isla Teja y el río Cayumapu (Tabla 4.2.2.8).

Tabla 4.2.2.8. Variabilidad del potencial óxido reducción (redox) en el sedimento del área de estudio durante noviembre 2014, abril y noviembre 2015. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis. Los valores en negrilla son promedios significativamente diferentes ($p<0,05$) al comparar sedimentos de orillas y cauces para cada sitio. * = se usó Prueba no paramétrica de Kruskal-Wallis cuando no se cumplieron los supuestos de ANDEVA.

	redox (mV)					
Estaciones	**primavera 2014 (noviembre)**		**otoño 2015 (abril)**		**primavera 2015 (noviembre)**	
	orilla	**cauce**	**orilla**	**cauce**	**orilla**	**cauce**
Eje central del río Cruces						
sector Fuerte San Luis	-79,2 (12,0)	3,3 (79,3)	**-109,9 (27,1)**	**113,0 (32,0)**	-30,8 (95,9)	33,5 (52,4)
sector Punucapa	-71,1 (25,3)	-105,1 (19,6)	59,9 (94,5)	134,5 (39,7)	148,1 (57,2)	110,1 (102,3)
sector Isla Teja	**-56,6 (33,3)**	**78,7 (40,0)**	97,8 (24,5)	122,9 (26,6)	**55,5 (88,0)**	**199,6 (22,4)***
Ríos tributarios del río Cruces (sector estuarial)						
río Pichoy	**-68,8 (15,9)**	**171,9 (35,0)***	20,0 (144,7)	113,6 (53,3)	**-53,0 (65,6)**	**194,7 (62,0)**
río Cayumapu	-108,5 (14,2)	-63,6 (70,5)	-83,7 (55,3)	-97,3 (68,3)	**-111,2 (29,2)**	**-59,3 (7,4)***
Fuera del humedal del río						
río Calle Calle	-5,7 (99,1)	38,1 (179,6)	116,2 (193,6)	277,2 (27,7)	-91,6 (80,4)	-85,3 (57,5)

Macroinfauna bentónica

Composición específica

Durante las campañas realizadas en otoño y primavera del año 2015 (abril y noviembre),la composición taxonómica y abundancia (ind/m^2) de todos los taxa obtenidos en los sedimentos de cada sitio de estudio, los crustáceos fueron los organismos con mayor número de especies (*Paracorophium hartmannorum*, *Cyprideis beaconensis*, Phoxocephalidae, *Heterias exul*, y Cumacea), seguidos por insectos (Chironomidae, Tanypodine y *Stilobezzia* sp.), moluscos (*Littoridina cumingi*, *Pisidium* sp. y *Mulinia edulis*), poliquetos (*Prionospio (Minuspio) patagonica* y *Perinereis gualpensis*), oligoquetos (Tubificidae y Naididae), un hirudineo, un arácnido y un chordado (Tabla 4.2.2.9).

Durante el Programa de Diagnóstico Ambiental (noviembre 2014), la composición taxonómica fue de 4 crustáceos, 2 insectos, 2 poliquetos, 2 oligoquetos, 1 hirudineo, 1 molusco bivalvo y un chordado (Tabla 4.2.2.9).

Durante abril del año 2015 (campaña de otoño), el poliqueto *Prionospio (Minuspio) patagonica* y el anfípodo *Paracorophium hartmannorum* fueron los organismos más abundantes en el sector Punucapa e Isla Teja; estas dos especies estuvieron ausentes en el sector Fuerte San Luis, tanto en la orilla como en el cauce. En los ríos tributarios del río Cruces, como fuera del humedal, el oligoqueto de la familia Tubificidae, fue el organismo más abundante en los sedimentos de la orilla y cauce (Tabla 4.2.2.9).

En el muestreo de primavera del año 2015 (campaña primaveral), el oligoqueto de la familia Tubificidae fue el organismo más abundante en las orillas del eje central del río Cruces, en los ríos tributarios como fuera del humedal. Por otra parte, el poliqueto *Prionospio (Minuspio) patagonica* y el anfípodo *Paracorophium*

hartmannorum fueron los individuos más abundantes en los sedimentos del cauce del río Cruces, sector Punucapa e Isla Teja, en sector del Fuerte San Luis dominaron oligoquetos de las familias Tubificidae y Naididae (284,1 y 397,7 ind/m^2, respectivamente) en los ríos tributarios y fuera del humedal domino el oligoqueto de la familia Tubificidae. El poliqueto *Prionospio (Minuspio) patagonica* estuvo ausente en los ríos tributarios del humedal (Tabla 4.2.2.9).

Durante el Programa de Diagnóstico Ambiental (noviembre 2014), los oligoquetos, representados por la familia Tubificidae, estuvieron presentes en todas las estaciones muestreadas en el eje central del río Cruces, tanto en la orilla como en el cauce y fueron los organismos más abundantes en la mayoría de las estaciones. En los ríos tributarios del humedal del río Cruces, estos oligoquetos fueron también los organismos más abundantes en todas las estaciones, con excepción del cauce del río Pichoy, donde estuvieron ausentes (Tabla 4.2.2.9). Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios, estos oligoquetos también fueron los organismos más abundantes, los valores más altos se registraron en la orilla como en el cauce del río Calle Calle (9.715,9 y 1.875,0 ind/m^2, respectivamente) (Tabla 4.2.2.9). Otro taxón numéricamente importante, fue el poliqueto *Prionospio (Minuspio) patagonica*, con la mayor abundancia (9.772,7 ind/m^2) en el río Cruces, sector Isla Teja (orilla). En los ríos tributarios del humedal, esta especie no estuvo presente (Tabla 4.2.2.9).

Tabla 4.2.2.9. Abundancia (ind/m^2) de la macroinfauna bentónica presente en los sedimentos del área de estudio, durante noviembre 2014, abril y noviembre 2015. 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	orilla	cauce	orilla	cauce	orilla	cauce
POLYCHAETA						
Prionospio (M) patagonica	0	170,5	0	0	0	0
Perinereis gualpensis	0	0	0	0	0	0
OLIGOCHAETA						
Tubificidae	511,4	113,6	113,6	56,8	3.465,9	284,1
Nais pardalis	0	340,9	0	0	3.579,5	397,7
INSECTA						
Chironomidae	56,8	113,6	0	0	0	0
Tanypodine	0	0	113,6	0	454,5	56,8
Stilobezzia sp.	0	0	0	0	0	0
CRUSTACEA						
Paracorophiun hartmannorum	0	0	0	0	0	0
Cyprideis beaconensis	0	0	0	0	0	0
Phoxocephalidae	0	0	0	0	0	0
Heterias exul	0	0	0	0	0	0
Cumacea	0	0	0	0	0	0
HIRUDINEA						
Hirudinea	0	0	0	0	0	0
MOLLUSCA						
Littoridina cumingi	0	0	0	0	0	0
Pisidium sp.	0	0	0	0	0	0
Mulinia edulis	0	0	0	0	0	0
CHORDATA						
Geotria australis	0	0	0	0	0	0
ARACHNIDA						
Hydracarina	0	0	0	0	0	0

Continuación **Tabla 4.2.2.9.**

Eje central del río Cruces (sector estuarial)	Punucapa					
	primavera 2014 (noviembre)		otoño 2015 (abril)		primavera 2015 (noviembre)	
TAXA	**orilla**	**cauce**	**orilla**	**cauce**	**orilla**	**cauce**
POLYCHAETA						
Prionospio (M) patagonica	568,2	1.250,0	965,9	227,3	1.193,2	1.818,2
Perinereis gualpensis	113,6	56,8	284,1	113,6	568,2	625,0
OLIGOCHAETA						
Tubificidae	965,9	1.079,5	227,3	0	852,3	0
Nais pardalis	56,8	56,8	0	0	0	0
INSECTA						
Chironomidae	56,8	56,8	56,8	0	0	0
Tanypodine	56,8	0	0	0	0	0
Stilobezzia sp.	0	0	0	0	0	0
CRUSTACEA						
Paracorophiun hartmannorum	170,5	0	227,3	56,8	738,6	1.363,6
Cyprideis beaconensis	170,5	56,8	0	0	0	0
Phoxocephalidae	0	0	56,8	0	0	0
Heterias exul	0	0	0	0	0	0
Cumacea	0	0	113,6	0	0	0
HIRUDINEA						
Hirudinea	0	0	0	0	0	0
MOLLUSCA						
Littoridina cumingi	0	0	0	0	0	0
Pisidium sp.	0	0	0	0	0	0
Mulinia edulis	0	0	0	0	0	0
CHORDATA						
Geotria australis	0	0	0	0	0	0
ARACHNIDA						
Hydracarina	0	0	0	0	0	0

Continuación **Tabla 4.2.2.9.**

Eje central del río Cruces (sector estuarial)	Isla Teja					
	primavera 2014 (noviembre)		otoño 2015 (abril)		primavera 2015 (noviembre)	
TAXA	orilla	cauce	orilla	cauce	orilla	cauce
POLYCHAETA						
Prionospio (M) patagonica	9.772,7	852,3	7.500,0	1.420,5	56,8	2.329,5
Perinereis gualpensis	795,5	56,8	1.988,6	0	397,7	795,5
OLIGOCHAETA						
Tubificidae	2.840,9	2.500,	56,8	0	0	0
Nais pardalis	0	0	0	0	0	0
INSECTA						
Chironomidae	170,5	0	0	0	0	0
Tanypodine	0	0	0	0	0	0
Stilobezzia sp.	0	0	0	0	0	0
CRUSTACEA						
Paracorophiun hartmannorum	2.954,5	56,8	8.863,6	340,9	852,3	1.704,5
Cyprideis beaconensis	0	0	0	0	0	0
Phoxocephalidae	0	56,8	0	454,5	0	0
Heterias exul	56,8	0	56,8	0	0	0
Cumacea	0	0	113,6	0	0	0
HIRUDINEA						
Hirudinea	0	0	0	0	0	0
MOLLUSCA						
Littoridina cumingi	56,8	0	0	0	0	0
Pisidium sp.	0	0	0	0	0	0
Mulinia edulis	0	0	0	0	0	0
CHORDATA						
Geotria australis	0	0	0	0	0	0
ARACHNIDA						
Hydracarina	0	0	0	0	0	0

Continuación **Tabla 4.2.2.9.**

Ríos tributarios del río Cruces	río Pichoy					
	primavera 2014 (noviembre)		otoño 2015 (abril)		primavera 2015 (noviembre)	
TAXA	orilla	cauce	orilla	cauce	orilla	cauce
POLYCHAETA						
Prionospio (M) patagonica	0	0	0	0	0	0
Perinereis gualpensis	0	0	0	0	0	0
OLIGOCHAETA						
Tubificidae	1.477,3	0	56,8	170,5	1.193,2	0
Nais pardalis	738,6	0	0	0	284,1	0
INSECTA						
Chironomidae	170,5	56,8	0	0	340,9	0
Tanypodine	56,8	0	0	0	0	0
Stilobezzia sp.	0	0	0	113,6	0	0
CRUSTACEA						
Paracorophiun hartmannorum	0	0	0	0	0	56,8
Cyprideis beaconensis	0	0	0	0	0	0
Phoxocephalidae	113,6	0	0	0	0	0
Heterias exul	0	0	0	0	0	0
Cumacea	0	0	0	0	0	0
HIRUDINEA						
Hirudinea	0	0	0	0	0	0
MOLLUSCA						
Littoridina cumingi	0	0	0	0	0	0
Pisidium sp.	56,8	0	0	0	0	0
Mulinia edulis	0	0	0	0	0	0
CHORDATA						
Geotria australis	0	0	0	0	0	0
ARACHNIDA						
Hydracarina	0	0	0	0	0	0

Ríos tributarios del río Cruces	río Cayumapu					
	primavera 2014 (noviembre)		otoño 2015 (abril)		primavera 2015 (noviembre)	
TAXA	orilla	cauce	orilla	cauce	orilla	cauce
POLYCHAETA						
Prionospio (M) patagonica	0	0	0	0	0	0
Perinereis gualpensis	0	0	0	0	0	0
OLIGOCHAETA						
Tubificidae	454,5	170,5	227,3	568,2	965,9	284,1
Nais pardalis	0	0	0	0	170,5	56,8
INSECTA						
Chironomidae	0	56,8	0	0	511,4	56,8
Tanypodine	0	56,8	113,6	56,8	170,5	170,5
Stilobezzia sp.	0	0	0	0	0	0
CRUSTACEA						
Paracorophiun hartmannorum	0	0	0	0	0	0
Cyprideis beaconensis	0	0	56,8	0	113,6	0
Phoxocephalidae	0	0	0	0	0	0
Heterias exul	0	0	0	0	0	0
Cumacea	0	0	0	0	0	0
HIRUDINEA						
Hirudinea	0	0	0	0	0	0
MOLLUSCA						
Littoridina cumingi	0	0	0	0	0	0
Pisidium sp.	0	0	0	0	0	0
Mulinia edulis	0	0	0	0	0	0
CHORDATA						
Geotria australis	0	0	0	0	0	0
ARACHNIDA						
Hydracarina	0	0	0	0	56,8	0

Continuación **Tabla 4.2.2.9.**

Continuación **Tabla 4.2.2.9.**

Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios	río Calle Calle					
	primavera 2014 (noviembre)		otoño 2015 (abril)		primavera 2015 (noviembre)	
TAXA	orilla	cauce	orilla	cauce	orilla	cauce
POLYCHAETA						
Prionospio (M) patagonica	284,1	340,9	56,8	56,8	56,8	113,6
Perinereis gualpensis	0	56,8	0	0	0	0
OLIGOCHAETA						
Tubificidae	9.715,9	1.875,0	4.090,9	454,5	2.500,0	4.602,3
Nais pardalis	227,3	0	0	0	0	0
INSECTA						
Chironomidae	965,9	738,6	170,5	0	511,4	1.306,8
Tanypodine	227,3	56,8	56,8	0	0	0
Stilobezzia sp.	0	0	0	0	0	0
CRUSTACEA						
Paracorophiun hartmannorum	113,6	113,6	0	0	0	0
Cyprideis beaconensis	0	0	0	0	0	0
Phoxocephalidae	0	0	0	0	0	0
Heterias exul	0	0	0	0	0	0
Cumacea	0	0	0	0	0	0
HIRUDINEA						
Hirudinea	56,8	0	227,3	0	56,8	0
MOLLUSCA						
Littoridina cumingi	0	0	0	0	0	0
Pisidium sp.	0	0	0	0	0	0
Mulinia edulis	0	0	0	0	0	170,5
CHORDATA						
Geotria australis	170,5	56,8	0	0	0	0
ARACHNIDA						
Hydracarina	0	0	0	0	0	0

Riqueza de especies y abundancia total

Las Tablas 4.2.2.10 a 4.2.2.12 muestran la riqueza de especies, abundancia y biomasa total de la macroinfauna bentónica en los sedimentos de orillas y cauces de los sitios de muestreo.

Durante el muestreo de abril del año 2015 (campaña de otoño), el número total de taxa en toda el área de estudio fue 11 especies. La riqueza promedio de especies por sitio varió entre 1 y 4 taxa. Los valores más altos ocurrieron en sedimentos de la orilla (sectores Punucapa e Isla Teja, con 4 taxa), en tanto que en el río Pichoy no se encontró ningún taxón. En general, el número promedio de taxa en los sedimentos del cauce fue 1 taxón; el valor más alto ocurrió en los sedimentos del sector Isla Teja (3 taxa) y en el sector Fuerte San Luis no se encontró ningún taxón. Diferencias significativas ($p<0,05$) se encontraron en el sector Punucapa e Isla Teja (Tabla 4.2.2.10).

Durante el muestreo de noviembre del año 2015 (campaña de primavera), el número total de taxa en el área de estudio también fue de 11 especies. La riqueza promedio de especies al igual que para el otoño de 2015, varió entre 1 y 4 taxa, el valor más alto ocurrió en los sedimentos de la orilla del sector Punucapa (4 taxa), en tanto los valores más bajos (2 taxa) ocurrieron en el eje central del río Cruces y ríos tributarios, sector Isla Teja y en el río Pichoy, respectivamente. En los sedimentos de los cauces los valores más altos se registraron en sector de Punucapa, Isla Teja y río Calle Calle (3 taxa), en tanto que en el río Pichoy, no se encontró ningún taxón evidenciándose en este sector diferencias significativas ($p<0,05$) (Tabla 4.2.2.10).

Durante el Programa de Diagnóstico Ambiental (noviembre 2014), el número total de taxa en todos los sitio de estudio fue de 13 especies. La riqueza promedio de especies por sitio varió entre 1 y 4 taxa. El valor más alto en los sedimentos de la orilla

ocurrió en el sector Punucapa e Isla Teja (4 taxa), en tanto que el valor más bajo (1 taxón) ocurrió en el río Cruces, sector Fuerte San Luis y en el río Cayumapu. El número promedio de taxa más común en los sedimentos de los cauces fue 2 y 3; no se encontró macroinfauna en el río Pichoy (Tabla 4.2.2.10).

Tabla 4.2.2.10. Número de especies total de la macroinfauna bentónica en los sedimentos del área de estudio durante noviembre de 2014, abril y noviembre de 2015. Los valores son promedios (cuatro réplicas) con desviación estándar en paréntesis. Los valores en negrilla son promedios significativamente diferentes ($p<0,05$) al comparar sedimentos de orillas y cauces para cada sitio.

	n°especies					
Estaciones	**primavera 2014 (noviembre)**		**otoño 2015 (abril)**		**primavera 2015 (noviembre)**	
	orilla	**cauce**	**orilla**	**cauce**	**orilla**	**cauce**
Eje central del río Cruces						
sector Fuerte San Luis	1 (0,0)	2 (1,3)	1 (1,2)	0 (0,5)	3 (0,5)	1 (1,5)
sector Punucapa	4 (1,5)	3 (1,7)	**4 (0,6)**	**1 (1,0)**	4 (1,0)	3 (0,0)
sector Isla Teja	4 (1,0)	2 (0,5)	**4 (0,5)**	**3 (0,5)**	2 (1,3)	3 (0,5)
Ríos tributarios del río Cruces (sector estuarial)						
río Pichoy	3 (0,5)	0 (0,5)	0 (0,5)	1 (1,0)	**2 (1,0)**	**0 (0,5)**
río Cayumapu	1 (0,5)	1 (0,8)	2 (1,3)	1 (0,5)	3 (1,9)	2 (1,2)
Fuera del humedal del río Cruces						
río Calle Calle	3 (1,6)	3 (1,6)	2 (0,5)	1 (0,8)	3 (1,0)	3 (0,5)

Durante el muestreo de otoño del año 2015 (abril), la abundancia total de la macroinfauna en los sedimentos de las orillas presentó el valor más alto en el sector Isla Teja (18.579,5 ind/m^2) en tanto, el valor más bajo se registró en el río Pichoy (56,8 ind/m^2) (Tabla 4.2.2.11). En el cauce, el valor más alto ocurrió en los sedimentos del sector Isla Teja (2.215,9 ind/m^2) y el valor más bajo de abundancia se registró en el sector del Fuerte San Luis (56,8 ind/m^2). En general, se observó que las orillas presentaron mayor abundancia total que los cauces, encontrándose diferencias

significativas (p<0,05) en el sector Punucapa, Isla Teja y en el río Calle Calle (Tabla 4.2.2.11).

Durante el muestreo de primavera del año 2015 (noviembre), el valor más alto de abundancia de la macroinfauna en los sedimentos de las orillas se presentó en el sector Fuerte San Luis (7.500,0 ind/m^2), abundancia dada fundamentalmente por oligoquetos de la familia Tubificidae y Naididae (Tabla 4.2.2.9 y 4.2.2.11) y el valor más bajo de abundancia ocurrió en los sedimentos del sector Isla Teja (1.306,8 ind/m^2). En el cauce el valor más alto se registró en el río Calle Calle fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios (6.193,2 ind/m^2), abundancia dada fundamentalmente por Tubificidos, a su vez, los sedimentos del río Pichoy, fueron los que presentaron el valor más bajo de abundancia total (56,8 ind/m^2). Se encontraron diferencias significativas (p<0,05) en el sector Isla Teja, donde la abundancia de los sedimentos del cauce fue mayor que la registrada en la orilla, y en el río Pichoy donde se evidenció lo contrario (Tabla 4.2.2.11).

Durante el Programa de Diagnóstico Ambiental (noviembre 2014), en general la abundancia total de la macroinfauna fue mayor en las orillas que en los cauces del área de estudio. El valor más alto de abundancia se observó en el sector Isla Teja (16.590,8 y 3.522,5 ind/m^2 en los sedimentos de la orilla y cauce, respectivamente) y el valor más bajo se evidenció en el río Cayumapu (454,8 y 284,0 ind/m^2 en los sedimentos de la orilla y cauce, respectivamente). El río Pichoy mostró diferencias significativas (p<0,05) al comparar la abundancia total de la macroinfauna de las orillas *versus* cauces (Tabla 4.2.2.11).

Tabla 4.2.2.11. Abundancia total (ind/m^2) de la macroinfauna bentónica en los sedimentos del área de estudio, durante noviembre de 2014, abril y noviembre de 2015. Los valores son promedios (cuatro réplicas) con desviación estándar en paréntesis. El valor en negrilla indica que ambos difieren significativamente. *= Kruskal Wallis para la abundancia total.

	abundancia					
Estaciones	**primavera 2014 (noviembre)**		**otoño 2015 (abril)**		**primavera 2015 (noviembre)**	
	orilla	**cauce**	**orilla**	**cauce**	**orilla**	**cauce**
Eje central del río Cruces (sector estuarial)						
sector Fuerte San Luis	568,0 (393,8)	738,8 (773,4)	227,3 (262,4)	56,8 (113,6)	7.500,0 (7.151,0)	738,6 (970,9)
sector Punucapa	2.159,0 (1318,8)	2.556,8 (2134,9)	**1.931,8 (1090,0)**	**397,7 (340,9)**	3.352,3 (1.149,5)	3.806,8 (1.193,6)
sector Isla Teja	16.590,8 (22449,2)	3.522,5 (3414,0)	**18.579,5 (4126,0)**	**2.215,9 (1134,5)**	**1.306,8 (1.039,4)**	**4.829,5 (1.949,6)**
Ríos tributarios del río Cruces (sector estuarial)						
río Pichoy	**2.613,8 (1024,8)**	**56,8 (113,5)**	56,8 (113,6)	284,1 (340,9)	**1.818,2 (1.413,2)**	**56,8 (113,6)***
río Cayumapu	454,8 (371,1)	284,0 (286,1)	397,7 (340,9)	625,0 (217,6)	1.988,6 (1.812,3)	568,2 (340,9)
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios						
río Calle Calle	11.534,3 (4610,9)	3.238,8 (2942,3)	**4.602,3 (2613,6)**	**511,4 (503,9)**	3.125,0 (1.523,2)	6.193,2 (5.220,3)

La Figura 4.2.2.2 muestra los resultados de los análisis de varianza, Kruskal-Wallis y test a posteriori (Tukey's "HSD"), realizados para evaluar eventuales diferencias entre los promedios de las abundancias poblacionales en el tiempo en cada una de las estaciones de muestreo durante los muestreos de primavera 2014 (Programa de Diagnóstico Ambiental), otoño y primavera de 2015 (Programa de Monitoreo Ambiental).

La abundancia promedio total de la macroinfauna de los sedimentos de las orillas presentaron diferencias significativas ($p<0,05$), durante los periodos de estudio, no observándose una tendencia clara en sus abundancias a través del tiempo. El sector de Punucapa y el río Cayumapu no presentó diferencias significativas ($p>0,05$) entre los periodos de estudio analizados (Figura 4.2.2.2).

La abundancia total de la macroinfauna de los sedimentos de los cauces, no presentaron diferencias significativas ($p>0,05$) entre los tres periodos de estudio, exceptuando el sector de Punucapa. Este sector, presentó diferencias significativas ($p<0,05$) correspondientes al Programa de Monitoreo Ambiental (abril – noviembre de 2015) (Figura 4.2.2.2).

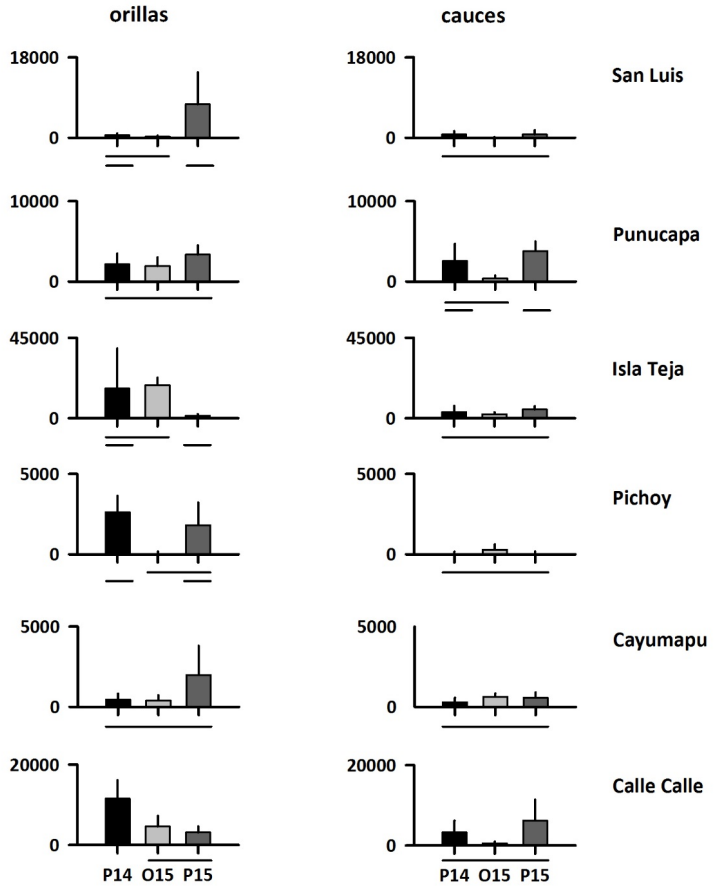


Figura 4.2.2.2. Variabilidad en la abundancia total en relación al tiempo en los sedimentos de los sitios de estudio. Se muestran los análisis de varianza de una vía y de Kruskal-Wallis y de los *tests a posteriori* Tukey´s "HSD" realizados para comparar la abundancia total. Los valores son promedios de cuatro réplicas ± 1 desviación estándar. Las líneas horizontales unen promedios que no difieren significativamente entre sí (P>0,05).

Durante abril del año 2015 (campaña de otoño), el valor promedio más alto de biomasa total, se registró en los sedimentos de las orillas del sector Isla Teja (3,20 g/m^2) y se debió a las abundancias de dos especies, el poliqueto *Prionospio (Minuspio) patagonica* y el anfípodo *Paracorophium hartmannorum*. El segundo valor más alto de biomasa se registró en el río Calle Calle (1,64 g/m^2), dada por el oligoqueto Tubificidae (Tabla 4.2.2.12). En los sedimentos del cauce, el valor más alto en biomasa se encontró en el sector Isla Teja (0,80 g/m^2) el cual, está dado fundamentalmente por un oligoqueto de la familia Tubificidae, siendo este último sector el que presentó diferencias significativas ($p<0,05$) (Tabla 4.2.2.12).

Durante noviembre del año 2015 (campaña de primavera), el valor promedio de biomasa más alto en la orilla se registró en el sector de Punucapa (1,93 g/m^2), dado fundamentalmente por poliquetos de la especies *Prionospio (Minuspio) patagonica* y *Perinereis gualpensis,* el valor más bajo ocurrió en el río Pichoy (0,13 g/m^2). En los sedimentos del cauce el valor más alto se registró en el sector Isla Teja (1,94 g/m^2), explicado también por ambas especies de poliquetos, y el valor más bajo se presentó en el río Pichoy (0,02 g/m^2), encontrando en este último sector diferencias significativas ($p<0,05$) (Tabla 4.2.2.12).

Durante el Programa de Diagnóstico Ambiental (noviembre 2014), el valor promedio más alto de biomasa total se registró en los sedimentos de las orillas del sector Isla Teja (2,52 g/m^2) (Tabla 4.2.2.12), dado fundamentalmente por la abundancia de *Prionospio (Minuspio) patagonica*, el oligoqueto Tubificidae y el anfípodo *Paracorophium hartmannorum*. En los sedimentos del cauce, el valor más alto de biomasa se registró en el sector Isla Teja (1,47 g/m^2) (Tabla 4.2.2.12), dado por la presencia del oligoqueto Tubificidae. Este valor de biomasa corresponde al valor más alto de abundancia total encontrado en los sedimentos del cauce (3.522,5 ind/m^2) (Tablas 4.2.2.11 y 4.2.2.12).

Tabla 4.2.2.12. Biomasa total (g/m^2) de la macroinfauna bentónica en los sedimentos del área de estudio, durante noviembre de 2014, abril y noviembre de 2015. Los valores son promedios (cuatro réplicas) con desviación estándar en paréntesis. Los valores en negrilla son promedios significativamente diferentes ($p<0,05$) al comparar sedimentos de orillas y cauces para cada sitio.

	biomasa					
Estaciones	**primavera 2014 (noviembre)**		**otoño 2015 (abril)**		**primavera 2015 (noviembre)**	
	orilla	**cauce**	**orilla**	**cauce**	**orilla**	**cauce**
Eje central del río Cruces (sector estuarial)						
sector Fuerte San Luis	0,06 (0,04)	0,10 (0,12)	0,08 (0,13)	0,01 (0,01)	0,29 (0,25)	0,06 (0,07)
sector Punucapa	0,44 (0,25)	0,49 (0,84)	0,97 (0,48)	0,19 (0,23)	1,93 (1,49)	1,09 (0,35)
sector Isla Teja	2,52 (2,60)	1,47 (1,19)	**3,20 (1,16)**	**0,80 (0,43)**	1,32 (1,00)	1,94 (0,79)
Ríos tributarios del río Cruces (sector estuarial)						
río Pichoy	0,34 (0,26)	0,01 (0,01)	0,01 (0,01)	0,06 (0,10)	**0,13 (0,10)**	**0,02 (0,05)**
río Cayumapu	0,21 (0,21)	0,09 (0,14)	0,11 (0,11)	0,19 (0,04)	0,28 (0,20)	0,18 (0,13)
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios						
río Calle Calle	2,15 (1,86)	0,65 (0,78)	1,64 (1,43)	0,16 (0,17)	1,13 (0,87)	1,15 (0,74)

Diversidad y Uniformidad

Durante el muestreo de abril del año 2015 (campaña de otoño), el valor del Índice de Diversidad de Shannon-Wiener (índice que integra número de especies y abundancia poblacional de las mismas), registró su valor más alto en los sedimentos de la orilla del sector Punucapa (H'=0,48) y el valor más bajo en el río Pichoy (H'=0,00). En los sedimentos del cauce, el valor más alto se obtuvo en el sector Isla Teja (H'=0,34), a la vez que en el sector Fuerte San Luis se estimó el valor más bajo (H'=0,00). Diferencia significativas ($p<0,05$) se encontraron en el sector Punucapa (Tabla 4.2.2.13).

En el muestreo de primavera del año 2015 (noviembre), el Índice de Diversidad de Shannon-Wiener en los sedimentos de las orillas y cauces, fue más alto en el sector de

Punucapa (H'=0,44 y H'=0,39,respectivamente), a la vez que en el río Pichoy se estimó el valor más bajo de diversidad (H'=0,23 y H'=0,00, respectivamente), mostrando este sector diferencias significativa ($p<0,05$) (Tabla 4.2.1.13).

Durante el Programa de Diagnóstico Ambiental (noviembre 2014), el valor del Índice de Diversidad de Shannon-Wiener en los sedimentos de las orillas, fue más alto en el sector Punucapa (H'=0,48) y el valor más bajo (H'=0,00) en los sitios ubicados en el sector Fuerte San Luis y río Cayumapu. En el cauce, el valor más alto se obtuvo en el río Calle Calle (H'=0,28) y el valor más bajo se registró en el río Pichoy (H'=0,00) (Tabla 4.2.2.13). Los resultados de los análisis estadísticos, no registraron diferencias significativas ($p>0,05$), al realizar una comparación entre las orillas y cauces en los sitios de estudio (Tabla 4.2.2.13).

Los valores en el Índice de Diversidad cero (H'=0,00), tanto para en el Programa de Diagnóstico como de Monitoreo Ambiental, se deben a que en cada uno de esos sitios el promedio de especies presente correspondió a 1 taxón.

Tabla 4.2.2.13. Índice de Diversidad de Shannon – Wiener de la macroinfauna bentónica en los sedimentos de los sitios de estudio entre orilla y cauce durante noviembre de 2014, abril y noviembre de 2015. Los valores en negrilla son promedios significativamente diferentes (p<0,05) al comparar sedimentos de orillas y cauces para cada sitio.

	diversidad (H')					
Estaciones	**primavera 2014 (noviembre)**		**otoño 2015 (abril)**		**primavera 2015 (noviembre)**	
	orilla	**cauce**	**orilla**	**cauce**	**orilla**	**cauce**
Eje central del río Cruces (sector estuarial)						
sector Fuerte San Luis	0,00 (0,00)	0,22 (0,15)	0,15 (0,17)	0,00 (0,00)	0,28 (0,10)	0,18 (0,21)
sector Punucapa	0,48 (0,20)	0,21 (0,16)	**0,48 (0,07)**	**0,14 (0,16)**	0,44 (0,11)	0,39 (0,06)
sector Isla Teja	0,35 (0,19)	0,21 (0,13)	0,37 (0,05)	0,34 (0,13)	0,24 (0,19)	0,32 (0,14)
Ríos tributarios del río Cruces (sector estuarial)						
río Pichoy	0,36 (0,14)	0,00 (0,00)	0,00 (0,00)	0,07 (0,14)	**0,23 (0,18)**	**0,00 (0,00)**
río Cayumapu	0,00 (0,00)	0,07 (0,14)	0,19 (0,23)	0,07 (0,14)	0,34 (0,25)	0,24 (0,28)
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios						
río Calle Calle	0,21 (0,17)	0,28 (0,22)	0,19 (0,17)	0,07 (0,14)	0,25 (0,09)	0,29 (0,06)

El Índice de Uniformidad durante la campaña de otoño del año 2015 (abril), el valor más alto en los sedimentos de las orillas fue el sector Punucapa (J'=0,90) y el valor más bajo se registró en el río Pichoy (J'=0,00)(Tabla 4.2.1.14).En los sedimentos del cauce, el valor más alto se presentó en el sector Isla Teja (J'=0,77) y el valor más bajo en el sector Fuerte San Luis (J'=0,00).En general, no se observó diferencias significativas (p>0,05) en todos los sitios en estudio (Tabla 4.2.1.14)

Durante la campaña de primavera del año 2015 (noviembre), el valor más alto en el Índice de Uniformidad en los sedimentos de las orillas y los cauces se registró en el sector de Punucapa (J'=0,84 y J'=0,81, respectivamente) y el valor más bajo se presentó en el río Pichoy (J'=0,55 y J'=0,00, respectivamente), mostrando en este último sitio, diferencias significativas (p<0,05) (Tabla 4.2.2.14).

Durante el Programa de Diagnóstico Ambiental (noviembre 2014), el mayor valor encontrado en los sedimentos de las orillas fue en el sector Punucapa (J'=0,87) y el menor valor en el sector Fuerte San Luis (J'=0,00). En los sedimentos del cauce, se registró el mayor valor en el sector Fuerte San Luis (J'=0,65) y el menor valor en el río Pichoy (J'=0,00) (Tabla 4.2.2.14). Los análisis estadísticos no presentaron diferencias significativas (p>0,05) durante esta campaña. (Tabla 4.2.1.14)

Tabla 4.2.1.14. Uniformidad de Piloe de la macroinfauna bentónica en los sedimentos de los sitios de estudio entre orilla y cauce, durante el muestreo de primavera 2014 y abril y noviembre de 2015. Los valores en negrilla son promedios significativamente diferentes (p<0,05) al comparar sedimentos de orillas y cauces para cada sitio.

	equitatividad (J')					
Estaciones	**primavera 2014 (noviembre)**		**otoño 2015 (abril)**		**primavera 2015 (noviembre)**	
	orilla	**cauce**	**orilla**	**cauce**	**orilla**	**cauce**
Eje central del río Cruces (sector estuarial)						
sector Fuerte San Luis	0,00 (0,00)	0,65 (0,45)	0,50 (0,58)	0,00 (0,00)	0,63 (0,12)	0,46 (0,54)
sector Punucapa	0,87 (0,08)	0,40 (0,28)	0,90 (0,07)	0,46 (0,53)	0,84 (0,07)	0,81 (0,12)
sector Isla Teja	0,59 (0,25)	0,59 (0,32)	0,65 (0,07)	0,77 (0,19)	0,67 (0,45)	0,70 (0,24)
Ríos tributarios del río Cruces (sector estuarial)						
río Pichoy	0,69 (0,21)	0,00 (0,00)	0,00 (0,00)	0,23 (0,46)	**0,55 (0,40)**	**0,00 (0,00)**
río Cayumapu	0,00 (0,00)	0,23 (0,46)	0,48 (0,55)	0,23 (0,46)	0,61 (0,42)	0,50 (0,58)
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios						
río Calle Calle	0,38 (0,30)	0,50 (0,36)	0,50 (0,30)	0,23 (0,46)	0,67 (0,13)	0,59 (0,17)

Análisis de ordenamiento

La Figura 4.2.2.3 muestra los resultados del análisis de MDS para evaluar la similitud entre los seis sitios de estudio, de acuerdo a la abundancia y composición específica de la macroinfauna bentónica presente en orillas y cauces en los tres periodos de estudio (primavera 2014, otoño y primavera 2015).

Los análisis realizados en el Programa de Diagnóstico Ambiental (primavera 2014), no se agruparon en ninguna entidad reconocida gráficamente; *i.e*., los diferentes sitios se presentan mezclados entre sí, distribuyéndose dentro de casi la totalidad del espacio (Figura 4.2.2.3). Esto sugiere una alta heterogeneidad en la composición faunística de los mismos, conclusión que se corrobora con el bajo valor de stress, proporcionado por el análisis (0,11) (Figura 4.2.2.3).

Durante el Programa de Monitoreo (otoño y primavera 2015), los análisis realizados muestran mayor diferenciación espacial gráfica, especialmente aquellos correspondientes a la primavera 2015 (Figura 4.2.2.3). Durante abril de 2015, los diferentes sitios de estudio se ordenaron en tres entidades faunísticas a una similitud del 40%. Una de ellas reúne muestras tanto de las orillas como cauces, incluyendo datos de los sitios ubicados en el río Cruces, sector Fuerte San Luis y ríos Pichoy, Cayumapu y Calle Calle (sólo cauce); otra reúne muestras de las orillas y cauces de los sectores de Punucapa e Isla Teja; y la tercera entidad incluye muestras provenientes de la orilla del sector río Calle Calle. El valor de stress entregado por el análisis (*i.e*., 0,06) sugiere una positiva representación gráfica basada en la abundancia de los organismos de los diferentes sectores de muestreo (Figura 4.2.2.3).

Durante la campaña de primavera del año 2015 (noviembre), se encontró que la macroinfauna se agrupa a una similitud del 40%. Una de las entidades estuvo conformada por muestras provenientes de las orillas y cauces del río Cruces, sector Fuerte San Luis y ríos Pichoy (sólo orilla), Cayumapu y Calle Calle; otra, pero más pequeña, incluyó muestras de las orillas y cauces del sector Punucapa e Isla Teja, las cuales, se encuentran muy cercanas

entre sí (*i.e.*, alta similitud faunística); a la vez, que una tercera entidad, incluyó sólo muestras del cauce del río Pichoy (Fig. 4.2.2.3). El valor de stress (0,02), indica una buena representación gráfica de la composición faunística de los sitios de estudio.

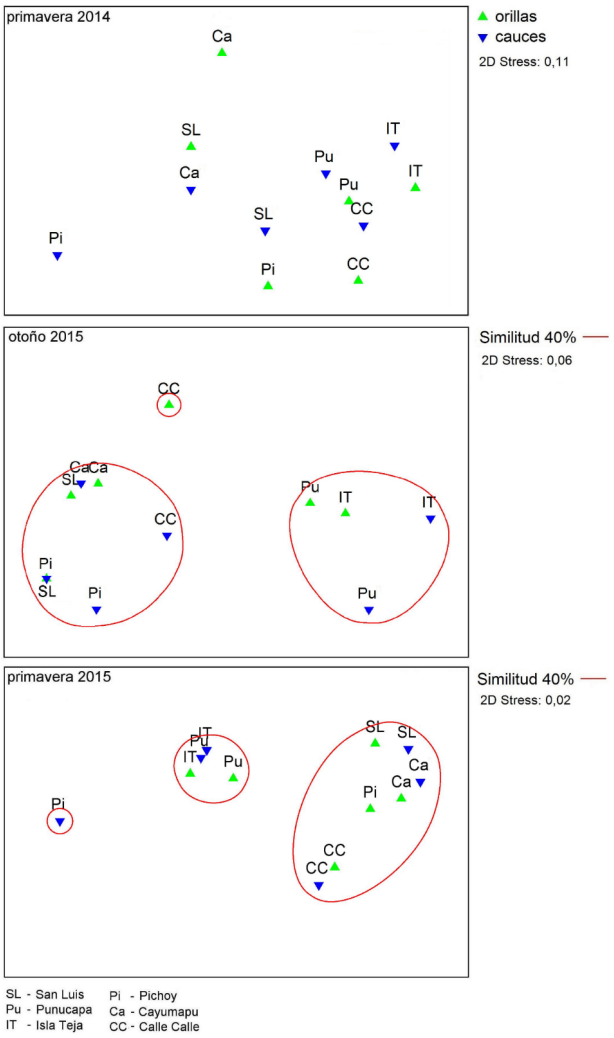


Figura 4.2.2.3. Representación gráfica del análisis de escalamiento multidimensional no métrico, basado en la abundancia de los organismos de la macroinfauna bentónica presentes en los sedimentos de los sitios muestreados (orilla-cauce), durante noviembre de 2014, abril y noviembre de 2015. Análisis basados en una matriz de similitud construida a partir del Índice de Bray Curtis.

4.2.2.5. Conclusiones

• La arena (partículas comprendidas entre 63 y 2000 micrones) fue la fracción dominante en los sedimentos de cinco de los seis sitios estudiados durante abril y noviembre de 2015. Los valores en el porcentaje de arena fueron significativamente más altos ($p<0,05$) en los cauces que en las orillas, del sector Fuerte San Luis en ambos periodos de estudio, como del sector Isla Teja y río Calle Calle durante abril del 2015. Durante el Programa de Diagnóstico Ambiental (noviembre 2014), las arenas también fueron la fracción dominante en los sedimentos, tanto de las orillas como de los cauces.

• El fango tuvo mayor representatividad en el río Cayumapu, tanto en la orilla como en el cauce de ambos periodos de estudio. En el Programa de Diagnóstico Ambiental (noviembre 2014), los valores más altos de esta fracción se registraron en el sector de Punucapa.

• El tamaño de las partículas de arena, mostró que las arenas estudiadas corresponden en general a arenas de tamaño medio (250-500 micrones) y encontradas en la mayoría de las estaciones. El cauce del sector del Fuerte San Luis, fue el único sitio que presentó arenas de tamaño grueso (> a 500 micras) en ambos periodos de estudio. Durante la campaña de noviembre del año 2015, los sedimentos de las orillas presentaron arenas de tamaño medio en cuatro de los seis sitios de estudio. En los sedimentos de los cauces hubo mayor variabilidad en el tamaño medio de las partículas de arena, encontrando arenas finas, medias y gruesas. En el Programa de Diagnóstico Ambiental (noviembre 2014), se encontró en general la misma tendencia observada en abril y noviembre de 2015, arenas de tamaño fino en el río Cayumapu y arenas de tamaño medio en el resto de los sitios estudiados.

• Los valores de pH fueron en general más altos durante el muestreo de abril de 2015 *versus* aquellos medidos en noviembre de 2015 y noviembre de 2014 (Programa de Diagnóstico Ambiental).

• Los valores de redox fueron negativos (*i.e.,* condiciones de menor oxigenación en el espacio intersticial de los sedimentos) en las orillas del sector Fuerte San Luis y del río Cayumapu, y en el cauce del río Cayumapu, durante abril de 2015. En el resto de las estaciones estudiadas se registraron valores positivos. Durante noviembre de 2015, se registraron valores negativos en el sector Fuerte San Luis, río Pichoy, Cayumapu y río Calle Calle. A diferencia de los resultados del Programa de Diagnóstico Ambiental realizado en noviembre de 2014, se mostraron valores del potencial óxido reducción (redox) negativos, en las orillas de todos los sitios estudiados y valores positivos en los cauces de los sectores Fuerte San Luis, Isla Teja, río Pichoy y Calle Calle.

• El número total de taxa en toda el área de estudio fue 11 especies durante abril y noviembre de 2015. La riqueza promedio de especies por sitio varió entre 1 y 4 taxa. Durante abril de 2015, los valores más altos ocurrieron en sedimentos de las orillas (sectores Punucapa e Isla Teja), en tanto que en el río Pichoy no se encontró ningún taxón. En general, el número promedio de taxa en los sedimentos del cauce fue 1 taxón, el valor más alto ocurrió en los sedimentos del sector Isla Teja (3 taxa); en el sector Fuerte San Luis no se encontró ningún taxón. En noviembre de 2015, la riqueza promedio en la orilla varío entre 2 y 4 taxa (sector Isla Teja, río Pichoy y Punucapa), a su vez en el cauce el valor más alto ocurrió en el sector de Punucapa, Isla Teja y río Calle Calle, por su parte el río Pichoy no registró ningún taxa. Los taxa más abundantes fueron oligoquetos de la familia Tubificidae, el poliqueto *Prionospio (Minuspio) patagonica* y el anfípodo *Paracorophium hartmannorum.* Durante el Programa de Diagnóstico Ambiental (noviembre 2014), el número total de taxa en toda el área de estudio fue de 13 especies. La riqueza promedio no fue diferente a la encontrada en el muestreo de abril de 2015 (1-4 taxa).

• En general, durante el muestreo de abril y noviembre de 2015 (Programa de Monitoreo Ambiental) y noviembre 2014 (Programa de Diagnóstico Ambiental), la abundancia total de la macroinfauna fue mayor en los sedimentos de las orillas que en los de los cauces; sin embargo, esta tendencia no fue significativa ($p>0,05$) en la

mayoría de los sitios de estudio. Los resultados de los análisis de varianza de las abundancias promedio de la macroinfauna en los sedimentos de las orillas a través del tiempo, no mostraron una clara tendencia al aumento o disminución, a su vez los sedimentos de los cauces con excepción del sector de Punucapa, no mostraron diferencias significativas.

• Los Oligoquetos de las familias Tubificidae y Naididae, el poliqueto *Prionospio (M.) patagonica* y el anfípodo *Paracorophium hartmannorum* fueron los grupos más importantes en el eje central del río Cruces y que en general dominaron en los sitios de estudio, a la vez que el oligoqueto Tubificidae lo hizo en los ríos Tributarios y fuera del humedal del río Cruces.

4.2.2.6. Referencias

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

Anderson, M., R. Ford, D. Feary, C. Honeywill. 2004. Quantitative measures of sedimentation in an estuarine system and its relationship with intertidal soft-sediment infauna. Marine Ecology Progress Series 272: 33-48.

Brower, J.E., J.H. Zar. 1977. Field laboratory methods for general ecology. William C. Brown Company Publishers. Dubuque, Iowa, USA. 192 pp.

Byers, S.C., E.L. Mills, P.L. Stewart. 1978. A comparison of methods of determining organic carbon in marine sediments, with suggestions for a standard method. Hydrobiologia 58:43-47.

Emery, K.O. 1938. Rapid method of mechanical analysis of sands. Journal of Sedimentary Petrology 8: 105-111.

Folk, R.L. 1980. Petrology of sedimentary rocks. Hemphill Publishing Company, Austin, Texas, USA 182 pp.

Gray, J.S. 1974. Animal-sediment relationships. Oceanography and Marine Biology: an Annual Review 12: 223-261.

Kruskal, J., B. 1964. Nonmetric multidimensional scaling: A numerical method. Psychometrika 29: 115-129.

Pielou, E.C. 1984. The interpretation of ecological data: a primer on classification and ordination.

Rhoads, D.C., L.F. Boyer. 1982. The effects of marine benthos on physical properties of sediments: a successional perspective. In McCall, P.L. y M.J.S. Tevesz, Editions. Animal-sediment relations: The biogenic alteration of sediments. Plenum Press, New York 100: 3-52.

Seward-Thompson, B., J. Hails. 1973. An appraisal of the computation of statistical parameters in grain size analysis. Sedimentology 20: 161-169.

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

4.2.3. MACROFAUNA DE FONDOS RITRALES

4.2.3.1 Antecedentes

La macrofauna bentónica que habita fondos acuáticos compuestos de rocas o bolones (*i.e*., fondos ritrales o pedregosos), está compuesta por organismos que se adhieren a rocas o bolones, o bien se refugian entre estos para protegerse de ser arrastrados por la corriente. La mayor parte de los invertebrados que componen esa macrofauna, son larvas y estados inmaduros de insectos con ciclos de vida anfibio como plecópteros, efemerópteros, 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 (Huillín), respectivamente (*e.g*., Medina, 1997, 1998) en ríos y humedales del sur de Chile.

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 por ejemplo, al 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, efectos sobre la reproducción y el reclutamiento de las mismas. La periodicidad de los estudios que incluyen este tipo de organismos es relevante, ya que la presencia de los mismos en el medio acuático, depende de la estación ya que en un período del año dejan ese ambiente y emergen como organismos adultos.

Debido a lo anterior, el estudio de la macrofauna de los organismos bentónicos - y fundamentalmente insectos - en fondos ritrales, constituye una herramienta eficaz para evaluar eventuales cambios ambientales en sistemas acuáticos como es el caso de la porción superior del río Cruces, constituida mayoritariamente por fondos pedregosos. Los primeros estudios de este tipo y destinados a evaluar el estado ambiental de la parte limnética del río Cruces, se llevaron a cabo durante el año 2014 como parte del Programa de Diagnóstico Ambiental del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios (HRC). En este

Capítulo se entregan los resultados de estudios similares llevados a cabo durante el año 2015 y que forman parte del primer año del Programa de Monitoreo Ambiental del HRC.

4.2.3.2. Objetivos

• Analizar la riqueza de especies, abundancia y biomasa de los invertebrados bentónicos que ocurren en fondos ritrales o pedregosos de la sección limnética del río Cruces, durante el otoño y la primavera del año 2015.

• Evaluar para esos períodos de muestreo, la calidad del agua del área de estudio, referida a carga orgánica, mediante la estimación de índices basados en la presencia y abundancia de estos invertebrados.

• Comparar los resultados obtenidos para el otoño y primavera 2015, con los datos de los muestreos realizados en la misma área durante el otoño y primavera del año 2014.

4.2.3.3. Material y métodos

Obtención de las muestras de macrofauna

Los muestreos se realizaron en otoño (abril) y primavera (noviembre) del año 2015 (Tabla 4.2.3.1), en los sitios que se muestran en la Figura 4.2.3.1. Se muestreó en un sitio ubicado en el río Calle Calle, debido a que esa área no fue afectada por los cambios ambientales del año 2004 y por lo tanto se lo considera como un sitio control.

Las estaciones de muestreo se dispusieron sobre sustratos de ripio grueso o bolones de 8 a 15 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 se obtuvieron con una red Surber (área muestreal de 0,09 m^2) (Fig. 4.2.3.2) provista con malla de 250 µm de trama; esta se usó por cinco minutos para la obtención de cada muestra; los clastos (rocas) 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= 3 y 4

réplicas por sitio de muestreo, durante los años 2014 y 2015, respectivamente), 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 4.2.3.1. Sitios y fechas de muestreos para análisis de invertebrados bentónicos que ocurren en los fondos ritrales del área de estudio.

estaciones	otoño 2015	primavera 2015
Porción superior del río Cruces (sector límnico)		
1 (sector Ciruelos)	8-abr-15	03-nov-15
2 (sector Rucaco)	8-abr-15	03-nov-15
3 (sector Carriquilda)	8-abr-15	03-nov-15
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios		
4 (río Calle Calle)	7-abr-15	03-nov-15

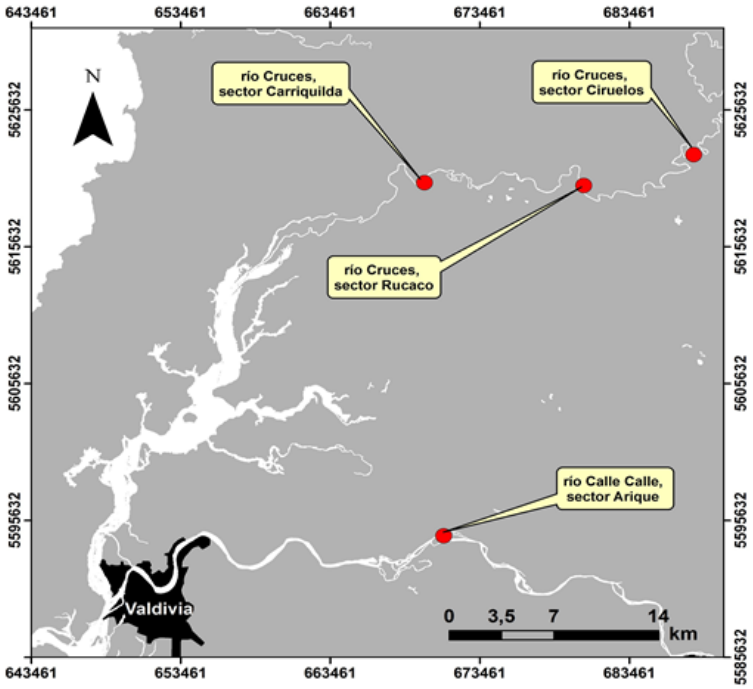


Figura 4.2.3.1. Ubicación de los sitios de muestreo para el estudio de la macrofauna de invertebrados bentónicos que ocurren en los fondos ritrales del río Cruces y río Calle Calle.



Figura 4.2.3.2. Uso de red Surber 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, 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", y 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).

Con el objetivo de evaluar eventuales diferencias en las abundancias, riqueza de especies y biomasa de la macrofauna entre sitios de muestreo, se realizaron análisis de varianza de una vía (ANDEVA) (Sokal & Rohlf, 1995). En caso de no cumplir con los supuestos de normalidad y homogeneidad de varianzas, los datos fueron transformados mediante la expresión log (x+1). Para comprobar normalidad y homogeneidad de varianzas, se utilizó la prueba estadística de Kolmogorov-Smirnov y el test de Levene (Sokal & Rohlf, 1995). En aquellos ANDEVA donde se encontraron diferencias significativas entre los grupos analizados, se realizó un test *a posteriori* (Tukey) en Sigmaplot 11.0, con el objetivo de identificar los sitios con promedios significativamente diferentes (Sokal & Rohlf, 1995). Cuando los datos no cumplieron con los supuestos del ANDEVA (a pesar de ser transformados), las eventuales diferencias entre grupos se evaluaron con el test no paramétrico de Kruskal Wallis (Kruskal & Walllis, 1952).

Organismos bentónicos de fondos ritrales y calidad del agua

Para evaluar la calidad del agua (referida a carga de materia orgánica) mediante indicadores biológicos, se utilizó el Índice Biótico de Hilsenhoff modificado (RBP III) (Plafkin *et al*., 1989) y que está basado en la abundancia de macroinvertebrados bentónicos:

$$IB = \sum \frac{n_i \times a_i}{N}$$

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 tal tipo de cargas. Los valores de tolerancia de los taxa están basados en Klemm *et al*., (1990), Barbour *et al*., (1990), Mandaville (2002) y Figueroa *et al*., (2007). Para los análisis de calidad de agua se utilizó la escala que se presenta en la Tabla 4.2.3.2.

Tabla 4.2.3.2. Graduación de la calidad del agua en función del Índice Biótico de Hilsenhoff (1988).

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.

4.2.3.4. Resultados

Composición faunística

La macrofauna de invertebrados bentónicos de los fondos ritrales del río Cruces y río Calle Calle durante el otoño del año 2015, estuvo compuesta por 24 especies, con dominancia de insectos (17), seguidos de gastropodos (3), crustáceos, arácnidos, anélidos y platelmintos (cada grupo con una especie). Durante la primavera del mismo año se recolectaron 21 especies, con dominancia de insectos (16), seguidos de gastropodos (2), crustáceos, anélidos y platelmintos (cada grupo con una especie).

Todo lo anterior, resulta en en un total de 29 especies recolectadas durante el año 2015; la Tabla 4.2.3.3 indica el valor del Índice Biótico asignado a cada especie (*cf*. Tabla 4.2.3.2).

Tabla 4.2.3.3. Invertebrados bentónicos de fondos ritrales recolectados en el área de estudio durante el año 2015 (otoño y primavera). Se indica además el valor del Índice Biótico asignado a cada especie (*cf*. Tabla 4.2.3.2).

Phylum	Clase	Orden	Especie	Valor indicador	otoño 2015	primavera 2015
Arthropoda	Insecta	Diptera	*Eukiefferiella* sp.	4	✓	✓
			Corynoneura sp.	4	✓	✓
			Lopescladius sp.	5	✓	✓
			Alluaudomya sp.	6	✓	✓
			Rheotanytarsus sp.	6	✓	✓
			Atherix sp.	4	X	✓
			Orthocladius sp.	6	✓	✓
			Procladius sp.	9	✓	X
			Simulium sp.	4	✓	✓
			Tipulidae	3	X	✓
			Ephydridae	9	✓	X
		Ephemeroptera	*Meridialaris diguillina*	4	✓	✓
			Andesiops torrens	5	✓	X
			Penaphlebia flavidula	4	✓	X
		Plecoptera	*Limnoperla jaffueli*	2	✓	✓
			Antarctoperla michaelseni	1	✓	X
		Trichoptera	*Smicridea* sp.	5	X	✓
			Smicridea annulucormis	5	✓	✓
			Oxyethira sp.	3	✓	✓
		Coleoptera	*Luchoelmis* sp.	4	✓	✓
			Austrolimnius sp.	4	X	✓
	Crustacea/Malacostraca	Decapoda	*Aegla abtao*	5	✓	✓
	Arachnida	Acariforme	*Hydracarina*	6	✓	X
Mollusca	Gastropoda	Basommatophora	*Chilina dombeyana*	6	✓	✓
			Ancylidae	7	✓	✓
		Mesogastropoda	*Littoridina cumingi*	8	✓	X
Annelida	Oligochaeta	Haplataxida	*Tubifex* sp.	10	✓	✓
Plathelminthes	Rhabditophora	Tricladida	*Dugesia anceps*	4	✓	X
	Turbellaria			4	X	✓

Atributos comunitarios

Riqueza de especies

Durante la campaña de otoño 2015, la riqueza de especies varió entre 6 (río Calle Calle) y 13 (río Cruces, sector Ciruelos). Los resultados de los análisis de varianza indican que la riqueza de especies del sitio ubicado en el río Calle Calle fue significativamente más baja ($p<0,05$) que la encontrada en los sectores Ciruelos, Rucaco y Carriquilda (río Cruces) (Fig. 4.2.3.3). Durante la campaña de primavera del año 2015, la riqueza de especies fluctuó entre 6 (río Calle Calle) y 13 (sectores Rucaco y Carriquilda). Los resultados de los análisis de varianza muestran que los valores de riqueza de los sectores Ciruelos y Calle Calle, fueron significativamente más bajos que la de los sectores Rucaco y Carriquilda ($p<0,05$) (Fig. 4.2.3.3).

Tabla 4.2.3.4. Número de especies de la macrofauna de invertebrados bentónicos que ocurren en los fondos ritrales del área de estudio durante las estaciones de otoño 2014, primavera 2014, otoño 2015 y primavera 2015. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

sitios	**riqueza de especies**			
	otoño 2014	primavera 2014	otoño 2015	primavera 2015
1 (sector Ciruelos)	18 (1)	14 (1)	13 (1)	7 (1)
2 (sector Rucaco)	13 (1)	15 (0)	11 (1)	13 (1)
3 (sector Carriquilda)	14 (1)	8 (3)	11 (3)	13 (1)
4 (sector Calle Calle)	9 (5)	9 (3)	6 (1)	6 (1)

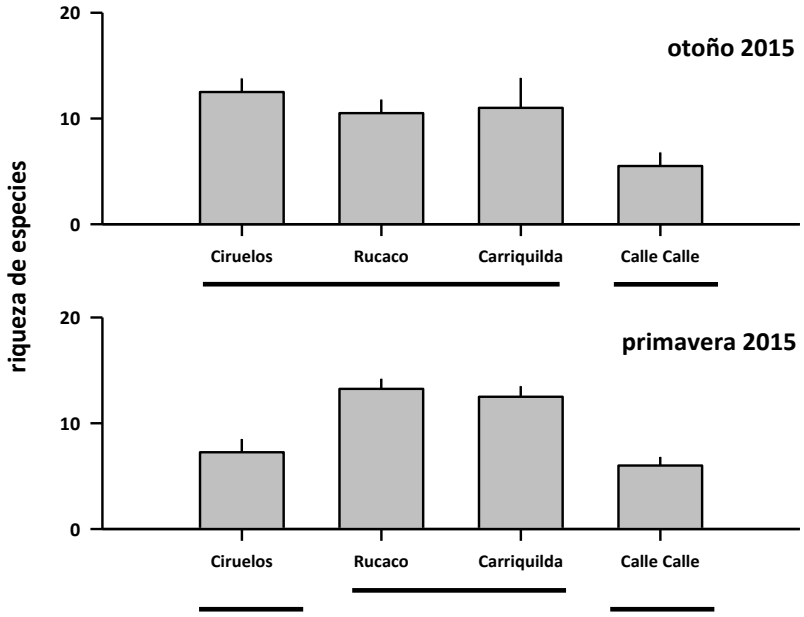


Figura 4.2.3.3. Riqueza promedio (+ 1 desviación estándar) de especies de invertebrados bentónicos en los fondos ritrales del área de estudio, durante las estaciones de otoño y primavera del año 2015. Líneas horizontales que unen columnas o líneas horizontales alineadas bajo columnas, indican ausencia de diferencias significativas entre promedios (p>0,05).

La Figura 4.2.3.4 y Tabla 4.2.3.4 muestran la variabilidad en el tiempo de la riqueza de especies en los cuatro sitios de estudio. Para el sector Ciruelos (sitio 1), los resultados de los análisis de varianza mostraron que la riqueza estimada durante el otoño del año 2014 fue significativamente más alta (p<0,05) a la encontrada en en el resto de los muestreos. Para el sector Rucaco (sitio 2), se encontró que la riqueza encontrada durante el otoño del año 2015, fue significativamente más baja (p<0,05) a las registradas en los otros periodos de muestreo y que no difirieron significativamente entre sí (p>0,05). Para el sector Carriquilda (sitio 3), los resultados de los análisis de varianza mostraron que la riqueza de especies durante la primavera del año 2014, fue significativamente más baja (p<0,05) que

durante el otoño del mismo año; sin embargo, los valores de otoño y primavera del año 2015 no difirieron significativamente (p>0,05) de ninguno de los dos periodos anteriores. Por último y para el río Calle Calle (sitio 4), los análisis estadísticos no mostraron diferencias entre los cuatro periodos analizados (p>0,05).

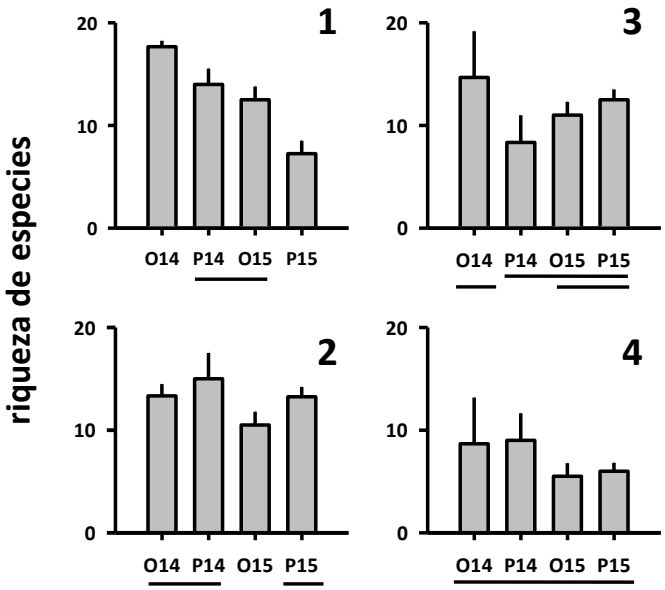


Figura 4.2.3.4. Riqueza promedio (+ 1 desviación estándar) de especies de invertebrados bentónicos en los fondos ritrales del área de estudio, durante las estaciones de otoño 2014 (O14), primavera 2014 (P14), otoño 2015 (O15) y primavera 2015 (P15). Líneas horizontales que unen columnas o líneas horizontales alineadas bajo columnas, indican ausencia de diferencias significativas entre promedios (p>0,05). 1 = Ciruelos, 2 = Rucaco, 3 = Carriquilda y 4 = Calle Calle.

Abundancia

Durante el otoño del año 2015, la abundancia total de invertebrados bentónicos varió entre 247,2 ind/m^2 (río Calle Calle) y 730,6 ind/m^2 (río Cruces, sector Ciruelos) (Tabla 4.2.3.5). Los resultados de los análisis de varianza, muestran que la abundancia en el sector Ciruelos fue significativamente más alta (p<0,05) a la encontrada en el sector Calle Calle

(Figura 4.2.3.5). Durante la primavera del año 2015, la abundancia varió entre 780,6 ind/m^2 (sector Ciruelos) y 3.147,2 ind/m^2 (sector Carriquilda) (Tabla 4.2.3.5); en este caso, los resultados de los análisis de varianza, muestran que la abundancia de invertebrados bentónicos de los sectores Rucaco y Carriquilda, fue significativamente más alta ($p<0,05$) que la encontrada en los sectores de Ciruelos y Calle Calle cuyas abundancias no difirieron significativamente entre sí ($p>0,05$) (Figura 4.2.3.5).

Tabla 4.2.3.5. Abundancia total (ind/m^2) de la macrofauna de invertebrados bentónicos que ocurren en los fondos ritrales del área de estudio durante las estaciones de otoño 2014, primavera 2014, otoño 2015 y primavera 2015. Los valores son promedios 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)
3 (sector Carriquilda)	1.266,7 (329,0)	477,8 (339,0)	444,4 (142,0)	3.147,2 (687,2)
4 (sector Calle Calle)	877,8 (792,9)	792,6 (132,6)	247,2 (129,7)	1.030,6 (301,1)

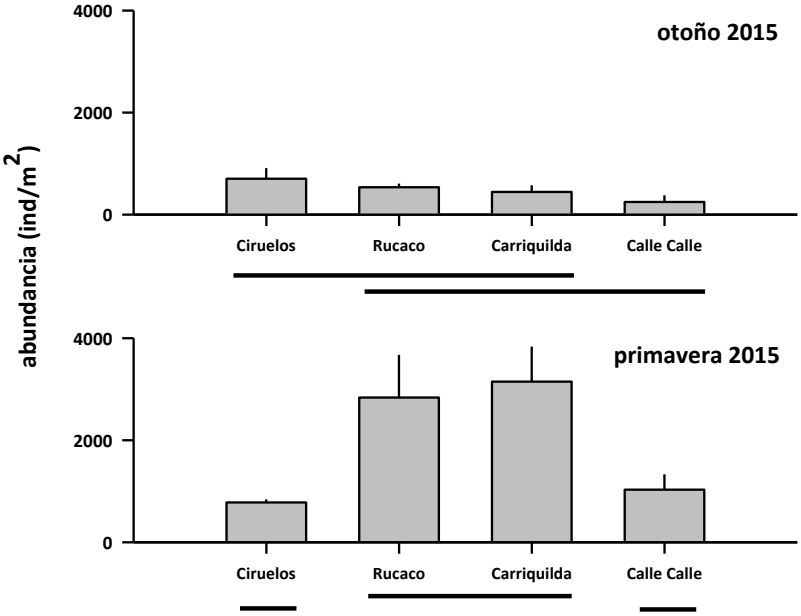


Figura 4.2.3.5. Abundancia total promedio (+ 1 desviación estándar) de especies de invertebrados bentónicos en los fondos ritrales del área de estudio, durante las estaciones de otoño y primavera del año 2015. Líneas horizontales que unen columnas o líneas horizontales alineadas bajo columnas, indican ausencia de diferencias significativas entre promedios (p>0,05).

La Figura 4.2.3.6 y Tabla 4.2.3.5 muestran la variabilidad en el tiempo de la abundancia total de la fauna de fondos ritrales en el área de estudio. Para el sector Ciruelos (sitio 1) no se detectaron diferencias significativas (p>0,05) entre los distintos periodos de muestreo, aun cuando se puede apreciar una disminución considerable en la abundancia al comparar los datos del año 2015 con los del año 2014 (Figura 4.2.3.6). Para el sector Rucaco (sitio 2), los resultados de los análisis de varianza indicaron que las abundancias de todos los periodos de muestreo difirieron significativamente entre sí (p>0,05). Para el sector Carriquilda (sitio 3), los resultados de los análisis estadísticos mostraron que la abundancia total estimada durante la primavera del año 2015 fue significativamente más alta que la encontrada en la primavera del año 2014 y el otoño del año 2015. Por último, en el sector

río Calle Calle (sitio 4), los análisis estadísticos no mostraron diferencias entre los periodos analizados (p>0,05) (Fig. 4.2.3.6).

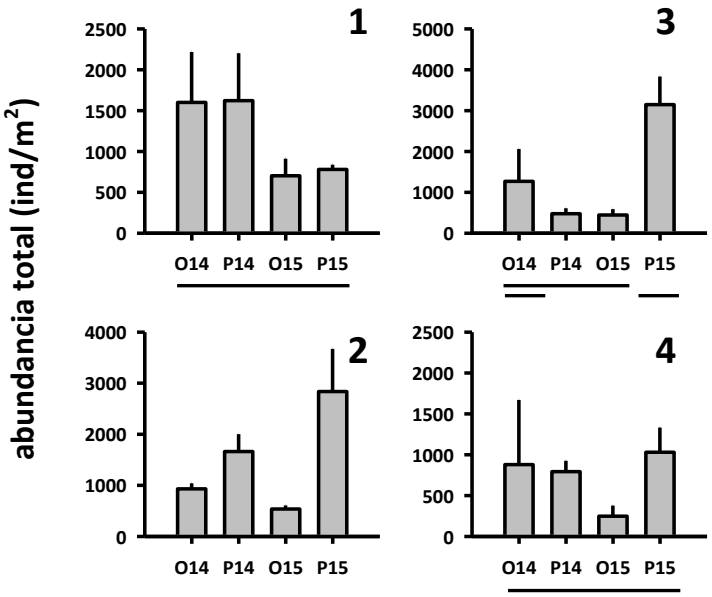


Figura 4.2.3.6. Abundancia total promedio (+ 1 desviación estándar) de especies de invertebrados bentónicos en los fondos ritrales del área de estudio, durante las estaciones de otoño 2014 (O14), primavera 2014 (P14), otoño 2015 (O15) y primavera 2015 (P15). Líneas horizontales que unen columnas o líneas horizontales alineadas bajo columnas, indican ausencia de diferencias significativas entre promedios (p>0,05). 1 = Ciruelos, 2 = Rucaco, 3 = Carriquilda y 4 = Calle Calle.

Dominancia

Durante el otoño del año 2015, las especies dominantes (de acuerdo a su abundancia (ind/m^2)) fueron el insecto díptero, *Eukieffiriella* sp. en los sectores Ciruelos (22,1%) y Rucaco (20,7%), el insecto díptero *Corynoneura* sp. en el sector Carriquilda (20,0%), y el insecto ephemeroptero *Penaphlenia flavidula* en el río Calle Calle (24,7%) (Tabla 4.2.3.6). Durante la primavera del año 2015, las especies dominantes fueron el

anélido oligochaeto *Tubifex* sp. en el sector Ciruelos (30,2%), el insecto díptero *Corynoneura* sp. en el sector Rucaco (31,8%), el insecto díptero *Atherix* sp. en el sector Carriquilda (16,9%) y el insecto díptero, *Eukieffiriella* sp. en el sector Calle Calle (43,9%). Solo en los sectores Ciruelos y Rucaco, se han mantenido como taxa dominantes las mismas especies en dos periodos seguidos (*Eukieffiriella* sp. en la primavera del año 2014 y el otoño del 2015) (Tabla 4.2.3.6).

Tabla 4.2.3.6 Frecuencia relativa de la abundancia de especies de invertebrados bentónicos dominantes en los fondos ritrales del área de estudio durante otoño 2014, primavera 2014, otoño 2015 y primavera 2015.

Sitios	**otoño 2014**		**primavera 2014**	
	Especie	proporción (%)	especie	proporción (%)
1 (sector Ciruelos)	*Smicridea annulucormis*	25,0	*Eukiefferiella* sp.	21,5
2 (sector Rucaco)	*Luchoelmis* sp.	17,9	*Eukiefferiella* sp.	14,5
3 (sector Carriquilda)	*Alluaudomya* sp.	28,1	*Eukiefferiella* sp.	22,6
4 (sector Calle Calle)	*Aegla abtao*	29,5	*Eukiefferiella* sp.	20,6
Sitios	**otoño 2015**		**primavera 2015**	
	Especie	proporción (%)	especie	proporción (%)
1 (sector Ciruelos)	*Eukiefferiella* sp.	22,1	*Tubifex* sp.	30,2
2 (sector Rucaco)	*Eukiefferiella* sp.	20,7	*Corynoneura* sp.	31,8
3 (sector Carriquilda)	*Corynoneura* sp.	20,0	*Atherix* sp.	16,9
4 (sector Calle Calle)	*Penaphlenia flavidula*	24,7	*Eukiefferiella* sp.	43,9

Diversidad

La Tabla 4.2.3.7 muestra la variabilidad en el tiempo de los valores del Índice de Diversidad de Shannon Wiener. Durante el otoño del año 2015, el sector Calle Calle (sitio 4) registró el índice más bajo de los cuatro sitios (0,67); por otra parte, en los sectores Ciruelos (sitio 1) y Carriquilda (sitio 3) se registraron los valores más altos de este periodo (0,96 y 0,95 respectivamente) (Tabla 4.2.3.7). Durante la primavera del mismo año, los índices más bajos se encontraron en los sectores de Ciruelos (sitio 1) y Calle Calle (sitio 4) (0,56 y 0,58

respectivamente), a la vez que el valor más alto de este índice se encontró en el sector Carriquilda (sitio 3) (0,93) (Tabla 4.2.3.7). Aun cuando los valores de diversidad estimados durante el año 2015 estuvieron en los rangos estimados durante el año 2014, se estimaron valores más bajos durante el primer año del Programa de Monitoreo del HRC (2015) (Tabla 4.2.3.7).

Tabla 4.2.3.7. Valores estimados del 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 2014, primavera 2014, otoño 2015 y primavera 2015.

sitios	**diversidad de Shannon**			
	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)
3 (sector Carriquilda)	0,94 (0,08)	0,84 (0,10)	0,95 (0,07)	0,93 (0,02)
4 (sector Calle Calle)	0,72 (0,34)	0,87 (0,12)	0,67 (0,09)	0,58 (0,07)

Biomasa

La biomasa de la macrofauna de invertebrados bentónicos durante la campaña de otoño del año 2015, varió entre 0,18 g/m^2 (río Calle Calle) y 0,31 g/m^2 (río Cruces, sector Ciruelos) (Tabla 4.2.3.8). Los resultados de los análisis de varianza no mostraron diferencias significativas ($p>0,05$) entre los cuatro sitios durante este periodo de monitoreo (Figura 4.2.3.7). Durante la primavera del año 2015, la biomasa varío entre 2,58 g/m^2 (sector Ciruelos) y 4,49 g/m^2 (sector Rucaco). Los análisis de varianza para comparar la biomasa de la macrofauna entre las estaciones, no arrojaron diferencias significativas ($p>0,05$) entre los cuatro sitios de muestreo (Figura 4.2.3.7).

Tabla 4.2.3.8. Biomasa total de la macrofauna de invertebrados bentónicos que ocurren en los fondos ritrales del área de estudio durante las estaciones de otoño 2014, primavera 2014, otoño 2015 y primavera 2015. Los valores corresponden al promedio de tres réplicas (cuatro para ambos periodos del año 2015).

Sitios	**biomasa (g/m^2)**			
	otoño 2014	primavera 2014	otoño 2015	primavera 2015
1 (sector Ciruelos)	2,26 (2,18)	0,71 (0,49)	0,31 (0,19)	2,58 (1,34)
2 (sector Rucaco)	0,61 (0,40)	0,54 (0,09)	0,22 (0,19)	4,49 (1,03)
3 (sector Carriquilda)	8,95 (3,55)	0,10 (0,06)	0,22 (0,25)	3,43 (1,21)
4 (sector Calle Calle)	8,11 (4,22)	0,31 (0,13)	0,18 (0,09)	2,74 (1,38)

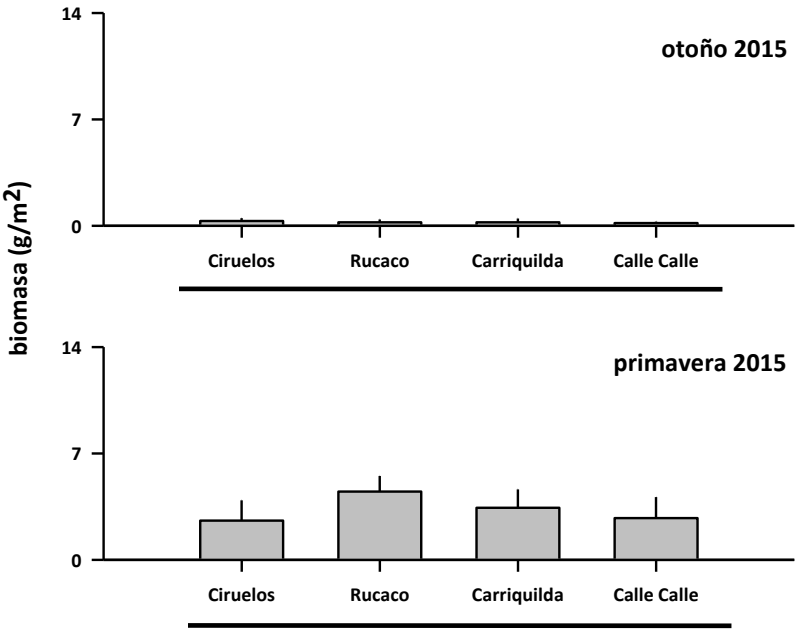


Figura 4.2.3.7. Biomasa (g/m^2) promedio de invertebrados bentónicos en los fondos ritrales del área de estudio, durante las estaciones de otoño y primavera del año 2014. Líneas horizontales que unen columnas, indican ausencia de diferencias significativas entre promedios (p>0,05).

La Figura 4.2.3.8 y Tabla 4.2.3.8 muestran la variabilidad en el tiempo de la biomasa total de la macrofauna de invertebrados bentónicos. Los resultados de los análisis de varianza no mostraron diferencias significativas ($p>0,05$) al comparar la biomasa total del sector Ciruelos (sitio 1); por otra parte, la biomasa de la macrofauna en el sector Rucaco (sitio 2), fue significativamente más alta ($p<0,05$) durante la primavera 2015. La comparación de los cuatro periodos de muestreo para los sectores Carriquilda (sitio 3) y Calle Calle (sitio 4), muestra que la biomasa de la macrofauna fue significativamente más baja ($p<0,05$) durante la primavera del año 2014 y el otoño del año 2015 (Fig. 4.2.3.8 y Tabla 4.2.3.8).

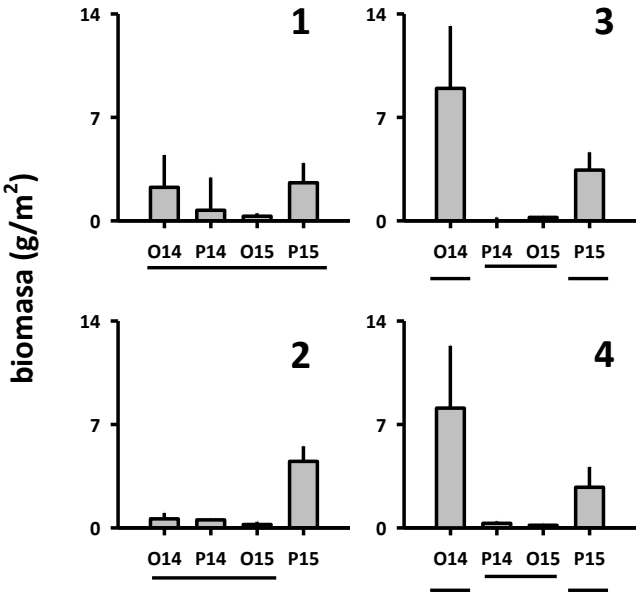


Figura 4.2.3.8. Biomasa promedio (+ 1 desviación estándar) de especies de invertebrados bentónicos en los fondos ritrales del área de estudio, durante las estaciones de otoño 2014 (O14), primavera 2014 (P14), otoño 2015 (O15) y primavera 2015 (P15). Líneas horizontales que unen columnas o líneas horizontales alineadas bajo columnas, indican ausencia de diferencias significativas entre promedios ($p>0,05$). 1 = Ciruelos, 2 = Rucaco, 3 = Carriquilda y 4 = Calle Calle.

Análisis de ordenamiento (escalamiento multi dimensional no métrico o EMDNM)

Los resultados de los análisis de EMDNM realizados para evaluar la eventual similitud faunística entre los cuatro sitios estudiados durante el otoño y la primavera del año 2015, se muestran en la Figura 4.2.3.9. Los valores de stress (0,08 y 0,06), indican un grado de asociación de muestras bastante apropiado: durante el otoño del año 2015, se observa que las réplicas de los sectores de Ciruelos y Rucaco (sitios 1 y 2 respectivamente) forman en general un grupo compacto, mientras que las de los sectores Carriquilda (sitio 3) y Calle Calle (sitio 4) forman grupos separados (Fig. 4.2.3.9). Durante la primavera del mismo año, las muestras de todas las estaciones forman agrupaciones independientes, lo que sugiere mayor heterogeneidad faunística que durante el otoño del año 2015.

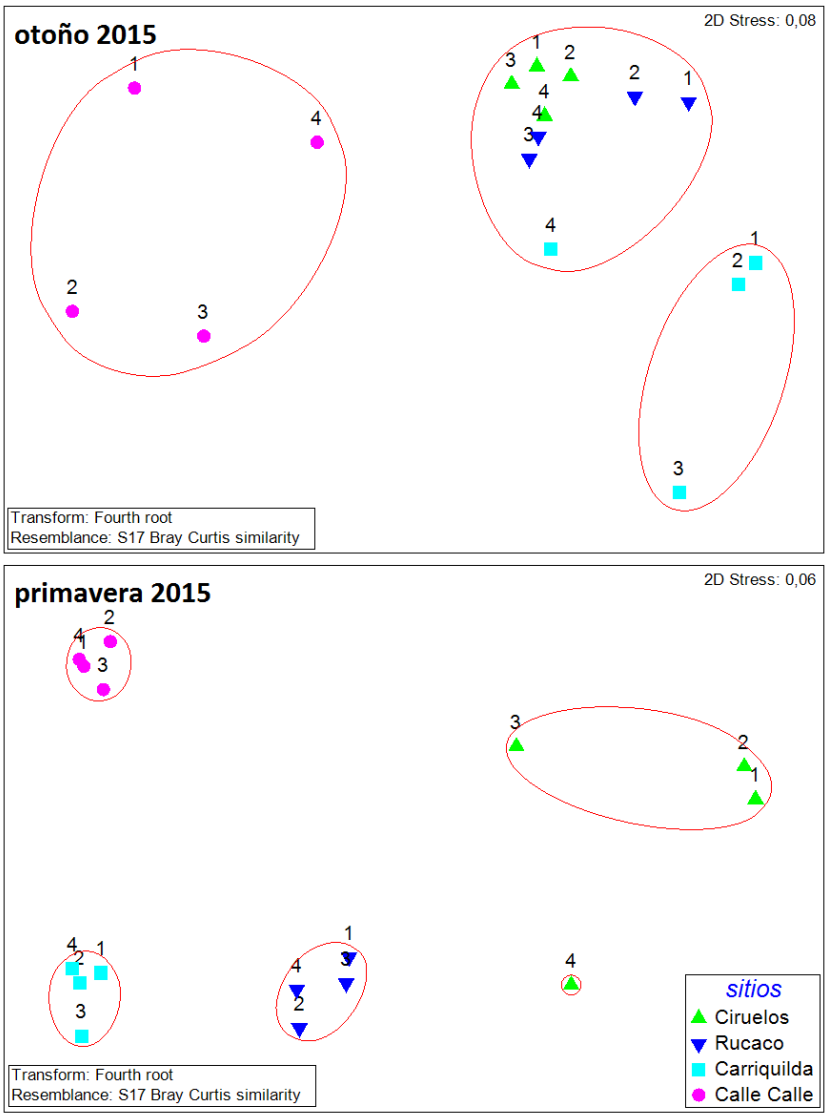


Figura 4.2.3.9. Representación gráfica del escalamiento multidimensional no métrico (EMDNM) basado en la abundancia de los organismos de la macrofauna bentónica de fondos ritrales de los sitios muestreados durante las estaciones de otoño y primavera del año 2015. Análisis basado en una matriz de similitud construida a partir del índice de Bray Curtis.

Organismos bentónicos de fondos ritrales y calidad del agua

Los valores estimados del Índice Biótico de Hilsenhoff en el área de estudio, muestran que la calidad del agua en cuanto a carga orgánica se refiere, ha sido en general buena o muy buena durante los años 2014 y 2015 (Tabla 4.2.3.9). Para cada uno de esos años, el agua ha tenido mayor calidad durante el muestreo de primavera (Tabla 4.2.3.9).

Tabla 4.2.3.9. Valores del Índice Biótico de Hilsenhoff para el área de estudio, durante las estaciones de otoño 2014, primavera 2014, otoño 2015 y primavera 2015.

Sitio	RBP III		RBP III		RBP III		RBP III	
	otoño 2014		primavera 2014		otoño 2015		primavera 2015	
1 (sector Ciruelos)	4,50	Muy Bueno	4,30	Muy Bueno	4,86	Bueno	6,23	Regular
2 (sector Rucaco)	4,91	Bueno	4,21	Muy Bueno	4,54	Bueno	4,27	Muy Bueno
3 (sector Carriquilda)	5,32	Bueno	4,21	Muy Bueno	4,71	Bueno	4,13	Muy Bueno
4 (sector Calle Calle)	4,22	Muy Bueno	4,09	Muy Bueno	4,56	Bueno	4,06	Muy Bueno

4.2.3.5. Conclusiones

• La macrofauna de invertebrados bentónicos de los fondos ritrales del río Cruces y río Calle Calle durante el año 2015, estuvo compuesta por 24 especies, con dominancia de insectos (17 y 21 especies en otoño y primavaera, respectivamente).

• La comparación de los valores de riqueza de especies, abundancia y biomasa de la macrofauna recolectada en el río Cruces durante los años 2014 y 2015, no muestra en general tendencias de variabilidad que puedan ser atribuibles a fenómenos ajenos al medio natural.

• El análisis de ordenamiento multidimensional no métrico realizado con los datos del año 2015, indica que la fauna de las estaciones de muestreo fue más heterogénea durante la primavera del año 2015.

• La calidad del agua en cuanto a carga orgánica se refiere, ha sido en general buena o muy buena durante los años 2014 y 2015; se concluye esto en base a los valores

estimados del Índice Biótico de Hilsenhoff, los cuales muestran en general que durante esos años, el agua ha tenido mayor calidad durante la primavera.

4.2.3.6. Referencias

Barbour, M. T., J. Gerritsen, B. D. Snyder, and J. B. Stribling. 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, J.E., and J.H. Zar. 1977. Field laboratory methods for general ecology. William C. Brown Company Publishers. Dubuque, Iowa, USA. 192 pp.

Figueroa, R., A. Palma, V. Ruiz, y X. Niell. 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: 225-242.

Hilsenhoff, W. L. 1988. Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. Journal of the North American Benthological Society 7: 65-68.

Klemm, D. J. 1990. Macroinvertebrate field and laboratory methods for evaluating the biological integrity of surface waters. US Environmental Protecting Agency. EPA/600/4-90/030.Xii. 256 pp.

Kruskal, W. H., and W. A. Wallis. 1952. Use of ranks in one-criterion variance analysis. Journal of the American statistical Association 47: 583-621.

Kruskal, J. B. 1964. Nonmetric multidimensional scaling: A numerical method. Psychometrika 29: 115-129 .

Mandaville, S. M. 2002. Benthic macroinvertebrate in freshwaters- taxa tolerance values, metrics, and protocols. (Proyect H-1) Soil & Water Conservation Society of Metro Halifax, Canada.

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.

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, J. L., M. T. Barbour, K.D. Porter, S. K. Gross, and R. M. Hughes. 1989. Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: benthic macroinvertebrates and fish. In Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: Benthic macroinvertebrates

and fish. U.S. Environmental Protection Agency. EPA 440/4-89/001. 8 Chapters, Appendices A-D.

Sokal, R. R., and F. J. Rohlf. 1995. Biometry the principles and practice of statistics in biological research. Second edition. W.H. Freeman. New York, USA. 859 pp.

UACh. 2014-2015. Programa de Diagnóstico Ambiental del Humedal del Río Cruces y sus Ríos Tributarios. (Convenio UACh-Celulosa Arauco).

4.2.4. FAUNA DE CAMARONES

4.2.4.1. Antecedentes

En las aguas continentales de Chile habitan seis especies de la familia Parastacidae (Crustacea, Decapoda): *Samastacus spinifrons*, *Parastacus nicoleti*, *Parastacus pugnax*, *Virilastacus araucanius*, *Virilastacus rucapihuelensis* y *Virilastacus retamali*; con excepción de la primera, 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 (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 (*Caudiverbera caudiverbera*, Rana chilena) (Rudolph, 1984), aves acuáticas (*Casmerodius albus*, Garza grande) (Figueroa & Corales, 1997) y Huairavo (*Nycticorax nycticorax*) (Corales & Figueroa, 1999) y mamíferos acuáticos (*Lontra provocax,* Huillín; *Mustela 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 humedal del río Cruces 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. Aun cuando no existe información sobre los depredadores de *P. nicoleti*, se puede presumir que los depredadores que consumen *P. pugnax* también lo hacen sobre la primera, ya que ambas especies ocurren en microhábitats similares (*i.e.,* vegas con niveles freáticos de agua cercanos a la superficie del suelo).

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 a 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 de lo anterior que se seleccionó a los camarones que habitan en el humedal del río Cruces y sus ríos tributarios, como parte del Programa de Monitoreo Ambiental de manera de comparar una serie de variables con los resultados del Programa de Diagnóstico Ambiental del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios.

4.2.4.2. Objetivos

- Analizar la abundancia y tamaños corporales del Camarón de río (*Samastacus spinifrons*) y del Camarón de vega (*Parastacus nicoleti*) en el área de estudio.
- Estudiar la proporción sexual de *S. spinifrons*.
- Estimar la abundancia del Camarón de vega en base a la presencia de ejemplares recolectados en sus habitáculos

• Analizar la concentración de metales pesados (Hierro, Aluminio, Manganeso, Cobre, Zinc, Plomo, Cadmio, Arsénico y Mercurio) en tejidos corporales del Camarón de río (*S. spinifrons*).

• Evaluar la concentración de compuestos orgánicos persistentes (Ácidos grasos, Ácidos resínicos y AOX) en tejidos corporales de *S. spinifrons*.

• Evaluar la concentración de Dioxinas y Furanos en tejidos corporales de *S. spinifrons*.

• Comparar los resultados obtenidos durante la campaña de otoño del primer año del Programa de Monitoreo (2015) con los resultados del Programa de Diagnóstico Ambiental del humedal del río Cruces realizado durante el año 2014 y parte del 2015.

4.2.4.3. Materiales y métodos

Obtención de las muestras de *Samastacus spinifrons*

Durante los meses de abril y mayo del 2015, se procedió a realizar muestreos tendientes a recolectar camarones de río (*Samastacus spinifrons)* correspondientes a la campaña de otoño del presente año. Durante el mes de noviembre se recolectaron los camarones correspondientes a la campaña primaveral del año 2015.

Durante ambas campañas se realizaron muestreos en las siguientes cinco estaciones: Ciruelos, Rucaco y Punucapa en el eje central del río Cruces, río Pichoy (sector interior) y río Calle Calle (sector Chumpullo) (ver Fig. 4.2.4.1).

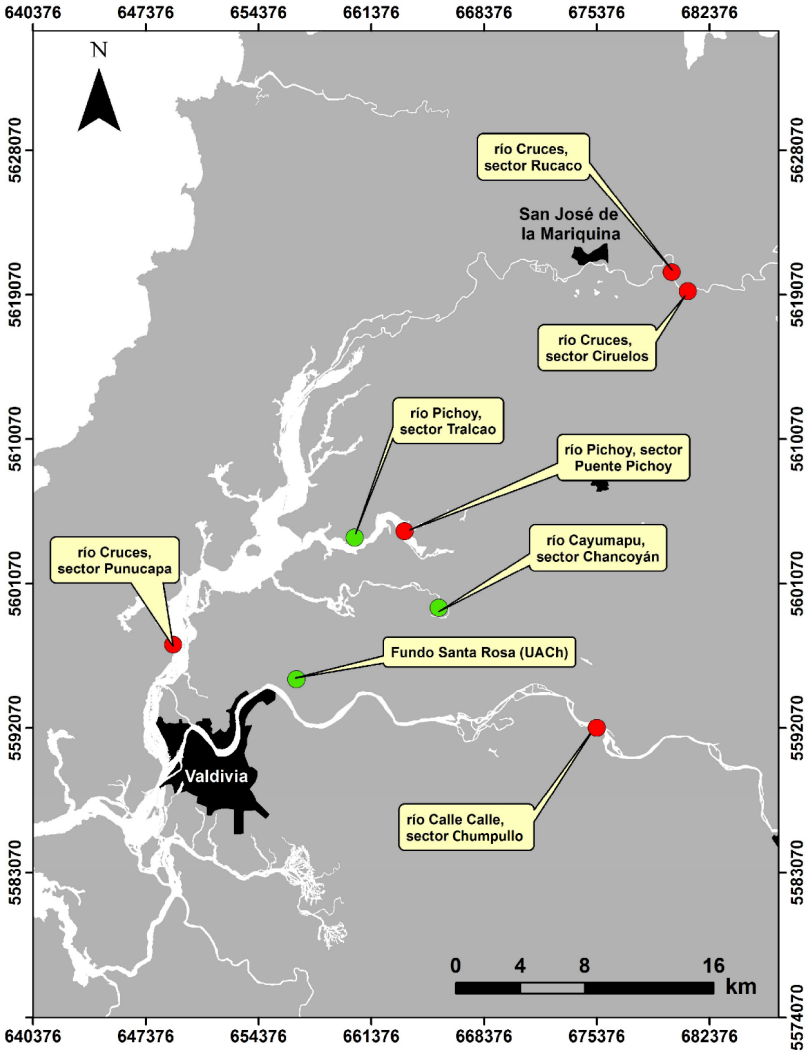


Figura 4.2.4.1. Ubicación de los sitios de muestreo del monitoreo estacional seleccionadas para el estudio del Camarón de río *Samastacus spinifrons* (puntos rojos). Los puntos en verde indican los sitios donde se recolectaron especímenes del Camarón de vega *Parastacus nicoleti.*

Se utilizaron dos modalidades de muestreo; una enfocada a conocer la abundancia de este camarón en cada sitio y la otra destinada a capturar al menos veinte ejemplares para obtener una visión general de los tamaños y proporción sexual en cada uno de estos sitios. Para el primer caso se realizaron transectos de muestreo durante el día y a lo largo de cuatro secciones fijadas al inicio del monitoreo y aleatorias de aproximadamente 15 metros de extensión; el tiempo de trabajo en cada sección fue de aproximadamente 10 minutos. La captura de *S. spinifrons* se realizó con un equipo de pesca eléctrica EFKO-Elektrofischfanggeräte GMBH, Typ FEG 1500. Posterior a la realización de los cuatro transectos anteriormente mencionados, se procedió a iniciar la captura para la obtención de una muestra adicional para estudios de tamaños corporales y estado sexual de los camarones. La profundidad de captura no excedió el metro de profundidad; una vez capturados y recolectados, los camarones se guardaron en bolsas plásticas ziploc para el posterior recuento y medición del tamaño de cada individuo en el laboratorio.

Obtención de las muestras de *Parastacus nicoleti*

La captura de *Parastacus nicoleti* se realizó en junio, septiembre y noviembre del año 2015 en las siguientes estaciones: río Pichoy (sector Tralcao), río Cayumapu (sector Chancoyán) y Fundo Santa Rosa (Fig. 4.2.4.1).

Los especímenes fueron capturados con bombas de vacío parciales, construidas artesanalmente. Estas consisten de un tubo de PVC de 8 cm de diámetro y 70 cm de largo, en cuyo interior se desliza un embolo accionado manualmente por el extractor, que por medio de succión permite extraer los camarones de terrenos semi-pantanosos. Los habitáculos de *P. nicoleti* fueron examinados aleatoriamente, recolectándose todos los especímenes que se encontraban en esos habitáculos. Los camarones recolectados se guardaron en bolsas plásticas ziploc rotulados por habitáculo.

Estimaciones de abundancia de *Samastacus spinifrons y Parastacus nicoleti*

La abundancia de *S. spinifrons* se estimó en base a unidad de esfuerzo, en la que en este estudio fue de aproximadamente 10 minutos por muestra o trabajo con sistema de pesca eléctrica. Los valores se expresan en promedio ± 1 desviación estándar.

La abundancia relativa de la especie *P. nicoleti* se estimó en base al número de habitáculos ocupados en relación al número total de habitáculos examinados, en un tiempo aproximado de dos horas de trabajo.

Tallas corporales

Los valores de tamaño corporal (*i.e.*, longitud cefalotórax) se utilizaron para construir histogramas de clases de talla para cada sitio de muestreo (Fig. 4.2.4.2).

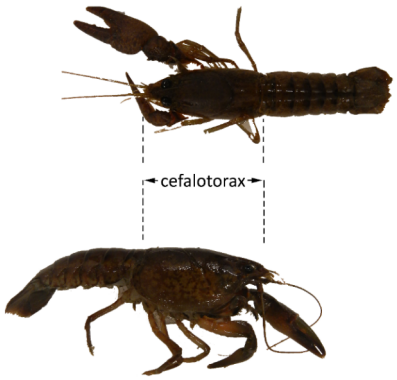


Figura 4.2.4.2. Mediciones de longitud realizadas en los especímenes de camarones recolectados en el estudio.

Proporción sexual de *Samastacus spinifrons*

Luego de ser medidos y pesados, los especímenes de *S. spinifrons* fueron sexados a través de la observación en lupa (10x) de los órganos sexuales (Rudolph, 2002), para así estimar proporción machos: hembras.

Análisis de metales pesados y compuestos orgánicos

Debido a la necesidad de contar con una biomasa adecuada para realizar los análisis químicos, se trabajó con ejemplares completos de camarones. Los ejemplares fueron lavados con abundante agua desionizada, se sonicaron para eliminar los restos de sedimento que pudieran haber quedado adheridos a los camarones y luego se secaron por liofilización y se pulverizaron. Las muestras así preparadas para análisis de metales pesados (*i.e.,* Hierro, Aluminio, Manganeso, Cobre, Zinc, Plomo, Cadmio, Arsénico y Mercurio) se atacaron mediante una digestión ácida en microondas y posteriormente se analizaron por Espectroscopía de Absorción Atómica de Llama. Debido a su baja concentración en esta matriz, el Plomo se analizó por ICP-MS y/o Espectroscopía de Absorción Atómica con horno de grafito.

Las muestras para análisis de AOX se analizaron mediante titulación microcoulombimétrica (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 fueron analizadas en el laboratorio Marschwood Scientific Service en Inglaterra, mediante Cromatografía Gaseosa de Alta Resolución-Espectrometría de Masa de Alta Resolución (HRGC-HRMS), de acuerdo al método EPA 1613.

4.2.4.4. Resultados

Abundancia de *Samastacus spinifrons*

La Tabla 4.2.4.1 muestra las abundancias del Camarón de río en los transectos ribereños, estudiados durante las campañas de los años 2014 y 2015. Durante el año 2014 se muestreó sobre tres transectos, número que aumentó a cuatro durante el año 2015.

Durante la campaña de otoño del año 2014, se capturaron ejemplares de camarones en todos los sectores muestreados. Los valores más altos de abundancia se encontraron en el sector Rucaco (promedio = 10,7 individuos) y los valores más bajos en el río Calle Calle (promedio = 1,0 individuos), sector donde sólo se capturaron camarones en uno de los tres transectos analizados (Tabla 4.2.4.1).

Durante la primavera del año 2014, también se capturaron camarones en todos los sectores de estudio. Las mayores abundancias se presentaron en los sectores Punucapa y río Calle Calle (promedios = 9,0 y 8,7 individuos, respectivamente), a la vez que las abundancias más bajas de *S. spinifrons* se detectaron en el sector Rucaco (promedio = 4,7 individuos) (Tabla 4.2.4.1).

Durante la campaña de otoño del año 2015, no se capturaron ejemplares de camarones en los sectores Ciruelos y Rucaco (Tabla 4.2.4.1). Las abundancias promedio fueron menores a las campañas anteriores (promedios = 1,0 - 1,5 individuos), debido a que sólo se detectó la presencia de *S. spinifrons* en un sólo transecto de los cuatro analizados en los sectores Punucapa, Pichoy y Calle Calle (Tabla 4.2.4.1).

Durante la primavera del año 2015, se capturaron camarones en todos los sectores muestreados y con abundancias mayores a las de la campaña de otoño del mismo año. Los valores más altos en abundancia se presentaron en el sector Ciruelos (promedio = 5,5 individuos) y los valores más bajos en el sector de Rucaco (promedio = 0,5 individuos) (Tabla 4.2.4.1).

Tabla 4.2.4.1. Número de individuos de *Samastacus spinifrons* recolectados en cada transecto durante las campañas de otoño y primavera de los años 2014 y 2015. Se muestran valores promedio por estación con desviación estándar en paréntesis. Durante el año 2014 se realizaron solo tres transectos.

Estaciones	campaña	abundancia				promedio
		1	2	3	4	
Eje central río Cruces	**otoño 2014**	6	10	4	-	6,7 (3,1)
(sector límnico)	**primavera 2014**	7	3	7	-	5,7 (2,3)
sector Ciruelos	**otoño 2015**	0	0	0	0	0,0 (0,0)
	primavera 2015	4	0	5	13	5,5 (5,4)
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)
Eje central del río Cruces	**otoño 2014**	12	11	1	-	8,0 (6,1)
(sector estuarial)	**primavera 2014**	12	3	12	-	9,0 (5,5)
sector Punucapa	**otoño 2015**	0	6	0	0	1,5 (3,0)
	primavera 2015	0	4	8	7	4,8 (3,6)
Río tributario del río Cruces	**otoño 2014**	9	12	7	-	9,3 (2,5)
sector río Pichoy	**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)
Fuera del humedal del río	**otoño 2014**	0	0	3	-	1,0 (1,7)
Cruces y sus ríos Tributarios	**primavera 2014**	9	13	4	-	8,7 (4,5)
sector río Calle Calle	**otoño 2015**	0	0	5	0	1,3 (2,5)
	primavera 2015	0	1	0	6	1,8 (2,9)

Abundancia relativa de *Parastacus nicoleti*

Durante junio del año 2015, se encontraron camarones de vega en 10 de 18 habitáculos en Tralcao (55,5 %), en 7 de 11 madrigueras en Chancoyán (63,6%) y en 10 de 15 habitáculos en Santa Rosa (66,6%) (Fig. 4.2.4.3); es decir, las abundancias relativas más altas de *P. nicoleti* ocurrieron en Chancoyán y Santa Rosa.

Durante septiembre de 2015, se encontraron camarones de vega en 19 de 26 habitáculos en Tralcao (73,0%), en 14 de 15 madrigueras en Chancoyán (93,3%) y en 16 de

18 habitáculos en Santa Rosa (88,8%) (Fig. 4.2.4.3); *i.e.*, las abundancias relativas más altas se detectaron en Chancoyán.

Durante la campaña de noviembre de 2015, se encontraron camarones de vega en 14 de 25 habitáculos en Tralcao (56,0 %), en 14 de 20 madrigueras en Chancoyán (70,0 %) y en 6 de 19 habitáculos en Santa Rosa (31,5 %) (Fig. 4.2.4.3); nuevamente, las abundancias relativas más altas ocurrieron en el sector de Chancoyán.

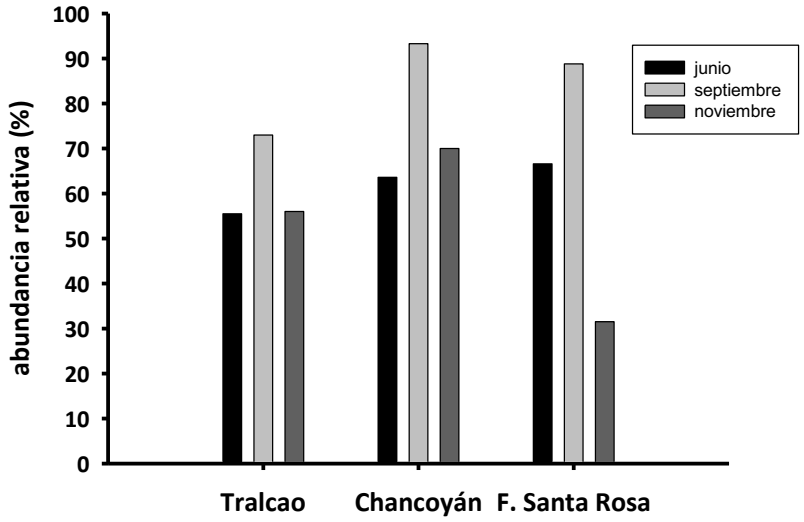


Figura 4.2.4.3. Abundancia relativa de la especie *P. nicoleti* en el área de estudio durante junio, septiembre y noviembre del año 2015.

Número de especímenes de *Parastacus nicoleti* por habitáculo

Se contó el número de camarones presentes por habitáculo en los tres sectores analizados durante las campañas de junio, septiembre y noviembre del año 2015.

Durante la campaña de junio de 2015; la situación más frecuente en cuanto a ocupación de habitáculos, fue ausencia de especímenes en Tralcao, un camarón en Chancoyán y ausencia y un espécimen por habitáculo en Santa Rosa (Fig. 4.2.4.4). Las ocupaciones más altas de camarones por madriguera se detectaron en el Fundo Santa Rosa (6 y 7 especímenes) (Fig. 4.2.4.4).

Durante septiembre de 2015, la abundancia más frecuente en todos los sitios fue de un camarón de vega por habitáculo, mientras que las mayores ocupaciones de camarones ocurrieron en Chancoyán y Santa Rosa (10 y 8 especímenes, respectivamente) (Fig. 4.2.4.4).

Durante la campaña de noviembre del año 2015, las situaciones más frecuentes fueron ausencia de camarones y presencia de un espécimen por habitáculo; las mayores ocupaciones ocurrieron en Tralcao y Santa Rosa (6 y 5 especímenes, respectivamente) (Fig. 4.2.4.4).

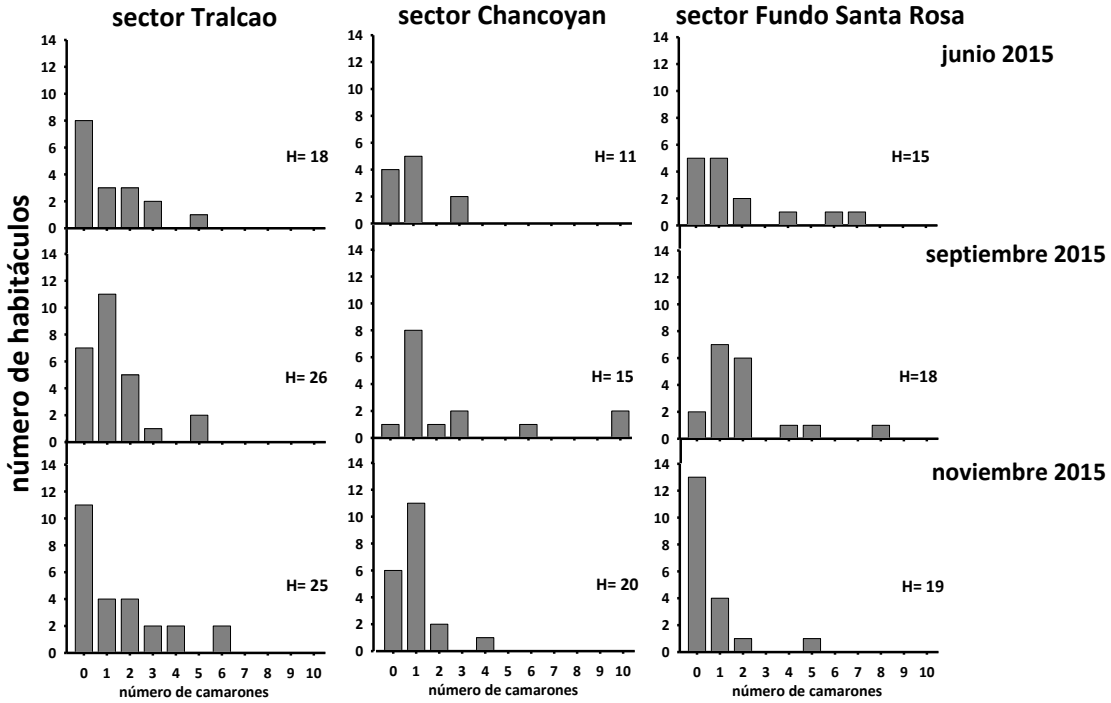


Figura 4.2.4.4. Número de individuos de *Parastacus nicoleti* recolectados por habitáculo durante junio, septiembre y noviembre del año 2015. Se indican con cero el número de habitáculos examinados y donde no se recolectaron camarones. Los números a la derecha de cada gráfico indican el total de habitáculos examinados.

Tallas corporales

Samastacus spinifrons

Durante la campaña de otoño 2014, el tamaño corporal de *S. spinifrons* a través del área de estudio varió entre 1,1 y 4,6 cm (Tabla 4.2.4.2); los animales más grandes (longitud cefalotorácica > 4 cm considerando media, modas y rangos) se recolectaron en los ríos Pichoy y Calle Calle, siendo en este último donde se observó la mayor talla de cefalotórax (4,6 cm).

Para la campaña de primavera 2014, el tamaño corporal del camarón de río varió entre 0,8 y 5,1 cm (Tabla 4.2.4.2); los animales más grandes (longitud cefalotorácica > 4 cm considerando promedios, modas y rangos) se recolectaron en el sector Pichoy.

Durante la campaña de otoño 2015, el tamaño corporal del camarón de río varió entre 0,9 y 4,9 cm (Tabla 4.2.4.2); los animales más grandes (longitud cefalotorácica > 4 cm considerando promedios, modas y rangos) se recolectaron en los sectores; río Calle Calle (Tabla 4.2.4.2 y Fig. 4.2.4.9), Rucaco (Tabla 4.2.4.2 y Fig. 4.2.4.6) y río Pichoy (Tabla 4.2.4.2 y Fig. 4.2.4.8). El sector Ciruelos (río Cruces) fue el que presentó el mayor porcentaje de individuos pequeños (longitud cefalotorácica < 2 cm) (Fig. 4.2.4.5).

Durante la campaña de la primavera 2015, el tamaño corporal de *S. spinifrons* varió entre 0,9 y 4,3 cm (Tabla 4.2.4.2). Los animales más grandes (longitud cefalotorácica > 4 cm considerando promedios, modas y rangos) se recolectaron en los sectores Punucapa (Tabla 4.2.4.2 y Fig. 4.2.4.7) y río Pichoy (Tabla 4.2.4.2 y Fig. 4.2.4.8), respectivamente. Por otra parte, los ejemplares con tamaños corporales más bajos ocurrieron en el río Cruces, sector Ciruelos (Tabla 4.2.4.2 y Fig. 4.2.4.5) y río Calle Calle (Tabla 4.2.4.2 y Fig. 4.2.4.9).

Tabla 4.2.4.2. 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 y 2015. n= número de especímenes recolectados.

estaciones	campañas	n	media	moda	rango
Eje central río del río Cruces	otoño 2014	68	2,2	2,5	1,2 - 3,0
(sector límnico)	primavera 2014	69	2,0	1,9	0,8 - 3,4
sector Ciruelos	otoño 2015	104	1,8	1,5	0,9 - 3,7
	primavera 2015	54	2,2	1,7	1,1 - 3,6
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
Eje central del río Cruces	otoño 2014	26	2,2	1,5	1,1 - 3,7
(sector estuarial)	primavera 2014	119	2,1	1,7	0,8 - 5,1
sector Punucapa	otoño 2015	34	1,9	1,5	1,1 - 3,3
	primavera 2015	33	2,5	3,0	1,6 - 4,0
Ríos tributarios del río Cruces	otoño 2014	63	2,7	2,5	1,2 - 4,3
sector río Pichoy	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
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
sector río Calle Calle	otoño 2015	22	3,5	2,9	1,8 - 4,9
	primavera 2015	41	2,1	1,8	1,0 - 4,3

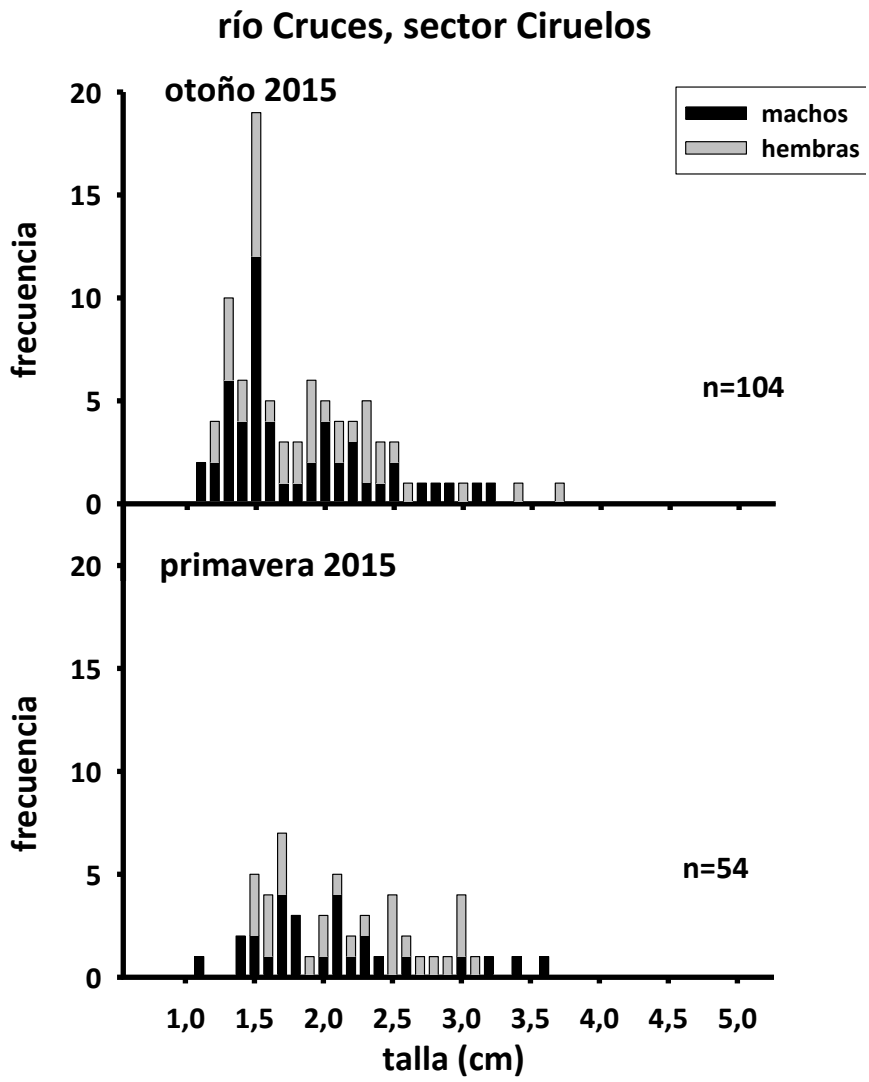


Figura 4.2.4.5. Distribución de tallas corporales de *Samastacus spinifrons* en el sector Ciruelos durante la campaña de otoño y primavera 2015.

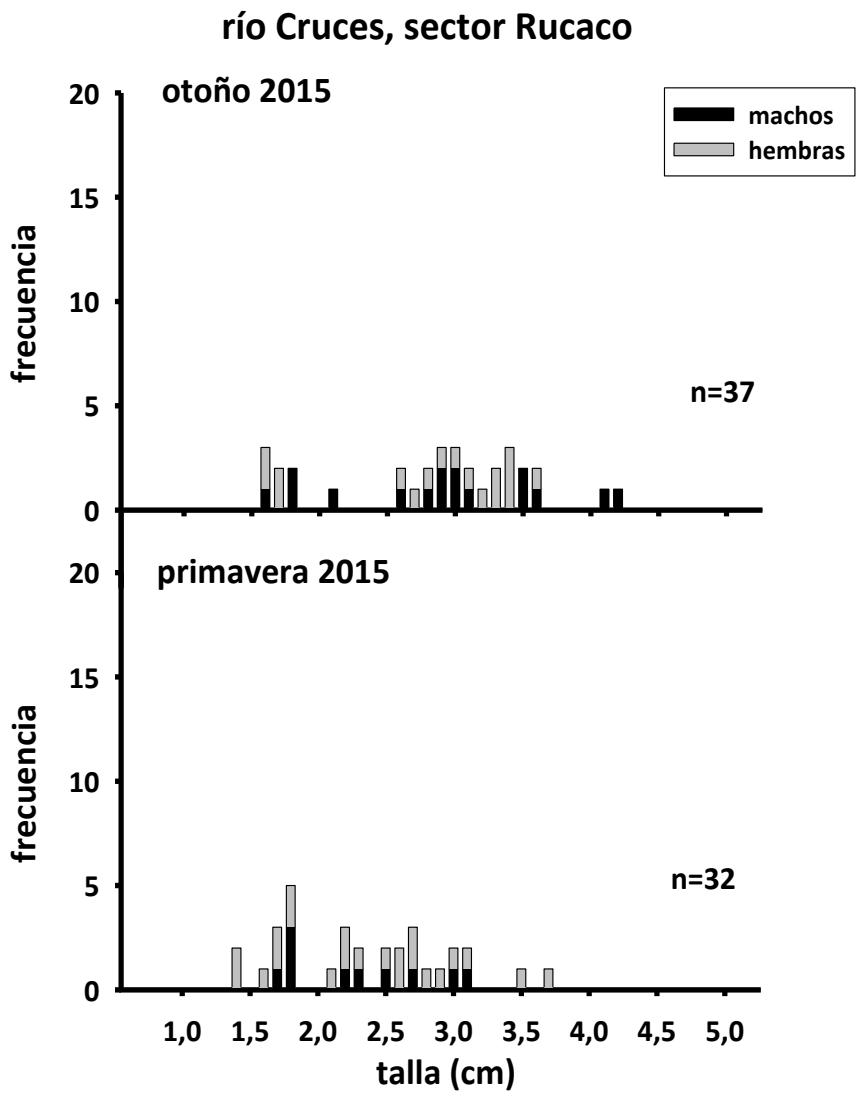


Figura 4.2.4.6. Distribución de tallas corporales de *Samastacus spinifrons* en el sector Rucaco durante la campaña de otoño y primavera 2015.

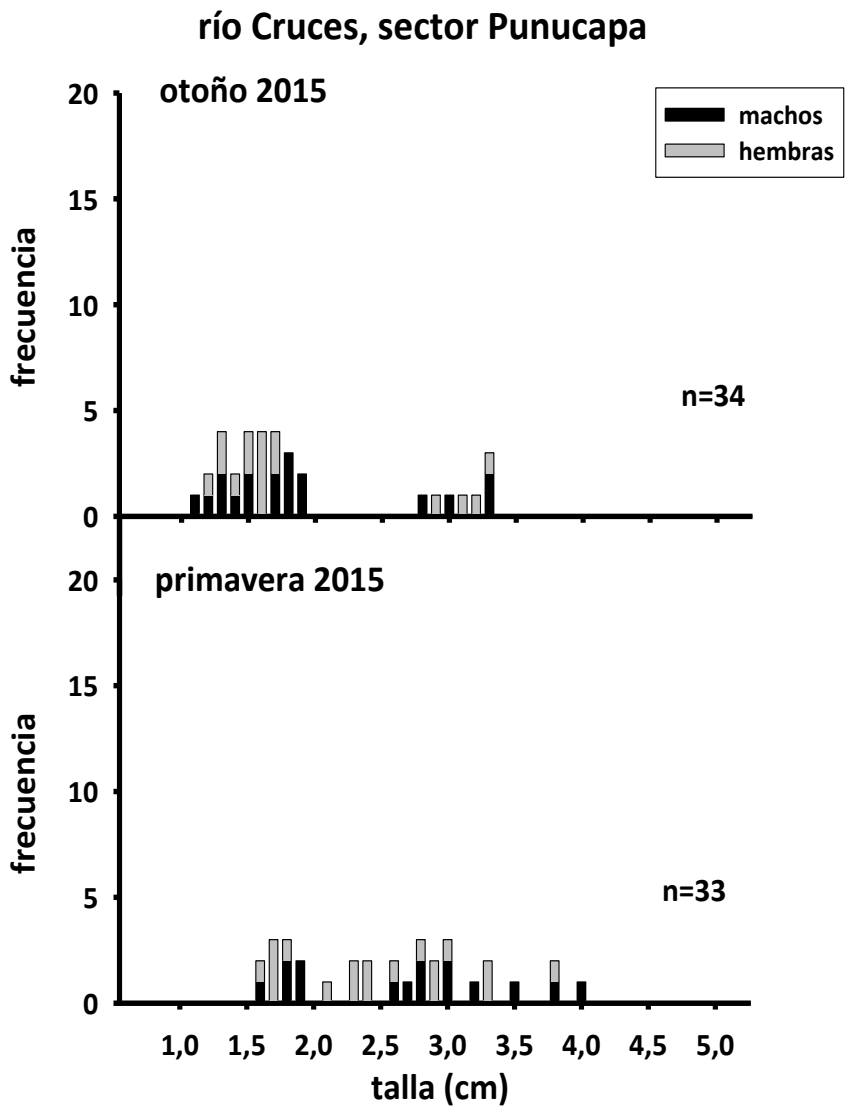


Figura 4.2.4.7. Distribución de tallas corporales de *Samastacus spinifrons* en el sector Punucapa durante la campaña de otoño y primavera 2015.

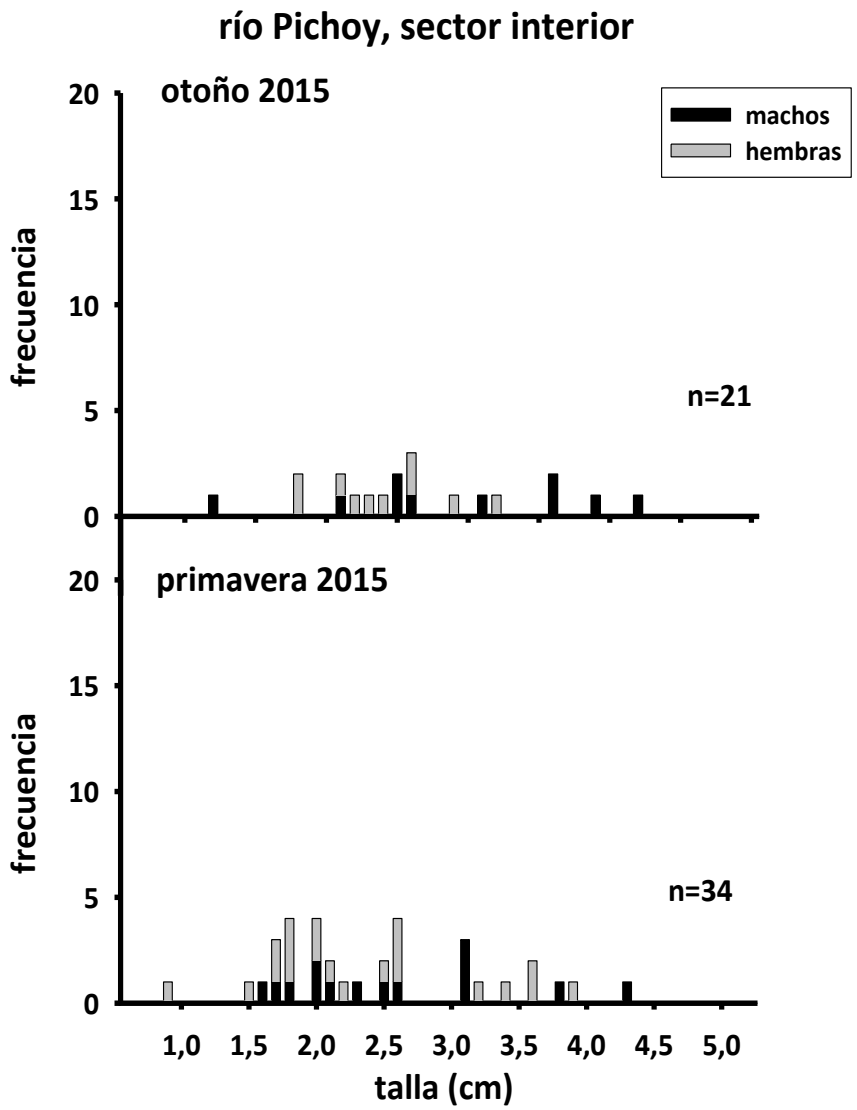


Figura 4.2.4.8. Distribución de tallas corporales de *Samastacus spinifrons* en el sector río Pichoy durante la campaña de otoño y primavera 2015.

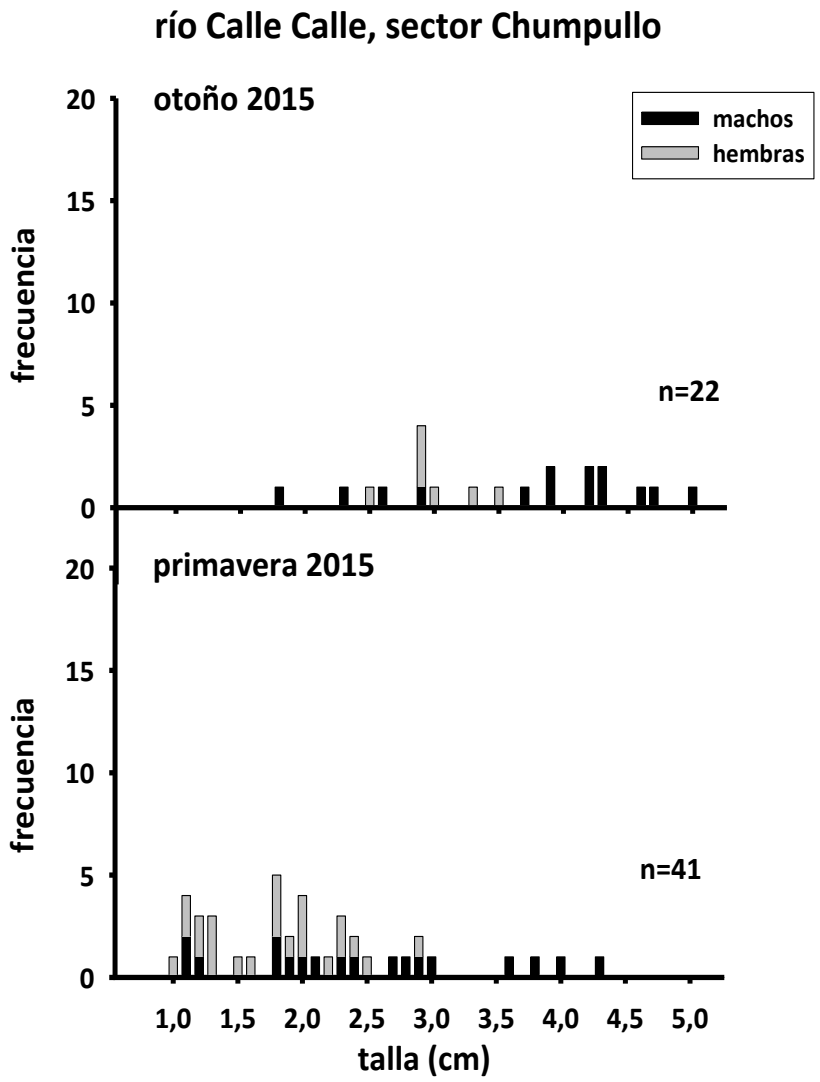


Figura 4.2.4.9. Distribución de tallas corporales de *Samastacus spinifrons* en el sector río Calle Calle durante la campaña de otoño y primavera 2015.

Parastacus nicoleti

Durante la campaña de octubre 2014, el número de especímenes capturados de *P. nicoleti* fue 22, 22 y 19 camarones en Tralcao (río Pichoy), Chancoyán (río Cayumapu) y en el Fundo Santa Rosa, respectivamente (Tabla 4.2.4.3). Durante junio del año 2015 las capturas fueron de 21, 48 y 36 camarones, en esos mismos sectores, mientras que durante la campaña de septiembre del mismo año se capturaron 34, 42 y 36 camarones, respectivamente (Tabla 4.2.4.3). En noviembre del mismo año se capturaron 19, 35 y 11 camarones en Tralcao, Chancoyan y en el Fundo Santa Rosa, respectivamente (Tabla 4.2.4.3).

Durante la campaña de octubre 2014, los tamaños de los camarones recolectados fueron similares al comparar sitios en cuanto a media y moda; sin embargo, aquellos recolectados en Chancoyán y Santa Rosa, mostraron tamaños más grandes (evidenciados por los rangos; hasta 4,4 cm de longitud cefalotorácica) (Tabla 4.2.4.3).

Durante las campañas realizadas en el año 2015; en junio el promedio de talla de los camarones fue similar en Chancoyán y Santa Rosa (2,4-2,3 cm, respectivamente); sin embargo, las tallas corporales más grandes ocurrieron en Tralcao y Chancoyán (Tabla 4.2.4.3). Durante septiembre del mismo año, el tamaño promedio y la moda de los camarones recolectados fue mayor en los sectores Tralcao; sin embargo, las tallas máximas se alcanzaron en el sector Chancoyán (Tabla 4.2.4.3). En noviembre el promedio de la talla de *P. nicoleti* fue similar para los sectores Tralcao y Santa Rosa (2,6-2,4 cm, respectivamente), siendo notoriamente más bajo en Chancoyán (2,1 cm). En cambio, los tamaños más grandes fueron encontrados en los tres sectores analizados (Tabla 4.2.4.3)

Tabla 4.2.4.3. Fecha de captura, número de camarones recolectados, media, moda y rango de tallas corporales (valores en cm) de *Parastacus nicoleti.* Datos correspondientes a las campañas de octubre del año 2014, junio, septiembre y noviembre del año 2015. n= número de especímenes recolectados.

Estaciones	campañas	n	media	moda	rango
Ríos tributarios del río Cruces (sector estuarial)					
río Pichoy, sector Tralcao	octubre 2014	22	2,7	3,7	0,8 - 3,9
	junio 2015	21	1,7	1,6	1,0 - 4,3
	septiembre 2015	34	2,7	3,7	0,9 - 4,1
	noviembre 2015	19	2,6	3,7	0,8 - 4,0
río Cayumapu, sector Chancoyán	octubre 2014	22	3,4	4,0	1,1 - 4,4
	junio 2015	48	2,4	1,2	0,8 - 4,1
	septiembre 2015	42	2,0	1,3	0,7 - 4,3
	noviembre 2015	35	1,9	1,4	0,9 - 4,1
Fuera del humedal del río Cruces					
Fundo Santa Rosa	octubre 2014	19	3,0	3,9	1,7 - 4,4
	junio 2015	36	2,3	2,0	1,1 - 3,5
	septiembre 2015	36	2,1	2,2	0,7 - 4,0
	noviembre 2015	11	2,4	2,0	0,8 - 4,0

Proporción sexual de *Samastacus spinifrons*

Durante la campaña de otoño de 2015, el 54,3% del total de camarones recolectados de *S. spinifrons* (n total = 220) en el área de estudio, correspondió a machos, a la vez que un 46,7% a hembras. En contraste, durante la campaña de la primavera del año 2015, el 43,3% correspondió a machos y el 57,6% a hembras (n total = 194).

La Tabla 4.2.4.4 muestra un desglose en las proporciones sexuales de *S. spinifrons* en cada sitio durante el otoño 2015. La proporción machos / hembras fue en general cercana a 1, con excepción de las proporciones estimadas para los especímenes recolectados en los sectores Ciruelos y río Calle Calle, donde los machos estuvieron más representados (Tabla 4.2.4.4).

Durante la campaña primaveral de 2015, la proporción de machos / hembras, fue mucho menor que la campaña anterior (≤1) (Tabla 4.2.4.4). Se observó mayor predominancia de hembras, siendo esto más más notorio en el sector de Rucaco (M/H = 0,5) (Tabla 4.2.4.4)

Tabla 4.2.4.4. Proporción sexual de los ejemplares de *Samastacus spinifrons* recolectados en el área de estudio durante el otoño y la primavera del año 2015. M: machos, H: hembras.

Estaciones	campaña	N° total	M (%)	H (%)	M/H
Eje central río del río Cruces					
(sector límnico)	otoño 2015	106	57,1	42,9	1,3
sector Ciruelos	primavera 2015	54	50,0	50,0	1,0
sector Rucaco	otoño 2015	37	50,0	50,0	1,0
	primavera 2015	32	31,3	68,7	0,5
Eje central del río Cruces					
(sector estuarial)	otoño 2015	34	52,9	47,1	1,1
sector Punucapa	primavera 2015	33	45,5	54,5	0,8
Ríos tributarios del río Cruces					
sector río Pichoy	otoño 2015	21	52,4	47,6	1,1
	primavera 2015	34	41,2	58,8	0,7
Fuera del humedal del río					
Cruces y sus ríos tributarios	otoño 2015	22	68,2	31,8	2,1
sector río Calle Calle	primavera 2015	41	43,9	56,1	0,8

Metales pesados *en Samastacus spinifrons*

Las Tablas 4.2.4.5 a 4.2.4.7 y la Figura 4.2.4.10, muestran la concentración de metales pesados en ejemplares completos de *S. spinifrons* recolectados durante las campañas de otoño y primavera 2014 (Programa de Diagnóstico Ambiental) y otoño 2015 (Programa de Monitoreo Ambiental).

Durante todas las campañas, los metales pesados más representados en *S. spinifrons* (*i.e.,* mayores concentraciones) fueron Hierro, Aluminio y Manganeso, respectivamente (Tabla 4.2.4.5 y Fig. 4.2.4.10). El análisis de las concentraciones de estos elementos evidencia algunas tendencias de variabilidad en el tiempo:

i) Las concentraciones de Hierro en los camarones de Ciruelos fueron más bajas durante el otoño del 2014, que durante la primavera del mismo año y el otoño del 2015.

ii) Las concentraciones del mismo elemento en los especímenes de Rucaco y río Calle Calle, mostraron una tendencia a la disminución en el tiempo.

iii) El Aluminio en los camarones de Ciruelos tendió a aumentar en el tiempo, a la vez que las concentraciones de este elemento en los especímenes de los otros sitios no mostraron mayor variabilidad espacio – temporal o no se evidenció una tendencia definida.

iv) Las concentraciones de Manganeso en los camarones de Ciruelos, Rucaco y río Calle Calle, mostraron una tendencia a la baja en el tiempo (Fig. 4.2.4.10).

Las concentraciones de Cobre en los camarones de Ciruelos y Rucaco, fueron levemente más altas durante el muestreo de otoño del 2015 *versus* las de las campañas de otoño y primavera del año 2014; por el contrario, en el río Calle Calle, las concentraciones de este elemento fueron notoriamente más altas durante la primavera del año 2014 y el otoño del 2015 (Tabla 4.2.4.6 y Fig. 4.2.4.10).

Con la excepción de lo observado con las concentraciones de Zinc en los camarones de Rucaco (valores más altos durante el otoño del 2015), las de los especímenes recolectados en Ciruelos y Calle Calle, no mostraron mayor variabilidad espacio – temporal (Tabla 4.2.4.6 y Fig. 4.2.4.10).

Las concentraciones de Plomo fueron muy bajas en los camarones recolectados en Rucaco y notoriamente más altas en aquellos especímenes recolectados en el río Calle Calle. Durante las campañas otoñales del 2014 y 2015, las concentraciones de éste metal en el sector Ciruelos mostraron valores bajos y similares a los de los camarones de Rucaco; sin embargo, durante la campaña primaveral del año 2014, las concentraciones de Plomo de

los camarones examinados estuvieron en el rango de las concentraciones medidas en los camarones del río Calle Calle (Tabla 4.2.4.6).

Durante la campaña de otoño del 2014, se detectó Cadmio sólo en camarones de Ciruelos y río Calle Calle, mientras que en las campañas de la primavera del 2014 y el otoño del 2015 sólo se detectó este metal en los camarones del sector Chumpullo, en el río Calle Calle (Tabla 4.2.4.7 y Fig. 4.2.4.10). No se detectó Arsénico en ninguna de las campañas hasta ahora realizadas (Tabla 4.2.4.7).

Las concentraciones de Mercurio en los camarones de Ciruelos y Rucaco, no mostraron mayor variabilidad inter – campañas, a la vez que las de los especímenes del río Calle Calle fueron más altas durante la campaña del otoño del año 2014 (Tabla 4.2.4.7).

Tabla 4.2.4.5. Concentraciones de Hierro, Aluminio y Manganeso en tejidos de *Samastacus spinifrons* recolectados durante las campañas de otoño y primavera del 2014 y otoño 2015. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis y aproximados a un decimal.

estación	campaña	Hierro (µg g^{-1})	Aluminio (µg g^{-1})	Manganeso (µg g^{-1})
Eje central río Cruces	otoño 2014	418,6 (14,9)	354,3 (13,9)	283,5 (0,4)
(sector límnico)	primavera 2014	530,3 (7,0)	353,4 (3,2)	297,0 (3,4)
sector Ciruelos	otoño 2015	526,3 (0,7)	441,1 (14,4)	214,5 (4,0)
sector Rucaco	otoño 2014	599,4 (30,6)	431,6 (10,5)	378,5 (0,1)
	primavera 2014	537,0 (9,7)	401,8 (34,0)	249,6 (9,3)
	otoño 2015	334,0 (13,9)	410,6(21,6)	148,9 (0,5)
Fuera del humedal del río	otoño 2014	619,1 (15,4)	275,5 (3,1)	261,1 (20,9)
Cruces y sus ríos	primavera 2014	563,8 (58,3)	375,5 (21,8)	241,6 (11,0)
sector Calle Calle	otoño 2015	497,6 (3,9)	328,2 (11,5)	230,7 (1,5)

Tabla 4.2.4.6. Concentraciones de Cobre, Zinc y Plomo en tejidos de *Samastacus spinifrons* recolectados durante las campañas de otoño y primavera del 2014 y el otoño del 2015. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis. * = No detectado, *i.e.* bajo el límite de detección del método utilizado.

estaciones	campaña	Cobre (µg g^{-1})	Zinc (µg g^{-1})	Plomo (µg g^{-1})
Eje central del río Cruces	otoño 2014	66,53 (1,5)	95,33 (2,0)	0,03 (0,0)
(sector límnico)	primavera2014	67, 52 (0,0)	98,14 (0,0)	0,06 (0,0)
sector Ciruelos	otoño 2015	73,23 (0,4)	116,43 (1,6)	*
sector Rucaco	otoño 2014	54,83 (2,7)	90,90 (3,5)	0,06 (0,0)
	primavera 2014	67,73 (2,9)	98,98 (3,9)	0,64 (0,0)
	otoño 2015	85,00 (1,8)	152,21 (1,9)	0,03
Fuera del humedal del río	otoño 2014	128,81 (7,9)	114,98 (3,3)	0,20 (0,0)
Cruces y sus ríos tributarios	primavera 2014	163,80 (4,5)	121,86 (1,2)	0,58 (0,3)
sector Calle Calle	otoño 2015	180,50 (0,9)	133,07 (1,5)	0,25 (0,0)

Tabla 4.2.4.7. Concentraciones de Cadmio, Arsénico y Mercurio en tejidos de *Samastacus spinifrons* para las campañas otoño y primavera 2014 y otoño 2015. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis. ***** = No detectado, *i.e.* bajo el límite de detección del método utilizado.

estaciones	campañas	Cadmio (µg g^{-1})	Arsénico (µg g^{-1})	Mercurio (µg g^{-1})
Eje central del río Cruces	otoño 2014	0,208 (0,0)	*	0,080 (0,0)
(sector límnico)	primavera 2014	*	*	0,086 (0,0)
sector Ciruelos	otoño 2015	*	*	0,107 (0,0)
sector Rucaco	otoño 2014	*	*	0,083 (0,0)
	primavera 2014	*	*	0,084 (0,0)
	otoño 2015	*	*	0,113 (0,0)
Fuera del humedal del río	otoño 2014	0,367 (0,0)	*	1,190 (0,0)
Cruces y sus ríos tributarios	primavera 2014	0,414 (0,0)	*	0,083 (0,0)
sector Calle Calle	otoño 2015	0,353 (0,0)	*	0,165 (0,0)

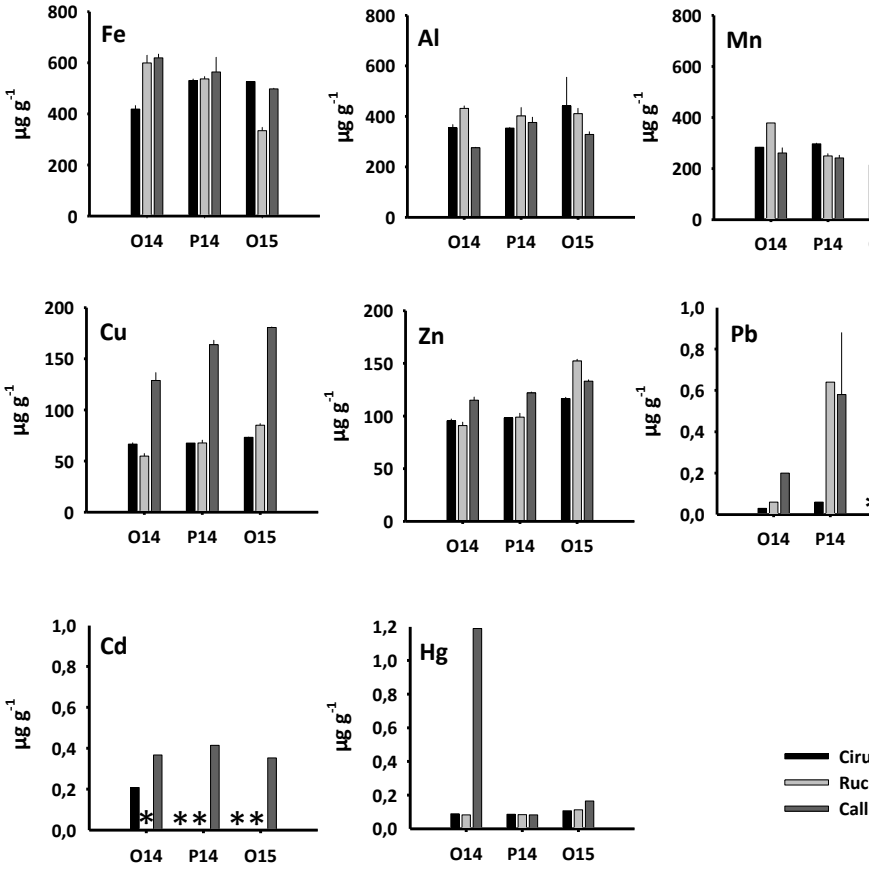


Figura 4.2.4.10. Concentración de metales pesados en *Samastacus spinifrons* en el área de estudio, durante campañas otoño 2014 (O14), primavera 2014 (P14) y otoño 2015 (O15). Los valores son promedios con una desviación estándar. * = No detectado, *i.e.,* bajo el límite de detección del método utilizado.

Análisis estadísticos

Los análisis estadísticos del ANDEVA factorial y la prueba no paramétrica de Kruskall Wallis, utilizados para comparar la influencia de los factores Año y Sector en las concentraciones de metales pesados presentes en los tejidos del Camarón *Samastacus spinifrons,* se muestran en la Tabla 4.2.4.8.

Las concentraciones de Hierro, Manganeso y Plomo fueron significativamente más altas ($p<0,05$) en los camarones analizados durante el año 2014, mientras que las de Zinc y Mercurio fueron más altas en especímenes recolectados durante el año 2015 (Tabla 4.2.4.8). Las concentraciones de Aluminio, Cobre y Cadmio no presentaron diferencias estadísticamente significativas ($p>0,05$) entre los camarones recolectados en los años 2014 y 2015 (Tabla 4.2.4.8).

En términos espaciales, se observa que las concentraciones de la mayoría de los metales pesados evaluados en los camarones estudiados, presentaron diferencias significativas en relación al sector; esto con excepción del Manganeso y Mercurio. En general, las concentraciones de Hierro, Plomo y Cadmio fueron significativamente más altas en camarones del río Calle Calle *versus* aquellos de los sectores Ciruelos y Rucaco, en el río Cruces (Tabla 4.2.4.8). Las concentraciones de Zinc fueron significativamente más altas en camarones del sector Rucaco, a la vez que las del Aluminio fueron significativamente más bajas en el sector del río Calle Calle (Tabla 4.2.4.8).

Tabla 4.2.4.8. Resumen de ANDEVA Factorial y Prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar diferencias en los valores de concentración de Fe, Al, Zn, Pb y Cd en ejemplares completos de *Samastacus spinifrons*, entre los factores principales años (2014 y 2015) y entre los tres sectores predefinidos para el área de estudio (Ciruelos, Rucaco y Calle Calle). Los valores de P en negrilla son significativos (<0,05) para cada prueba. En el caso de Mn, Cu y Hg se presentan los resultados de la Prueba no paramétrica de Kruskall Wallis. CC= Calle Calle.

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor P	Prueba de Tukey
Fe	año (A)	1	33899	33899	16,57	**0,002**	2014 > 2015
	sector (S)	2	19172	11650	5,69	**0,018**	CC > Rucaco = Ciruelos
Al	año (A)	1	3134	3134	2,76	0,123	
	sector (S)	2	23972	11356	10	**0,003**	CC < Rucaco = Ciruelos
Zn	año (A)	1	3731,6	3731,6	258,45	**0,000**	2015 > 2014
	sector (S)	2	1203,5	587,4	40,68	**0,000**	CC = Ciruelos > Rucaco
Pb (*)	año (A)	1	1,447	1,447	11,01	**0,006**	2014 > 2015
	sector (S)	2	3,2054	1,7185	13,07	**0,001**	CC > Ciruelos = Rucaco
Cd	año (A)	1	0,0081	0,0081	2,17	0,167	
	sector (S)	2	0,4622	0,205833	55,07	**0,000**	CC > Ciruelos = Rucaco

Kruskal - Wallis		H	GL	Valor P
Mn	año	11,37	1	**0,001**
	sector	0,75	2	0,688
Cu	año	3,51	1	0,061
	sector	11,38	2	**0,003**
Hg	año	5,05	1	**0,025**
	sector	2,54	2	0,281

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

Compuestos orgánicos persistentes en *Samastacus spinifrons*

La Tabla 4.2.4.9 y la Figura 4.2.4.11 muestran las concentraciones de Ácidos grasos y compuestos halogenados adsorbibles (AOX) en los especímenes de *S. spinifrons* recolectados en el área de estudio, durante las campañas de otoño y primavera 2014 (Programa de Diagnóstico Ambiental) y otoño 2015 (Programa de Monitoreo Ambiental). Las concentraciones de Ácidos resínicos estuvieron, en todas las campañas y áreas de estudio, bajo el límite de detección de la técnica utilizada.

Las concentraciones de Ácidos grasos en los camarones analizados fueron más altas durante la campaña de la primavera del año 2014, mostrando diferentes grados de variabilidad entre estaciones de muestreo (Tabla 4.2.4.9). En términos generales, las concentraciones de AOX en los camarones de todos los sitios de muestreo, disminuyeron desde la campaña del otoño del 2014 a la del otoño del año 2015 (Tabla 4.2.4.9 y Fig. 4.2.4.11).

Tabla 4.2.4.9. Concentraciones de Ácidos Grasos, Ácidos Resínicos y AOX en tejidos de *Samastacus spinifrons* para las campañas otoño 2014 y primavera 2014 y otoño 2015. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis. ***** = No detectado, *i.e.* bajo el límite de detección del método utilizado.

estaciones	campañas	Ác. grasos (µg g^{-1})	Ác. resínicos (µg g^{-1})	AOX (µg g^{-1})
Eje central del río Cruces	otoño 2014	1393,3 (171,1)	*	170,1 (16,8)
(sector límnico)	primavera 2014	3317,1 (295,4)	*	144,9 (9,7)
sector Ciruelos	otoño 2015	2140,9 (150,6)	*	139,0 (21,7)
sector Rucaco	otoño 2014	1785,6 (40,0)	*	154,7 (5,2)
	primavera 2014	2901,4 (79,9)	*	152,9 (39,8)
	otoño 2015	2150,6 (75,3)	*	123,1 (14,9)
Fuera del humedal del río	otoño 2014	1035,8 (67,2)	*	234,0 (23,7)
Cruces y sus ríos tributarios	primavera 2014	3009,6 (711,4)	*	133,5 (6,9)
sector Chumpullo	otoño 2015	2220,5 (74,8)	*	123,6 (10,5)

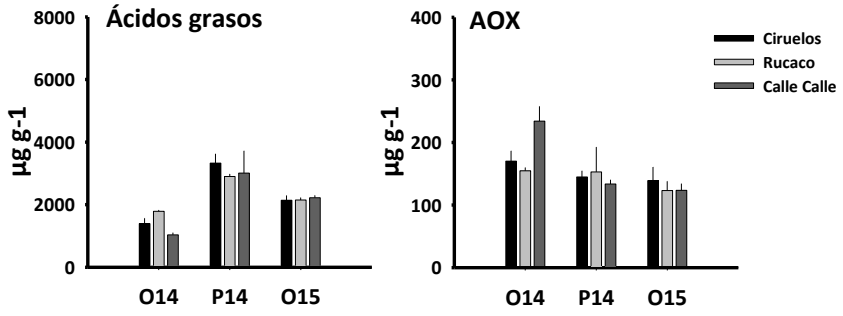


Figura 4.2.4.11. Concentración de Ácidos grasos y compuestos halogenados adsorbibles (AOX) en *Samastacus spinifrons* en el área de estudio, durante las campañas del otoño 2014 (O14), primavera 2014 (P14) y otoño del 2015 (O15). Los valores son promedios con una desviación estándar.

Análisis estadísticos

Los resultados de los análisis estadísticos del ANDEVA factorial utilizado para comparar la influencia de los factores Año y Sector en las concentraciones de Ácidos grasos y AOX presentes en los tejidos del Camarón *Samastacus spinifrons*, muestran que esas concentraciones no muestran diferencias estadísticamente significativas ($p>0,05$) ni entre años ni entre sectores (Tabla 4.2.4.10).

Tabla 4.2.4.10. Resumen de ANDEVA Factorial para evaluar diferencias en los valores de concentración de Ácidos grasos y AOX en ejemplares completos de *Samastacus spinifrons*, entre los factores principales años (2014 y 2015) y entre los tres sectores predefinidos para el área de estudio (Ciruelos, Rucaco y Calle Calle).

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor P
Ac. Grasos	año (A)	1	19620	19620	0,02	0,878
	sector (S)	2	148526	28110	0,04	0,965
AOX	año (A)	1	5317	5317	4,51	0,055
	sector (S)	2	1238	318	0,27	0,768

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

Dioxinas, Furanos y Equivalentes Tóxicos en *S. spinifrons*

La Tabla 4.2.4.11 y la Figura 4.2.4.12 muestran las concentraciones de Dioxinas, Furanos y sus Equivalentes Tóxicos (EQTs) en especímenes de *Samastacus spinifrons* recolectados en el área de estudio, durante las campañas de otoño y primavera 2014 (Programa Diagnóstico Ambiental) y otoño 2015 (Programa Monitoreo Ambiental).

En general, las concentraciones de Dioxinas en los camarones de Ciruelos tendieron a disminuir en el tiempo, a la vez que las de los camarones de Rucaco y Calle Calle fueron similares entre campañas de muestreo (Tabla 4.2.4.11 y Fig. 4.2.4.12). En términos generales, las concentraciones de Furanos y ETQs en esos camarones fueron más altas durante la campaña de otoño 2015 (Tabla 4.2.4.11).

No se detectó la presencia de la Dioxina 2378-TCDD en los tejidos de los camarones analizados; en contraste, la Dioxina 12378-PCDD se encontró en tejidos de los camarones recolectados en el sector Ciruelos durante el otoño del año 2015.

Tabla 4.2.4.11. Concentraciones de Dioxinas, Furanos y EQTs en tejidos de *Samastacus spinifrons* recolectados durante las campañas de otoño y primavera 2014 (Programa de Diagnóstico Ambiental) y otoño 2015 (Programa de Monitoreo Ambiental). Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis. ***** = No detectado, *i.e.* bajo el límite de detección del método utilizado.

estaciones	campañas	Dioxinas (ng g^{-1})	Furanos (ng g^{-1})	EQTs (ng g^{-1})
Eje central río del río Cruces (sector límnico)	otoño 2014	0,00050 (0,0001414)	0,00020 (0,0001414)	0,000010 (0,0000007)
	primavera 2014	0,00045 (0,0000707)	0,00035 (0,0000707)	0,000010 (0,0000205)
sector Ciruelos	otoño 2015	0,00035 (0,0000707)	0,00045 (0,0002121)	0,000093 (0,0000685)
sector Rucaco	otoño 2014	0,00075 (0,0002121)	0,00055 (0,0006363)	0,000050 (0,0000545)
	primavera 2014	0,00085 (0,0000707)	0,00015 (0,0000707)	0,000004 (0,0000042)
	otoño 2015	0,00085 (0,0004950)	0,00130 (0,0001414)	0,000096 (0,0000233)
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios	otoño 2014	0,00030	0,00030	0,000010
	primavera 2014	0,00035 (0,0000707)	*	0,000001(0,0000007)
sector Chumpullo	otoño 2015	0,00025 (0,0000707)	0,00090 (0,0001414)	0,000068 (0,0000112)

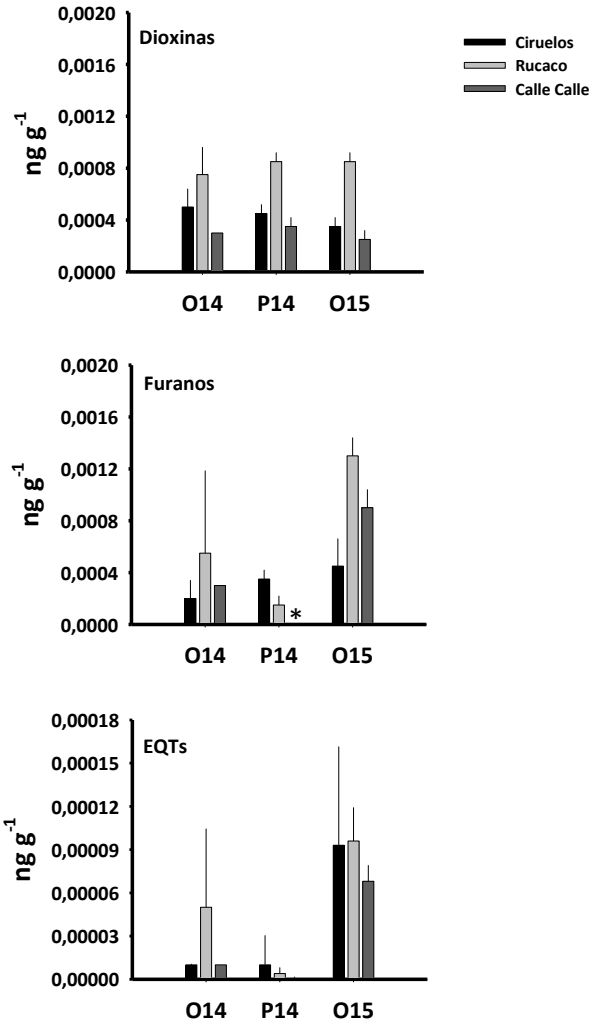


Figura 4.2.4.12. Concentración de Dioxinas, Furanos y Equivalentes Tóxicos (ETQs) en *Samastacus spinifrons* recolectados en el área de estudio, durante las campañas de otoño 2014 (O14), primavera 2014 (P14) y otoño 2015 (O15). Los valores son promedios con una desviación estándar. ***** = No detectado, *i.e.* bajo el límite de detección del método utilizado. El valor de ETQs para los camarones del río Calle Calle durante la primavera del año 2014 es muy bajo (ver Tabla 4.2.4.11) de ahí que no sea visible en este gráfico.

Análisis estadísticos

Los resultados de los análisis estadísticos del ANDEVA factorial y la prueba no paramétrica de Kruskall Wallis, utilizados para comparar la influencia de los factores Año y Sector en las concentraciones de Dioxinas, Furanos y EQTs presentes en los tejidos del Camarón *Samastacus spinifrons,* se muestran en la Tabla 4.2.4.12. No se detectaron diferencias significativas en las concentraciones de Dioxinas y ETQs entre los años y los sectores comparados (p>0,05). Por el contrario, las concentraciones de Furanos fueron significativamente más altas en los camarones recolectados durante el año 2015.

Tabla 4.2.4.12. Resumen de ANDEVA Factorial para evaluar diferencias en los valores de concentración de Dioxinas en ejemplares completos de *Samastacus spinifrons*, entre los factores principales años (2014 y 2015) y entre los tres sectores predefinidos para el área de estudio (Ciruelos, Rucaco y Calle Calle). Los valores de P en negrilla son significativos (p<0,05) para cada prueba. En el caso de Furanos y EQTs se presentan los resultados de la Prueba no paramétrica de Kruskall Wallis.

Parámetro	Fuente	GL	SC	CM	F	Valor P
Dioxinas	año (A)	1	0,4519	0,4519	0,81	0,386
	sector (S)	2	0,3882	0,1207	0,22	0,809

Kruskal - Wallis		H	GL	Valor P
Furanos	año	5,05	1	**0,025**
	sector	0,24	2	0,888
EQTs	año	6,39	1	0,011
	sector	0,04	2	0,983

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

4.2.4.5. Conclusiones

• Luego de realizadas cuatro campañas estacionales de muestreo realizadas durante los años 2014 y 2015 y destinadas a evaluar la abundancia del Camarón de río *S. spinifrons* sobre transectos replicados, se concluye que las abundancias poblacionales de *S. spinifrons* son muy variables en el área de estudio; *e.g*., durante el otoño del año 2014, las mayores y menores abundancias ocurrieron en el sector de Rucaco y Calle Calle, respectivamente, a la vez que durante el otoño del 2015 no se capturaron camarones en Rucaco y en las otras estaciones las abundancias fueron muy bajas.

• Los análisis de la frecuencia de habitáculos ocupados por el Camarón de vega *P. nicoleti* llevados a cabo durante junio, septiembre y noviembre del año 2015, muestran que las abundancias de esta especie fueron mayores durante septiembre y en general en el sector de Chancoyán orillas del río Cayumapu. Tal variabilidad parece estar relacionada al hecho de que durante septiembre, la variabilidad del nivel de agua freática fue el apropiado para la ocupación de los habitáculos o madrigueras por estos camarones (en junio ese nivel está muy cercano a la superficie y en noviembre muy abajo, es decir las madrigueras comienzan a secarse).

• El tamaño corporal de *S. spinifrons* fue muy variable entre campañas y sitios de muestreo; sin embargo, durante todas las campañas, los ejemplares capturados en el río Pichoy o fueron los de mayor talla corporal o estuvieron entre los más grandes.

• Las concentraciones de metales pesados en tejidos de *S. spinifrons* fueron altamente variables entre años y estaciones.

• Las concentraciones de Hierro, Manganeso y Plomo fueron significativamente más altas ($p<0,05$) en los camarones analizados durante el año 2014, mientras que las de Zinc y Mercurio fueron más altas en especímenes recolectados durante el año 2015. Las concentraciones de Aluminio, Cobre y Cadmio no presentaron

diferencias estadísticamente significativas (p>0,05) entre los camarones recolectados en los años 2014 y 2015. No se detectó Arsénico en ninguna de las campañas hasta ahora realizadas

• En general, las concentraciones de Hierro, Plomo y Cadmio fueron significativamente más altas en camarones del río Calle Calle *versus* aquellos de los sectores Ciruelos y Rucaco, en el río Cruces. Las concentraciones de Zinc fueron significativamente más altas en camarones del sector Rucaco, a la vez que las del Aluminio fueron significativamente más bajas en el sector del río Calle Calle.

• Las concentraciones de Ácidos grasos y AOX en los tejidos corporales de *S. spinifrons* no presentaron diferencias significativas (p>0,05) al comparar años y sitios de muestreo.

• Las concentraciones de Dioxinas y Furanos encontradas en los tejidos de S*. spinifrons*, siguen siendo inferiores a los encontrados en la literatura. Sin embargo, las concentraciones de Furanos aumentaron durante esta campaña de monitoreo 2015.

• No se detectó la presencia de la Dioxina 2378-TCDD en los tejidos de camarones analizados en esta campaña de monitoreo.

4.2.4.6. Referencias

Corales, E.S., R.A. Figueroa. 1999. Observaciones sobre la dieta del huairavo (*Nycticorax nycticorax*) en el sur de Chile. IV Congreso Nacional de Ornitología y VI Encuentro Nacional de Ornitólogos. Antofagasta.

Dalannais, R. 1984. Contribución al conocimiento de la biología y ecología del camarón de vega *Parastacus pugnax* (Poeppig) (Crustacea, Parastacidae) en la zona de Talcahuano. Seminario de título, Pontificia Universidad Católica de Chile, Sede Talcahuano, 37 pp.

Figueroa, R., E. Corales. 1997. Dieta de la garza grande (*Casmerodius albus*) durante el período de crianza en agroecosistemas del sur de Chile. III Congreso Chileno de Ornitología. Santiago.

Franco, M., G. Guevara, L. Correa, M. Soto-Gamboa. 2013. Trophic interactions of the endangered Southern river otter (*Lontra provocax*) in a Chilean Ramsar wetland inferred from prey sampling, fecal analysis, and stable isotopes. Naturwissenschaften, 100: 299-310.

Medina, G. 1997. A comparison of the diet and distribution of southern river otter (*Lutra provocax*) and mink (*Mustela vison*) in southern Chile. Journal of Zoology 242:291-297.

Rudolph, E. 1984. Perspectivas del cultivo de camarones de agua dulce en Chile. Memorias de la Asociación Latinoamericana Acuicultura 5: 769-773.

Rudolph, E.H. 2002. New records of intersexuality in the freshwater crayfish *Samastacus spinifrons* (Decapoda, Parastacidae). Journal of Crustacean Biology 22: 377-389.

Rudolph, E. 2010. Sobre la distribución geográfica de las especies chilenas de Parastacidae (Crustacea: Decapoda: Astacidea). Boletín de Biodiversidad de Chile 3: 32-46.

Sharma, M.P., S. Sharma, V. Goel, P. Sharma, A. Kumar. 2006. Water quality assessment of Behta River using benthic macroinvertebrates. Life Science Journal 3: 68-74.

Suárez-Serrano, A., C. Alcaraz, C. Ibanez, R. Trobajo, C. Barata. 2010. *Procambarus clarkii* as a bioindicator of heavy metal pollution sources in the lower Ebro River and Delta. Ecotoxicology and Environmental Safety 73: 280-286.

Webb, D. 2011. Freshwater shrimp (*Palaemonetes australis*) as a potential bioindicator of crustacean health. Environmental Monitoring and Assessment 178:537-544.

4.2.5. ICTIOFAUNA

4.2.5.1. 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 las especies 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 Bio Bío) y Bueno (Región de los Ríos), tramo en el que se ubica el área de estudio incluida en este Programa de Monitoreo.

El humedal del río Cruces y sus ríos tributarios (HRC), 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 áreas como las presentes en este humedal para su desarrollo temprano, dado que allí encuentran abundante alimento orgánico particulado, material que es arrastrado por el río y termina por depositarse en el fondo de éste. En ese material, los juveniles de esas especies encuentran 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 y otros transitorios del HRC, por lo que constituyen bioindicadores apropiados para evaluar el estado ambiental de este cuerpo de agua, 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 definir el éxito de restauración de los ecosistemas acuáticos (Paller *et al.*, 2000).

La gran ventaja de utilizar a los peces para evaluar calidad ambiental de un cuerpo acuático, es que son organismos relativamente fáciles de identificar y manipular (Aguilar, 2005); más aún, la aceptación de conceptos como la integridad biótica es más fácil para el público en general y autoridades utilizando peces, que organismos de menor tamaño como por ejemplo, diatomeas o invertebrados (Davis, 1995).

Una forma de evaluar cómo los cambios en la calidad de agua afectan la estructura comunitaria de los peces, es a través de estudios de índices que entregan información sobre la riqueza de especies, diversidad y abundancias poblacionales de la ictiofauna. Esto permite conocer el comportamiento de una comunidad biológica (quéespecies están presentes y en quéabundancias) y la "calidad" de un hábitat; asimismo, diversos fenómenos ambientales (*e.g.,* sequías, inundaciones) pueden explicarse a través de la presencia o ausencia de especies indicadoras de peces (Chediack, 2009). Por consiguiente, un monitoreo biológico espacial y temporal de la ictiofauna es un método para conocer la dinámica de los ecosistemas; más específicamente, el efecto de las fluctuaciones que éste pueda presentar. En algunos casos y cuando el número de especies sensibles declina, la ictiofauna no cambia necesariamente en el número de especies, pero sí en las especies que la conforman, especialmente en aquellas más sensibles, por ejemplo a cambios en calidad de agua (Wang *et al.,* 2000; Vila-Gispert *et al.*, 2002).

Por otra parte, los cambios en la calidad del agua pueden resultar en consecuencias significativas para el estado sanitario de la ictiofauna; consecuentemente, el análisis de la salud de la ictiofauna, es de importancia relevante, ya que permite evaluar la eventual presencia de agentes patógenos asociados a cambios en la estructura macro y microscópica de los tejidos. Esto último permite establecer el estado de salud o enfermedad en las poblaciones naturales, como también deformaciones y trastornos de la reproducción. Del mismo modo, los cambios microscópicos de los tejidos se pueden asociar a la presencia de sustancias tóxicas, resultantes de productos exógenos introducidos en la columna de agua. Adicionalmente, estos productos impactan la capacidad de los peces para responder defensivamente a los patógenos, por lo que la medición de la respuesta defensiva, se constituye en una herramienta para determinar su estado de salud. Algunos productos exógenos se pueden transportar a grandes distancias por las corrientes atmosféricas y el agua, afectando la calidad de las mismas; 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, que pueden absorber las partículas en suspensión de la columna del agua, bioacumulando los productos exógenos. Posteriormente, depredadores como peces bentófagos podrían biomagnificar las concentraciones de estos compuestos.

Para el caso de los estudios tendientes a evaluar eventuales bioacumuladores en órganos corporales, los análisis de las concentraciones de metales pesados, compuestos orgánicos persistentes y evaluación de la eventual presencia de Dioxinas y Furanos, permiten vislumbrar la cantidad de éstos en los peces, y su relación a distintos niveles tróficos.

Para comparar la variación espacio temporal de la ictiofauna de las riberas en el HRC y sus ríos tributarios se realizaron muestreos durante el otoño del año 2015, a fin de comparar éstos con los resultados de estudios realizados durante el año 2014 y que formaron parte del Programa de Diagnóstico Ambiental del HRC y sus ríos tributarios.

Además se analizó el estado sanitario del Puye, el pez más común de las riberas del área de estudio.

4.2.5.2. Objetivos

• Estimar la diversidad y abundancia de los peces de las riberas del área de estudio.

•Analizar los tamaños corporales del Puye (*Galaxias maculatus*), el pez más representativo de las riberas del humedal.

•Analizar las concentraciones de metales pesados (Hierro, Aluminio, Manganeso, Cobre, Zinc, Plomo, Cadmio, Arsénico y Mercurio) en tejidos corporales de *G. maculatus.*

•Analizar las concentraciones de compuestos orgánicos persistentes incluyendo Ácidos grasos, Ácidos resínicos y AOX en tejidos corporales de *G. maculatus*.

•Analizar la concentración de Dioxinas y Furanos en tejidos corporales de *G. maculatus*.

• Comparar los resultados obtenidos durante la campaña de otoño del primer año del Programa de Monitoreo Ambiental del HRC (abril y mayo 2015), con los resultados del Programa de Diagnóstico Ambiental del mismo humedal y sus ríos tributarios, realizado durante el año 2014 y parte del 2015.

● Evaluar la presencia de eventuales enfermedades infecto-contagiosas (de origen bacteriano, viral, parasitario o micótico), así como tóxicas y de la presencia de agentes patógenos y/o potencialmente patógenos en *G. maculatus*.

● Obtener preparaciones histológicas de tejidos de *G. maculatus* (cerebro, hígado, riñón, páncreas, corazón, branquias, estómago, ciegos pilóricos, gónadas y epidermis) para estudios histopatológicos.

4.2.5.3. Material y métodos

Obtención de las muestras en las riberas de los sitios de estudio

Durante abril y mayo del año 2015 se procedió a realizar muestreos para recolectar la ictiofauna presente en sectores ribereños de los siguientes seissitios de muestreo: Ciruelos, Rucaco y Punucapa en el eje central del río Cruces, ríos Pichoy y Cayumapu (sector interior) y río Calle Calle (sector Chumpullo) (Fig. 4.2.5.1).

La captura de peces se realizó con un equipo de pesca eléctrica EFKO-Elektrofischfanggeräte GMBH, Typ FEG 1500 el que se utilizó a lo largo de tres y cuatro secciones (años 2014 y 2015, respectivamente) de aproximadamente 15 m y ubicadas aleatoriamente en las riberas de cada sitio de muestreo estudiados durante el Programa de Diagnóstico Ambiental del HCR. El tiempo de trabajo en cada sección fue de aproximadamente 10 minutos. La profundidad de captura no excedió el metro de profundidad. Los peces recolectados se guardaron en bolsas ziploc, para la posterior identificación taxonómica y recuento de especímenes en el laboratorio.

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) y Arismedi & Penaluna (2009).

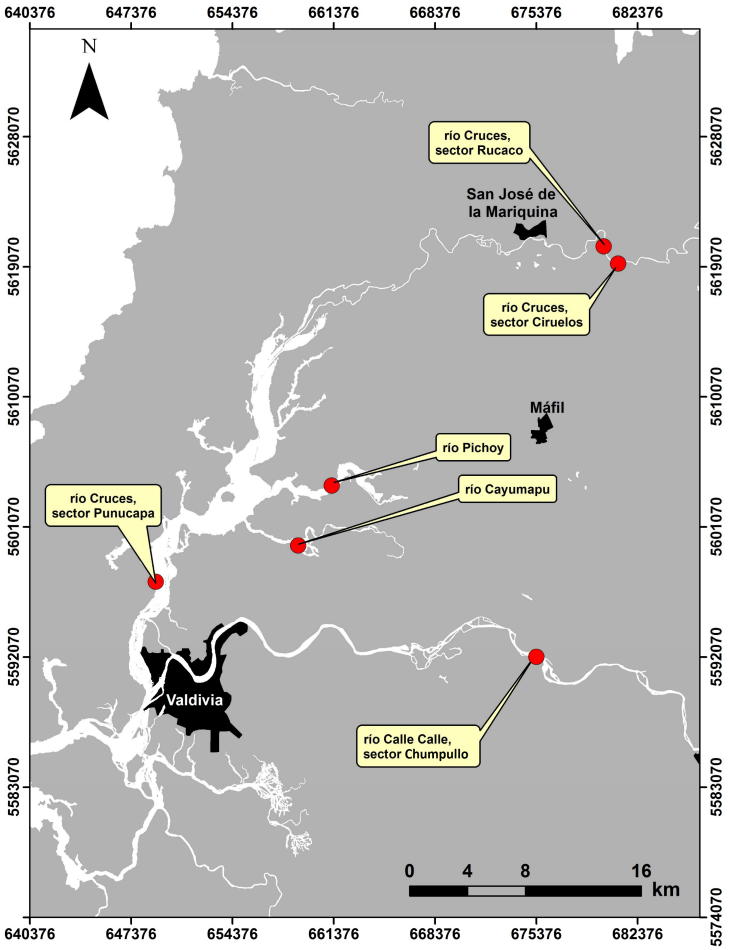


Figura 4.2.5.1. Ubicación de los sitios de muestreo seleccionados para los estudios de la ictiofauna ribereña del área de estudio.

Abundancias e índices comunitarios de la ictiofauna

Los datos de abundancia de las secciones estudiadas en las riberas de los sitios de estudio, fueron promediados para los 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: el Puye y la Gambusia (ver resultados del Programa de Diagnóstico Ambiental).

Los datos de abundancia de los peces recolectados se utilizaron para cálculos de índices de diversidad mediante el uso del paquete estadístico PRIMER 6.0 (Clarke & Gorley, 2001). En particular, se efectuaron los siguientes cálculos utilizándose el menú DIVERSE de PRIMER:

- Índice de diversidad de Shannon-Wiener: H' = - Σipi (log pi), en donde pi es la proporción del número total de individuos que aparece representada en la especie i. El índice permite obtener un indicador (H') de la relación entre el número de especies en cada período de muestreo y sus respectivas abundancias numéricas, reflejando el grado de incerteza (en términos de información) dentro de la comunidad (Magurran & Magurran, 1988). Para todos los cálculos efectuados en este estudio, se utilizó Log en base 10.

- Índice de uniformidad de Pielou: J = H' (observado) / H' (máx), en donde H' (máx) es la diversidad máxima posible que se podría obtener si todas las especies fueran igualmente abundantes. El índice representa la uniformidad (equitatividad) en la distribución numérica entre las diferentes especies del conjunto estudiado en cada período de muestreo.

Estimaciones de tamaño corporal del Puye (*Galaxias maculatus*)

Se midieron especímenes de la especie numéricamente dominante (*Galaxias maculatus)* en los muestreos realizados con pesca eléctrica en las riberas de los sitios de

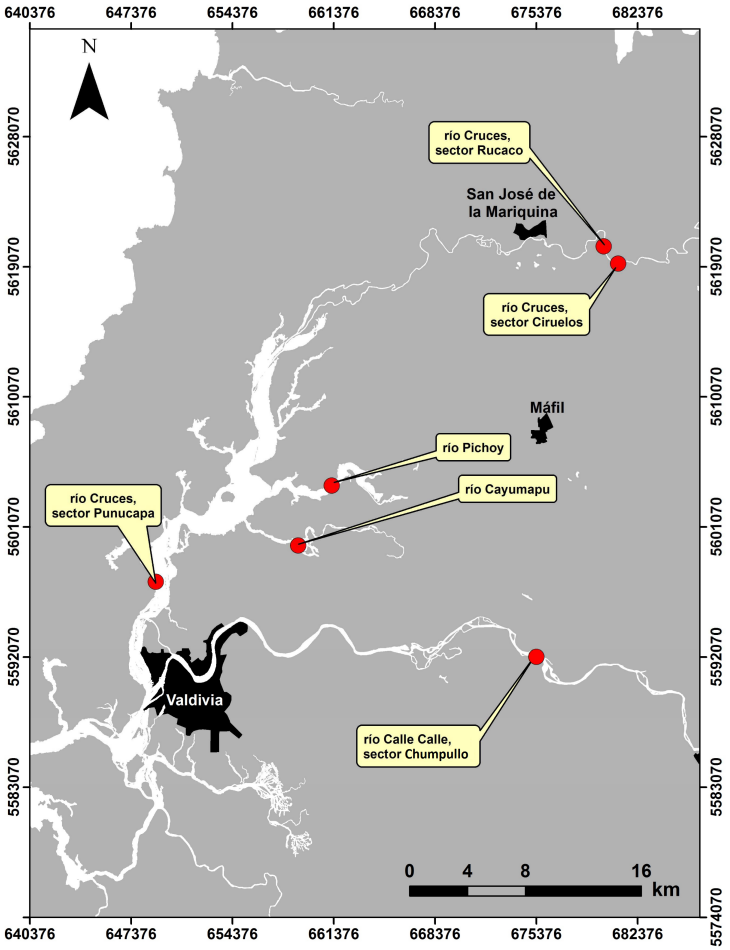


Figura 4.2.5.1. Ubicación de los sitios de muestreo seleccionados para los estudios de la ictiofauna ribereña del área de estudio.

Abundancias e índices comunitarios de la ictiofauna

Los datos de abundancia de las secciones estudiadas en las riberas de los sitios de estudio, fueron promediados para los 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: el Puye y la Gambusia (ver resultados del Programa de Diagnóstico Ambiental).

Los datos de abundancia de los peces recolectados se utilizaron para cálculos de índices de diversidad mediante el uso del paquete estadístico PRIMER 6.0 (Clarke & Gorley, 2001). En particular, se efectuaron los siguientes cálculos utilizándose el menú DIVERSE de PRIMER:

- Índice de diversidad de Shannon-Wiener: H' = - Σipi (log pi), en donde pi es la proporción del número total de individuos que aparece representada en la especie i. El índice permite obtener un indicador (H') de la relación entre el número de especies en cada período de muestreo y sus respectivas abundancias numéricas, reflejando el grado de incerteza (en términos de información) dentro de la comunidad (Magurran & Magurran, 1988). Para todos los cálculos efectuados en este estudio, se utilizó Log en base 10.

- Índice de uniformidad de Pielou: J = H' (observado) / H' (máx), en donde H' (máx) es la diversidad máxima posible que se podría obtener si todas las especies fueran igualmente abundantes. El índice representa la uniformidad (equitatividad) en la distribución numérica entre las diferentes especies del conjunto estudiado en cada período de muestreo.

Estimaciones de tamaño corporal del Puye (*Galaxias maculatus*)

Se midieron especímenes de la especie numéricamente dominante (*Galaxias maculatus)* en los muestreos realizados con pesca eléctrica en las riberas de los sitios de

estudio anteriormente mencionados. Se midió la longitud total (distancia entre el extremo del hocico y el extremo distal de la aleta caudal) (Fig. 4.2.5.2).

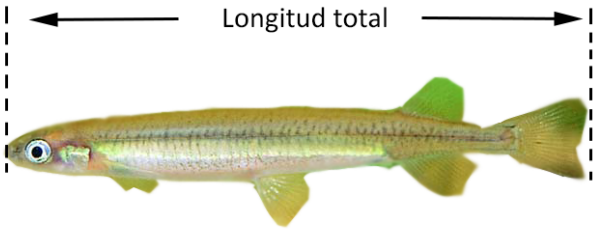


Figura 4.2.5.2. Mediciones de longitud realizadas en los especímenes de peces recolectados en este estudio. Estas se indican sobre el esquema del Puye (*Galaxias maculatus*).

Análisis de elementos y compuestos químicos

Debido a la necesidad de contar con una biomasa adecuada para realizar los análisis químicos, se trabajó con ejemplares completos de Puye. Los tejidos obtenidos se lavaron con abundante agua desionizada, se sonicaron para eliminar los restos de sedimento que pudieran haber quedado adheridos a los mismos y luego se secaron por liofilización; posteriormente, se pulverizaronlos tejidos así tratados.

Las muestras así preparadas para análisis de metales pesados, se atacaron mediante digestión ácida en microondas para posteriormente ser analizadas por Espectroscopía de Absorción Atómica de Llama. Debido a la conocida baja concentración de Plomo en esta matriz, los análisis para cuantificar la concentración de este elemento en particular se realizaron con ICP-MS y/o Espectroscopía de Absorción Atómica con horno de grafito. Las muestras para análisis de AOX se analizaron mediante titulación microcoulombimétrica (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 fueron analizadas en el laboratorio Marschwood Scientific Service en Inglaterra, mediante Cromatografía Gaseosa de Alta Resolución-Espectrometría de Masa de Alta Resolución (HRGC-HRMS), de acuerdo al método EPA 1613.

Evaluación del estado sanitario

Los puyes capturados fueron analizados en el Laboratorio de Biotecnología y Patología Acuática, Laboratorio de Anatomía Patológica y Laboratorio de Parasitología del Instituto de Patología Animal de la Facultad de Ciencias Veterinarias de la Universidad Austral de Chile.

A cada grupo de peces muestreado e ingresado al Laboratorio, se le asignó un n° de caso, con fecha de ingreso, identificación de la especie y número de especímenes recolectados. Se realizó un examen clínico y necropsia de cada pez, con determinación del peso húmedo y longitud, condición gonádica y toma de muestras de tejidos para análisis de laboratorio (bacteriología, virología y parasitología) por grupo de muestreo y tomando nota de toda anormalidad clínica en una ficha de necropsia. Aparte de lo anterior, se obtuvieron muestras de tejidos para análisis histopatológicos. Todos los procedimientos e instructivos están normalizados y forman parte del SOP ("Standard Operational Procedures") del Laboratorio de Biotecnología y Patología Acuática del Instituto de Patología Animal y están basados en el Manual of Diagnostic Tests for Aquatic Animals de la OIE (Organización Mundial de Salud Animal (OIE 2012). Más detalles se encuentran en el Informe Final del Programa de Diagnóstico Ambiental del humedal del HRC y sus ríos tributarios.

Análisis histopatológicos

Los exámenes histológicos se realizaron en peces completos, posterior a la fijación de los especímenes en formalina al 10%. Las muestras fueron procesadas en el Laboratorio de Anatomía Patológica del Instituto de Patología Animal de la Facultad de Ciencias Veterinarias de la Universidad Austral de Chile, donde se les asignó un número de

laboratorio. Los puyes completos fueron introducidos en casetes plásticos, los que se procesaron de acuerdo a lo descrito por Luna (1968), en un equipo con frascos conteniendo alcoholes graduados en forma ascendente, pasando por solventes y terminando en parafina líquida, con el fin de deshidratar e impregnar en parafina los tejidos. Finalmente, los Puyes se incluyeron en parafina sólida, para luego ser cortados mediante micrótomo a cinco micras de grosor, obteniéndose una lámina muy delgada, las cuales fueron montadas en portaobjetos para ser teñidas con hematoxilina eosina y ser cubiertas con un cubreobjetos para posteriormente ser analizadas mediante el uso de microscopio óptico.

Mediante la observación microscópica y en base a Ferguson (2006), Roberts (2012) y Bruno *et al*. (2013), se evaluaron las características histopatológicas del sistema nervioso central (SNC), hígado, riñón, páncreas, corazón, branquias, estómago, intestino, gónadas y piel. Dado el grosor de la lámina que se corta y el pequeño tamaño de los peces estudiados, no siempre se obtuvieron muestras de todos los tejidos. Este examen permite evaluar las características microscópicas de los tejidos, estableciéndose evidencias de normalidad o alteraciones patológicas (*e.g.,* inflamaciones, degeneraciones, alteraciones circulatorias, necrosis, malformaciones o neoplasias).Por otra parte, en peces tan pequeños como los Puyes, la histopatología es una forma apropiada para observar la presencia de parásitos en los tejidos (Gardiner & Poynton, 1999), metodología utilizada en este estudio para identificar los parásitos presentes.

4.2.5.4. Resultados

4.2.5.4.1. Estudios comunitarios y poblacionales

Composición taxonómica de la ictiofauna de las riberas

La Tabla 4.2.5.1 muestra que en general, se ha recolectado un número mayor de especies de peces durante las campañas de otoño (7 y 10 especies durante el año 2014 y 2015, respectivamente) que durante los muestreos de primavera de cada año (5 y 7 especies durante el año 2014 y 2015, respectivamente). Tales diferencias no pueden ser

atribuibles por ejemplo a diferencias en esfuerzo de muestreo (3 *vs* 4 transectos durante los años 2014 y 2015, respectivamente) ya que los valores más altos ocurrieron durante la misma estación del año (otoño).

Durante la campaña del otoño del año2014 se recolectaron siete especies de peces en las riberas de los sitios de muestreo (cinco nativas y dos introducidas), mientras que durante la primavera del año 2014 se recolectó un total de cinco especies (cuatro nativas y una introducida) (Tabla 4.2.5.1).

Los resultados de la campaña de otoño 2015 muestran que durante la misma se recolectaron diez especies de peces (siete especies nativas y tres introducidas), a la vez que durante la primavera del mismo año se recolectaron siete especies (cinco nativas y dos introducidas) (Tabla 4.2.5.1).

Los resultados anteriores muestran que durante los años 2014 y 2015, la fauna de peces de las riberas del área de estudio ha estado primariamente representada por especies nativas (*ca*. 71, 80, 70 y 71 % durante el otoño 2014, primavera 2014, otoño 2015 y primavera 2015, respectivamente).

Tabla 4.2.5.1. Nombres científicos y comunes de las especies recolectadas en las riberas de los sitios de muestreo durante las campañas de otoño (O14) y primavera (P14) del año 2014, otoño (O15) y primavera del año 2015 (P15) y otoño . **N** = especie nativa; **I** = especie introducida; X = presencia.

nombre científico	nombre común	campañas					
		O 14	P 14	O 15	P 15	O 16	P 16
Galaxias maculatus (Jenyns, 1842) **N**	Puye, Puye chico	X	X	X	X		
Gambusia affinis(Baird & Girard, 1853) **I**	Gambusia, Pez mosquito	X	X	X	X		
Percichthys trucha (Valenciennes,1833) **N**	Perca trucha		X	X			
Percilia gillissi (Girard, 1855) **N**	Carmelita, Carmelia común, Coloradita		X	X	X		
Cheirodon sp. **N**	Pocha, Pocha del sur	X		X	X		
Geotria australis (Gray,1851) **N**	Lamprea de bolsa, Anguila blanca, Lamprea de agua dulce	X	X	X	X		
Trichomycterus areolatus(Valenciennes, 1848) **N**	Bagre de agua dulce	X		X	X		
Oncorhynchus mykiss (Walbaum, 1792) **I**	Trucha arcoíris	X		X			
Basilichthys australis(Eigenmann, 1928) **N**	Pejerrey, Pejerrey Chileno	X		X			
Tinca sp.**I**	Tenca			X			
*Salmo trutta***I**	Trucha café				X		

Abundancia de la ictiofaunade las riberas

La Tabla 4.2.5.2 muestra la abundancia total de las especies de peces recolectados en las riberas del río Cruces (sectores Ciruelos, Rucaco, y Punucapa), ríos tributarios del humedal (Pichoy y Cayumapu) y río Calle Calle (sector Chumpullo), durante las campañas de otoño y primavera del 2014 y otoño y primavera del 2015. Se muestran también las abundancias de los dos peces más comunes en las riberas del área de estudio: el Puye (*Galaxias maculatus*) y la Gambusia (*Gambusia affinis*).

Los valores de abundancia total de la ictiofauna en el sector Ciruelos, Cayumapu y Calle Calle, no mostraron tendencias definidas de variabilidad estacional o inter anual; por

el contrario, en el sector de Rucaco, los valores de abundancia total fueron más altos durante el año 2015, a la vez que la ictiofauna de Punucapa mostró valores más bajos de abundancia durante las dos campañas del año 2015 (Tabla 4.2.5.2). Los peces del río Pichoy fueron más abundantes durante ambos muestreos otoñales, a la vez que la abundancia de la ictiofauna del río Cayumapu mostró una tendencia decreciente a través del tiempo (Tabla 4.2.5.2).

Las tendencias anteriormente descritas, fueron similares a las mostradas por la variabilidad temporal en las abundancias de *Galaxia maculatus* (Tabla 4.2.5.2). Las abundancias temporales de *Gambusia affinis* mostraron tendencias disímiles acorde a los sitios de muestreo: en Ciruelos y Rucaco, solo se detectó a esta especie durante el muestreo de otoño del año 2014; en las riberas de los sectores de Punucapa y Calle Calle apareció en más de un muestreo pero en abundancias muy bajas, a la vez que en los ríos Pichoy y Cayumapu, *G. affinis* ocurrió en prácticamente todos los muestreos y en algunos casos con valores más altos que el mismo Puye (Tabla 4.2.5.2).

Tabla 4.2.5.2. Abundancia total de la ictiofauna y abundancia de *Galaxias maculatus* y *Gambusia affinis*, durante las campañas de otoño y primavera de los años 2014, 2015 y 2016.

sectores	fecha	abundancia total	*G. maculatus*	*G. affinis*
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
sector Ciruelos	otoño 2014	22,3 (12,7)	9,7 (4,9)	7,7 (4,6)
	primavera 2014	71,0 (56,2)	61,3 (50,5)	0,0 (0,0)
	otoño 2015	55,8 (22,6)	48,8 (21,2)	0,0 (0,0)
	primavera 2015	28,3 (14,1)	22,0 (15,2)	0,0 (0,0)
	otoño 2016			
	primavera 2016			
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	29,6 (21,3)	16,8 (16,7)	0,0 (0,0)
	otoño 2016			
	primavera 2016			
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	3,3 (2,5)	2,3 (1,5)	0,0 (0,0)
	primavera 2015	5,3 (4,6)	4,5 (4,0)	0,3 (0,5)
	otoño 2016			
	primavera 2016			
Ríos tributarios del humedal				
río Pichoy , sector interior	otoño 2014	31,0 (4,0)	11,3 (3,8)	19,0 (2,0)
	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)	1,5 (3,0)
	otoño 2016			
	primavera 2016			
río Cayumapu, sector interior	otoño 2014	44,3 (5,9)	10,0 (1,7)	34,3 (7,6)
	primavera 2014	4,3 (5,1)	1,7 (1,5)	1,3 (2,3)
	otoño 2015	9,3 (11,6)	1,8 (1,7)	7,0 (12,7)
	primavera 2015	22,5 (12,0)	5,3 (6,2)	13,8 (9,9)
	otoño 2016			
	primavera 2016			
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios				
sector río Calle Calle	otoño 2014	7,0 (7,9)	4,7 (4,7)	0,3 (0,6)
	primavera 2014	22,0 (9,2)	22,0 (9,2)	0,0 (0,0)
	otoño 2015	12,5 (11,6)	8,3 (9,7)	2,0 (3,4)
	primavera 2015	8,3 (4,1)	7,5 (4,7)	0,0 (0,0)
	otoño 2016			
	primavera 2016			

Diversidad de la ictiofauna en las riberas

La Tabla 4.2.5.3 muestra los valores de los índices univariados estimados para evaluar la diversidad de la ictiofauna recolectada en las riberas del área de estudio, durante otoño y primavera de los años 2014 y 2015.

El número promedio de especies fue más alto en los sitios de Ciruelos y Rucaco (2,5-5,0 y 2,0-6,0 especies, respectivamente); similarmente, los valores más altos del Índice de Shannon & Wienner se estimaron para estos sitios (0,14-0,50 y 0,25-0,38) (Tabla 4.2.5.3). No se detectaron tendencias claras de variabilidad temporal en ninguno de esos sitios; es decir, los valores más altos o más bajos no mostraron relación con la estacionalidad. En general, hubo mayor ocurrencia de valores altos de uniformidad o equitatividad en los sitios de Ciruelos y Rucaco (valores > Tabla 4.2.5.3).

El número promedio de especies de peces en los sitios de Punucapa, Pichoy, Cayumapu y Calle Calle, nunca superó tres taxa. A su vez, los valores del Índice de Shannon & Wienner nunca superaron un valor de 0,34, siendo en general bajo 0,25 (Tabla 4.2.5.3).

Tabla 4.2.5.3. Índices univariados estimados para la diversidad de la ictiofauna en las riberas del área de estudio (*cf*. Fig. 4.2.5.1 para ubicación de los sectores). Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis. n= número de especies.

sectores	fecha	n	Shannon & Wienner Log10	uniformidad
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
sector Ciruelos	otoño 2014	5,0(1,7)	0,50 (0,2)	0,71 (0,1)
	primavera 2014	3,0 (0,5)	0,29 (0,1)	0,83(0,1)
	otoño 2015	3,0 (1,7)	0,14 (0,2)	0,22 (0,2)
	primavera 2015	2,5 (0,6)	0,25 (0,2)	0,61 (0,3)
sector Rucaco	otoño 2014	4,0 (0,6)	0,29(0,1)	0,48 (0,3)
	primavera 2014	2,0 (0,0)	0,25 (0,0)	0,82 (0,1)
	otoño 2015	4,0 (1,0)	0,29 (0,1)	0,55 (0,1)
	primavera 2015	6,0 (4,7)	0,38 (0,1)	0,70 (0,1)
Eje central del río Cruces (sector estuarial)				
sector Punucapa	otoño 2014	3,0 (1,0)	0,09 (0,1)	0,20 (0,0)
	primavera 2014	3,0 (1,0)	0,23 (0,2)	0,58 (0,5)
	otoño 2015	2,0 (0,6)	0,15 (0,2)	0,50 (0,6)
	primavera 2015	1,5 (0,6)	0,10 (0,1)	0,33 (0,4)
Río tributario del humedal (sector estuarial)				
río Pichoy, sector interior	otoño 2014	3,0 (0,6)	0,32 (0,0)	0,68 (0,2)
	primavera 2014	1,0 (0,0)	0,00 (0,0)	0,00 (0,0)
	otoño 2015	3,0 (0,5)	0,34 (0,1)	0,67 (0,2)
	primavera 2015	2,0 (0,0)	0,26 (0,0)	0,87 (0,1)
río Cayumapu, sector interior	otoño 2014	2,0 (1,5)	0,23 (0,0)	0,77 (0,1)
	primavera 2014	3,0 (1,5)	0,16 (0,3)	0,33 (0,6)
	otoño 2015	2,0 (1,0)	0,11 (0,2)	0,24 (0,5)
	primavera	2,0 (0,8)	0,20 (0,2)	0,42 (0,5)
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios				
sector río Calle Calle	otoño 2014	3,0 (0,6)	0,34 (0,2)	0,70 (0,1)
	primavera 2014	1,0 (0,0)	0,00 (0,0)	0,00 (0,0)
	otoño 2015	2,0 (0,5)	0,30 (0,1)	0,80 (0,1)
	primavera 2015	1,5 (0,6)	0,10 (0,1)	0,33 (0,4)

Tamaño corporal del Puye

La Tabla 4.2.5.4 muestra el número de individuos (n), media, moda y rangos de tallas corporales (mínimos y máximos) delos puyesrecolectados en las riberas del río Cruces (sectores Ciruelos, Rucaco, y Punucapa), ríos tributarios del humedal (ríos Pichoy y Cayumapu) y río Calle Calle (sector Chumpullo), durante las campañas de otoño y primavera del año 2014 (Programa de Diagnóstico Ambiental) y durante el otoño y la primavera del año 2015 (Programa de Monitoreo Ambiental). Durante las campañas de otoño y primavera del año 2014, se midieron 784 y 1002 puyes, respectivamente, a la vez que durante las campañas de otoño y primavera del año 2015, se midieron 1403 y 248 puyes, respectivamente.

El tamaño corporal del puye durante el otoño del 2014 varió entre 2,4 y 7,8 cm (Rucaco y Calle Calle, respectivamente); los especímenes con mayor longitud (> 5 cm, considerando la media, moda y rangos de tamaños) se recolectaron en el sector río Calle Calle (media=5,0 cm) (Tabla 4.2.5.4). Durante la campaña primaveral del 2014, el tamaño corporal de *G. macultus* varío entre 2,4 y 12,5 cm (Calle Calle y Pichoy, respectivamente); al igual que durante la campaña de otoño del 2014, los puyes más grandes se recolectaron en el río Calle Calle, (media=6,3 cm) (Tabla 4.2.5.4).

El tamaño corporal del puye durante el otoño del año 2015 varió entre 2,9 y 8,6 cm (Ciruelos & Rucaco y Rucaco & Pichoy, respectivamente); los especímenes más grandes (considerando la media, moda y rango de tamaños) se recolectaron en el río Cayumapu (media=5,9 cm) (Tabla 4.2.5.4 y Fig. 4.2.5.7). Los sectores Ciruelos y Rucaco fueron los que presentaron el mayor porcentaje de individuos pequeños (longitud cefalotorácica < 5 cm) (Fig. 4.2.5.3 y 4.2.5.4). Durante la campaña primaveral del año 2015, el tamaño corporal del Puye fluctuó entre 2,2 y 7,8 cm (Ciruelos y Pichoy, respectivamente); los individuos de mayor tamaño se recolectaron en el río Pichoy (media=6,7 cm) (Tabla 4.2.5.4 y Fig. 4.2.5.6),

mientras que los más pequeños se recolectaron en el sector Ciruelos (media=5,3 cm) (Tabla 4.2.5.4 y Fig. 4.2.5.3).

Los resultados presentados en la Tabla 4.2.5.4 muestran que *Galaxias maculatus* presentó un claro patrón de incremento en su longitud desde la campaña de otoño hacia la de primavera de los años 2014 y 2015 (ver Fig. 4.2.5.3 a 4.2.5.8 para el año 2015).

Tabla 4.2.5.4. Campaña, número de peces recolectados, media, moda y rangos de tallas corporales (valores en cm) de *Galaxias maculatus*. n= número de especímenes recolectados.

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	399	4,6	4,8	2,9 - 8,1
	primavera 2015	88	5,3	5,3	2,2 - 7,6
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	497	4,5	4,6	2,9 - 7,5
	primavera 2015	77	5,7	5,7	4,6 - 7,6
Eje central del río Cruces (sector estuarial)					
sector Punucapa	otoño 2014	66	4,8	5,0	3,5 - 6,5
	primavera 2014	218	5,7	6,0	3,9 - 8,3
	otoño 2015	32	5,1	4,9	4,0 - 7,6
	primavera 2015	22	5,8	5,6	4,5 - 7,1
Ríos tributarios del río Cruces (sector estuarial)					
río Pichoy, sector interior	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
río Cayumapu, sector interior	otoño 2014	30	4,7	4,5	3,3 -6,6
	primavera 2014	158	5,5	5,0	4,2 - 7,6
	otoño 2015	28	5,9	5,5	4,2 - 8,5
	primavera 2015	21	5,8	5,6	5,3 - 6,5
Fuera del humedal del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios					
sector 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	398	5,2	4,9	3,4 - 7,9

primavera 2015	30	6,0	6,2	3,5 - 7,6

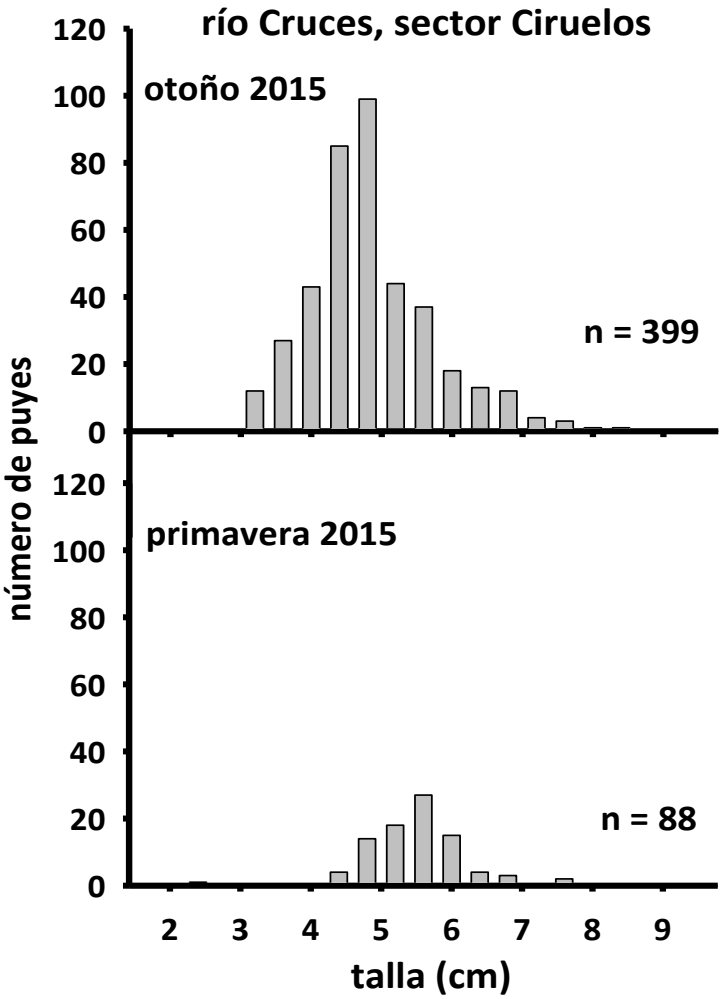


Figura 4.2.5.3. Distribución de tallas corporales de *Galaxias maculatus* (Puye) en el sector Ciruelos, durante la campaña de otoño y primavera 2015.

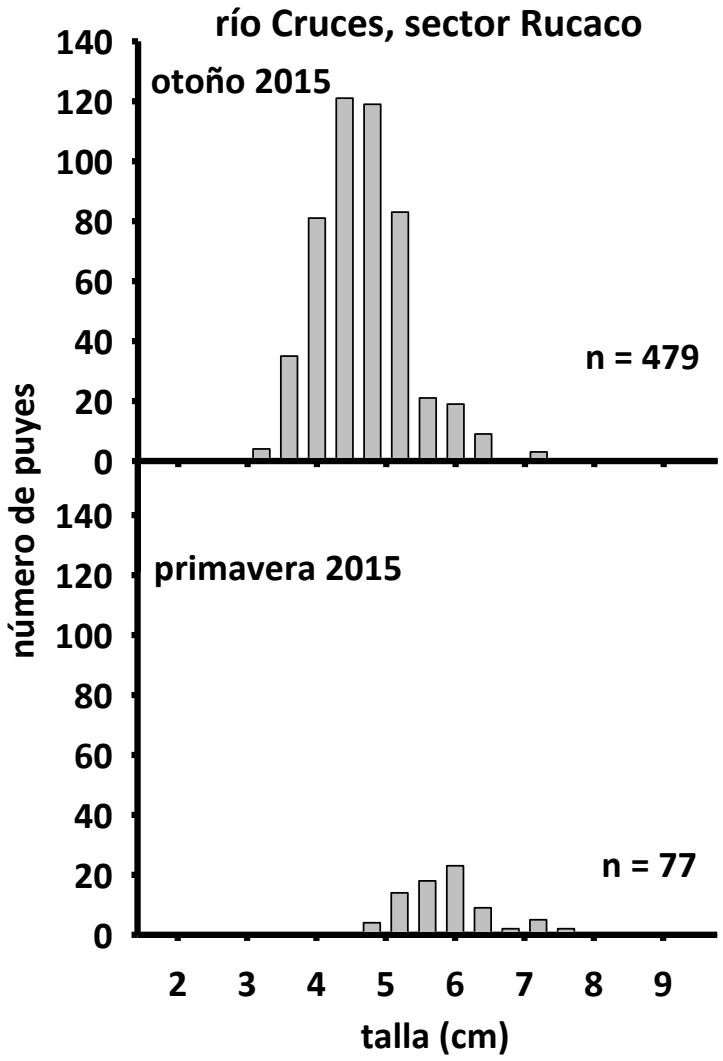


Figura 4.2.5.4. Distribución de tallas corporales de *Galaxias maculatus* (Puye) en el sector Rucaco, durante la campaña de otoño y primavera 2015.

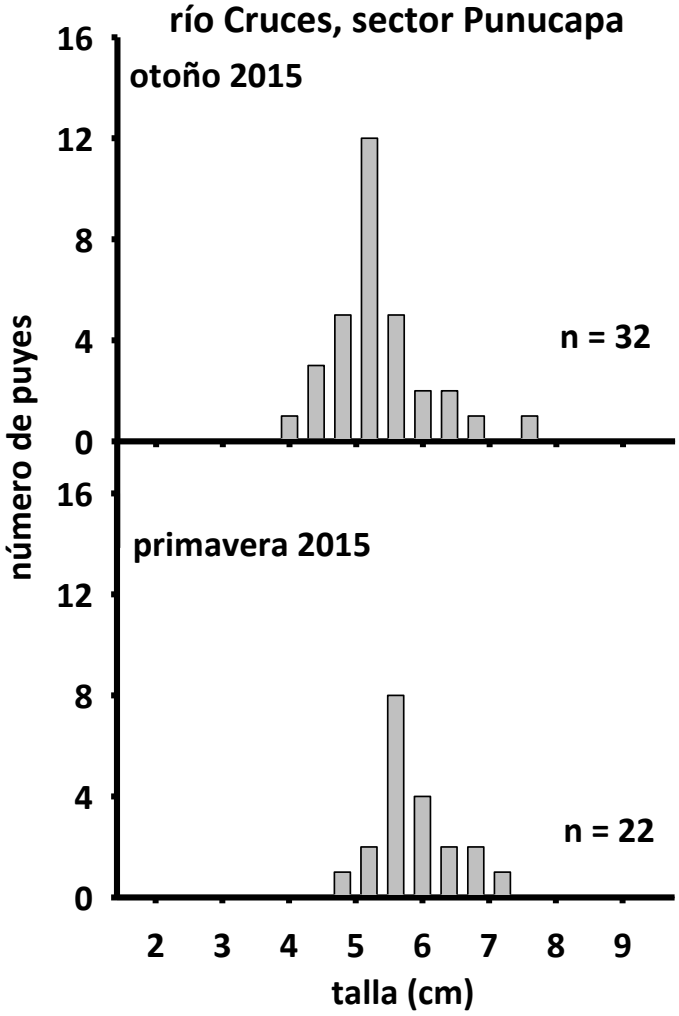


Figura 4.2.5.5. Distribución de tallas corporales de *Galaxias maculatus* (Puye) en el sector Punucapa, durante la campaña de otoño y primavera 2015.

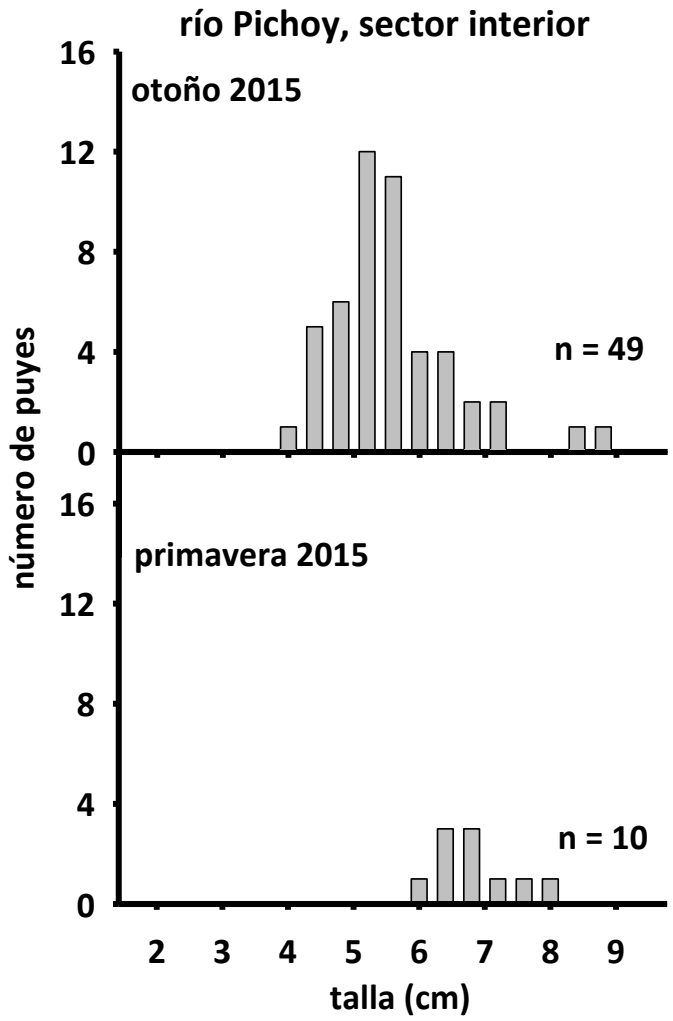


Figura 4.2.5.6. Distribución de tallas corporales de *Galaxias maculatus* (Puye) en el sector río Pichoy, durante la campaña de otoño y primavera 2015.

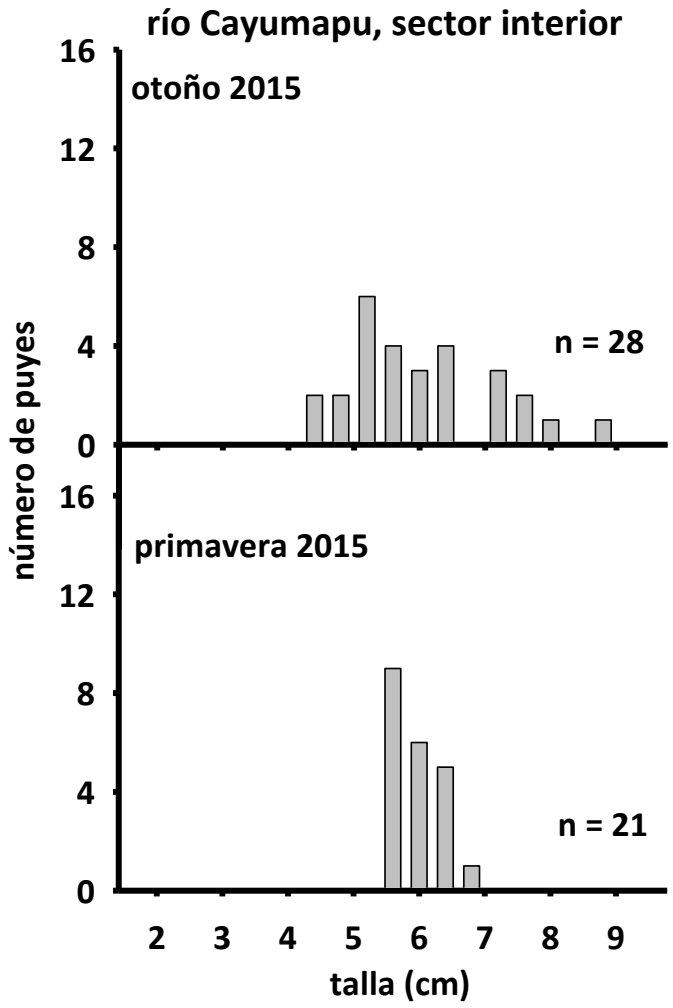


Figura 4.2.5.7. Distribución de tallas corporales de *Galaxias maculatus* (Puye) en el sector Cayumapu, durante la campaña de otoño y primavera 2015.

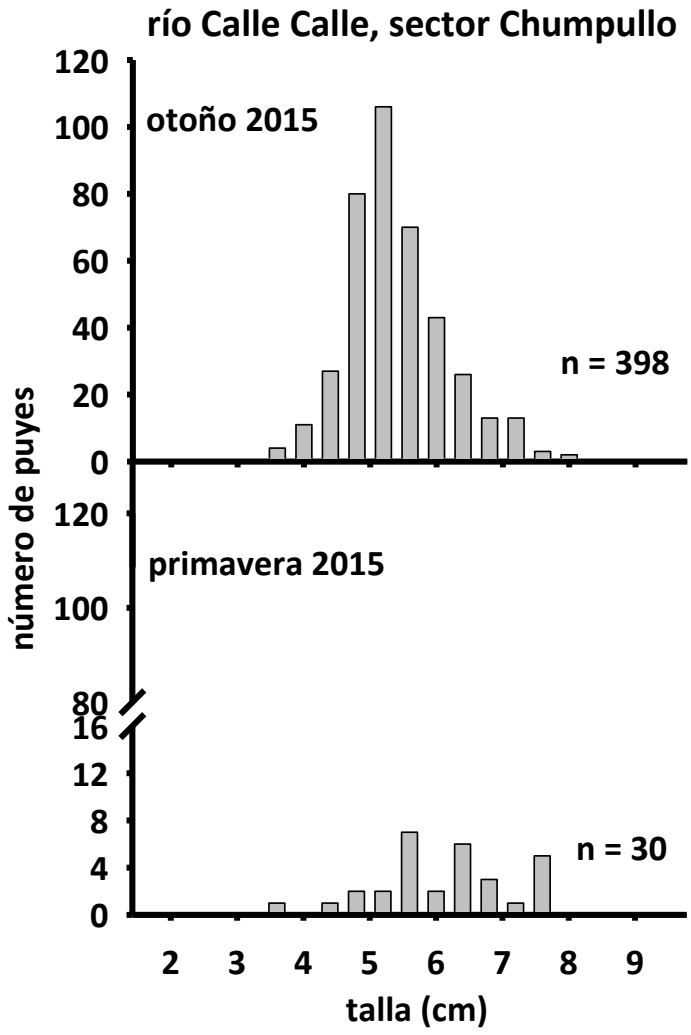


Figura 4.2.5.8. Distribución de tallas corporales de *Galaxias maculatus* (Puye) en el sector río Calle Calle, durante la campaña de otoño y primavera 2015.

4.2.5.4.2. Elementos y compuestos químicos en *Galaxias maculatus*

Metales pesados

Las Tablas 4.2.5.5 a la 4.2.5.7 y la Figura 4.2.5.9, muestran la concentración de metales pesados en ejemplares completos de *Galaxias maculatus* recolectados durante las campañas de otoño y primavera 2014 y otoño 2015.

Los metales pesados más representativos (*i.e.*, mayores concentraciones) fueron Hierro, Aluminio y Zinc (Tablas 4.2.5.5 y 4.2.5.6 y Fig. 4.2.5.9). En general, las concentraciones de Hierro y Aluminio aumentaron entre campañas para los sectores Ciruelos y Calle Calle y disminuyeron en el tiempo para el sector Rucaco. El Manganeso y el Zinc mostraron escasa variabilidad entre sitios y campañas; las concentraciones más bajas de ambos metales se registraron en los peces recolectados en el río Calle Calle (sector Chumpullo) (Tablas 4.2.5.5 y 4.2.5.6).

Durante la campaña del otoño 2015 no se detectó Cobre en ninguna de las muestras analizadas; cosa similar había ocurrido con los peces recolectados en Ciruelos y Rucaco durante el otoño del año 2014. Durante la primavera del año 2014, las concentraciones más altas de Cobre se detectaron en los puyes capturados en el río Calle Calle (Tabla 4.2.5.6 y Fig. 4.2.5.9). Las concentraciones de Zinc fueron más bajas durante el otoño 2015; durante cada una de las campañas hasta ahora realizadas, las concentraciones de este metal fueron más bajas en los peces capturados en el río Calle Calle (Tabla 4.2.5.6 y Fig. 4.2.5.9). En general, las concentraciones de Plomo fueron más altas durante el otoño 2015 y primariamente en los peces del río Calle Calle (sector Chumpullo) (Tabla 4.2.5.6 y Fig. 4.2.5.9).

No se detectó Cadmio y Arsénico en las muestras de puyes recolectadas en el área de estudio, a la vez que el Mercurio mostró en general, concentraciones más bajas en los peces recolectados durante el otoño del año 2015 (Tabla 4.2.5.7 y Fig. 4.2.5.9).

Tabla 4.2.5.5. Concentraciones de Hierro, Aluminio y Manganeso en ejemplares completos de *Galaxias maculatus* recolectados durante las campañas de otoño y primavera 2014 y otoño 2015. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

sectores	campaña	Hierro (µg g^{-1})	Aluminio (µg g^{-1})	Manganeso (µg g^{-1})
Eje central río Cruces (sector límnico)				
sector Ciruelos	otoño 2014	266,1 (1,5)	186,8 (10,3)	89,9 (1,3)
	primavera 2014	270,6 (5,6)	218,1 (7,5)	42,2 (0,4)
	otoño 2015	329,1 (5,5)	444,3 (25,4)	55,2 (0,2)
sector Rucaco	otoño 2014	410,8 (5,8)	383,5 (2,0)	57,2 (1,4)
	primavera 2014	409,7 (9,0)	414,6 (17,3)	50,8 (0,7)
	otoño 2015	215, 1 (3,9)	234,2 (2,3)	88,5 (0,4)
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios				
río Calle Calle (sector Chumpullo)	otoño 2014	254,0 (20,5)	209,9 (6,1)	21,1 (0,5)
	primavera 2014	523,1 (9,7)	458,6 (9,7)	27,7 (0,2)
	otoño 2015	305,2 (30,7)	535,4 (10,6)	23,7 (0,8)

Tabla 4.2.5.6. Concentraciones de Cobre, Zinc y Plomo en ejemplares completos de *Galaxias maculatus* recolectados durante las campañas de otoño y primavera 2014 y otoño 2015. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis. * = no detectado, *i.e.* bajo el límite de detección del método utilizado.

sectores	campaña	Cobre (µg g^{-1})	Zinc (µg g^{-1})	Plomo (µg g^{-1})
Eje central río Cruces (sector límnico)				
sector Ciruelos	otoño 2014	*	254,16 (5,3)	0,05 (0,0)
	primavera 2014	3,41 (0,0)	208,63 (3,1)	0,04 (0,0)
	otoño 2015	*	203,46 (0,4)	0,01 (0,0)
sector Rucaco	otoño 2014	*	225,99 (4,7)	0,06 (0,0)
	primavera 2014	3,31 (0,0)	213,25 (7,8)	0,13 (0,0)
	otoño 2015	*	339,90 (7,9)	0,07 (0,0)
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios				
río Calle Calle (sector Chumpullo)	otoño 2014	3,54 (0,0)	140,69 (4,7)	0,11 (0,0)
	primavera 2014	5,95 (0,0)	193,61 (1,1)	0,96 (0,2)
	otoño 2015	*	168,35 (0,8)	0,17 (0,0)

Tabla 4.2.5.7. Concentraciones de Cadmio, Arsénico y Mercurio en ejemplares completos de *Galaxias maculatus* recolectados durante las campañas de otoño 2014, primavera 2014 y otoño 2015. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis. * = no detectado, *i.e.* bajo el límite de detección del método utilizado.

sectores	campañas	Cadmio (µg g^{-1})	Arsénico (µg g^{-1})	Mercurio (µg g^{-1})
Eje central río Cruces (sector límnico)				
sector Ciruelos	otoño 2014	*	*	0,270 (0,0)
	primavera 2014	*	*	0,281 (0,0)
	otoño 2015	*	*	0,090 (0,0)
sector Rucaco	otoño 2014	*	*	0,226 (0,0)
	primavera 2014	*	*	0,261 (0,0)
	otoño 2015	*	*	0,139 (0,0)
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios				
río Calle Calle (sector Chumpullo)	otoño 2014	*	*	0,198 (0,0)
	primavera 2014	*	*	0,272 (0,0)
	otoño 2015	*	*	0,223 (0,0)

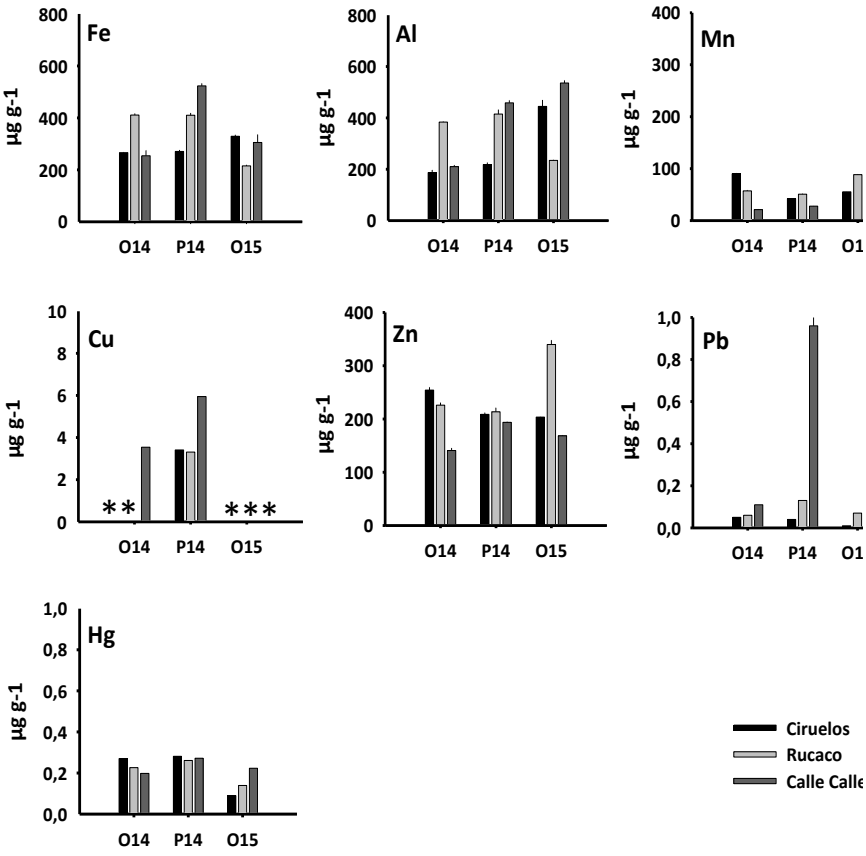


Figura 4.2.5.9. Concentración de metales pesados en ejemplares completos de *Galaxias maculatus* recolectados durante las campañas de otoño 2014 (O14), primavera 2014 (P14) y otoño 2015 (O15). Los valores son promedios con una desviación estándar. * = no detectado*, i.e.* bajo el límite de detección del método utilizado.

Análisis estadísticos

Los resultados de los análisis de ANDEVA factorial y prueba *a posteriori* de Tukey (Kruskal-Wallis para datos no paramétricos), efectuados para evaluar eventuales diferencias en las concentraciones de metales pesados entre los años y sitios estudiados, se muestran en la Tabla 4.2.5.8. Las concentraciones de Hierro y Cobre encontradas en especímenes de *Galaxias maculatus* durante el año 2014 fueron significativamente más altas ($p<0,05$)a las encontradas durante el año 2015; situación inversa es la que presentó el Aluminio y Mercurio (concentraciones significativamente más altas el año 2015). Las concentraciones de Manganeso y Zinc de puyes capturados en los sectores Ciruelos y Rucaco, fueron significativamente más altas ($p<0,05$) que las detectadas en peces recolectados en el río Calle Calle (sector Chumpullo) (Tabla 4.2.5.8).

Tabla 4.2.5.8. Resumen de ANDEVA Factorial y prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar diferencias en los valores de concentración de Plomo en ejemplares completos de *Galaxias maculatus*, entre los factores principales años (2014 y 2015) y entre los tres sectores predefinidos para el área de estudio (Ciruelos, Rucaco y Calle Calle). Los valores de P en negrilla son significativos (<0,05) para cada prueba. En el caso de Fe, Al, Mn, Cu, Zn y Hg se presentan los resultados de la Prueba no paramétrica de Kruskall Wallis. CC = Calle Calle.

parámetro	**fuente**	**GL**	**SC**	**CM**	**F**	**valor P**	**prueba Tukey**
Pb	año (A)	1	0,08218	0,08218	1,25	0,286	
	sector (S)	2	0,50218	0,15804	2,40	0,133	
Kruskal – Wallis		**H**	**GL**	**Valor P**			
Fe	año (A)	1,26	1	**0,049**	2014 > 2015		
	sector (S)	1,31	2	0,244			
Al	año (A)	3,87	1	**0,049**	2015 > 2014		
	sector (S)	2,82	2	0,244			
Mn	año (A)	0,14	1	0,708			
	sector (S)	11,42	2	**0,003**	Rucaco = Ciruelos > CC		
Cu	año (A)	5,05	1	**0,025**	2014 > 2015		
	sector (S)	3,56	2	0,169			
Zn	año (A)	0	1	1,000			
	sector (S)	12,32	2	**0,002**	Rucaco = Ciruelos > CC		
Hg	año (A)	8,98	1	**0,003**	2015 > 2014		

	sector (S)	0,75	2	0,688

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

Compuestos orgánicos persistentes

La Tabla 4.2.5.9 y la Figura 4.2.5.10 muestran las concentraciones de Ácidos Grasos y AOX, en ejemplares completos de *Galaxias maculatus,* recolectados durante las campañas de otoño y primavera 2014 y otoño 2015.

En general, las concentraciones más altas de Ácidos grasos se encontraron en los ejemplares recolectados durante la campaña de otoño 2014 y especialmente en los puyes recolectados en el río Calle Calle (sector Chumpullo) (Tabla 4.2.5.9); la concentración de estos compuestos mostró una tendencia a disminuir en el tiempo (Tabla 4.2.5.9 y Fig. 4.2.5.10).

No se detectaron Ácidos resínicos en ninguna de las muestras analizadas durante las tres campañas (Tabla 4.2.5.9).

Las concentraciones de AOX fueron más altas durante las campañas del año 2014; durante el otoño de ese año el valor más alto se detectó en los puyes de Rucaco, a la vez que durante la primavera del mismo año las concentraciones más altas ocurrieron en los peces del río Calle Calle (Tabla 4.2.5.9 y Fig. 4.2.5.10). Similarmente, durante el otoño del año 2015, los peces recolectados en este último río fueron los que tuvieron las concentraciones más altas de AOX en sus tejidos (Tabla 4.2.5.9 y Fig. 4.2.5.10).

Tabla 4.2.5.9. Concentraciones de Ácidos Grasos, Ácidos Resínicos y AOX en ejemplares completos de *Galaxias maculatus* recolectados durante las campañas de otoño 2014, primavera 2014 y otoño 2015. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis. * = no detectado, *i.e.* bajo el límite de detección del método utilizado.

sectores	campañas	Ác. grasos(µg g^{-1})	Ác. resínicos (µg g^{-1})	AOX (µg g^{-1})
Eje central río Cruces (sector límnico)				
sector Ciruelos	otoño 2014	2.685,6 (347,3)	*	19,9 (2,6)
	primavera 2014	3.486,3 (533,5)	*	24,4 (1,4)
	otoño 2015	2.330,9 (161,9)	*	12,1 (1,8)
sector Rucaco	otoño 2014	4.101,9 (115,1)	*	31,3 (4,2)
	primavera 2014	2.733,8 (37,9)	*	13,9 (0,5)
	otoño 2015	869,3 (163,7)	*	8,2 (0,3)
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos trubutarios				
río Calle Calle (sector Chumpullo)	otoño 2014	6.692,6 (188,9)	*	22,7 (3,4)
	primavera 2014	3.968,1 (866,6)	*	38,1 (3,3)
	otoño 2015	2.682,6 (18,7)	*	17,7 (3,6)

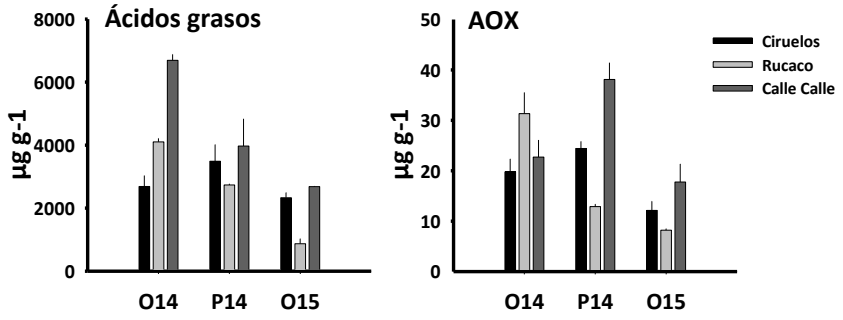


Figura 4.2.5.10. Concentración de ácidos grasos y compuestos halogenados adsorbibles (AOX) en *Galaxias maculatus* en el área de estudio, durante las campañas de otoño 2014 (O14), primavera 2014 (P14) y otoño 2015 (O15). Los valores son promedios con una desviación estándar.

Análisis estadísticos

Los análisis de ANDEVA factorial y prueba *a posteriori* de Tukey (Kruskal-Wallis para datos no paramétricos), efectuados para evaluar eventuales diferencias en las concentraciones de Ácidos grasos y AOX entre los años y sitios estudiados, se muestran en la Tabla 4.2.5.10. Las concentraciones de Ácidos grasos y AOX fueron significativamente más altas ($p<0,05$) durante el año 2014, a la vez que las concentraciones de Ácidos grasos encontradas en individuos de los sectores río Calle Calle y Ciruelos, fueron significativamente más altas ($p<0,05$) que las de individuos provenientes del sector Rucaco (Tabla 4.2.5.10).

Tabla 4.2.5.10. Resumen de ANDEVA Factorial y prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar diferencias en los valores de concentración de Ácidos grasos y AOX en ejemplares completos de *Galaxias maculatus*, entre los factores principales años (2014 y 2015) y entre los tres sectores predefinidos para el área de estudio (Ciruelos, Rucaco y Calle Calle). Los valores de P en negrilla son significativos (<0,05) para cada prueba. CC= Calle Calle.

parámetro	fuente	GL	SC	CM	F	valor P	prueba Tukey
Ácidos Grasos	año (A)	1	0,43302	0,43302	42,45	**0,000**	2014 > 2015
	sector (S)	2	0,25093	0,15434	15,13	**0,001**	CC= Ciruelos >Rucaco
AOX	año (A)	1	608,03	608,03	11,6	**0,005**	2014 > 2015
	sector (S)	2	252,3	112,45	2,15	0,160	

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

Dioxinas, Furanos y Equivalentes Tóxicos

La Tabla 4.2.5.11 y la Figura 4.2.5.11 muestran las concentraciones de Dioxinas, Furanos y sus Equivalentes Tóxicos (EQTs) en ejemplares completos de *Galaxias maculatus* recolectados en el área de estudio, durante las campañas de otoño y primavera 2014 y otoño 2015.

Durante las dos campañas del año 2014, las concentraciones más altas de Dioxinas se detectaron en peces del río Calle Calle, a la vez que durante el otoño 2015 los puyes del sector Rucaco fueron los de mayores concentraciones (Tabla 4.2.5.11 y Fig. 4.2.5.11). La concentración más alta de Dioxinas, se encontró durante la primavera del año 2014 en peces recolectados en el río Calle Calle (0,00475 ng g^{-1}) (Tabla 4.2.5.11 y Fig. 4.2.5.11).

La comparación de las concentraciones de Furanos en los peces recolectados en Ciruelos y Rucaco, muestra que las concentraciones de los mismos fueron más altas durante el otoño 2015 *versus* el otoño y primavera del año 2014; por el contrario, las concentraciones de estos compuestos en los peces del río Calle Calle fueron más altas durante el año 2014 *versus* el 2015 (Tabla 4.2.5.11 y Fig. 4.2.5.11).

Las concentraciones de Equivalentes Tóxicos mostraron una tendencia similar a la variabilidad temporal de los Furanos; *i.e.*, valores más altos durante el otoño 2015 en los peces de Ciruelos y Rucaco y más bajos durante la misma campaña en los puyes del Calle Calle (Tabla 4.2.5.11 y Fig. 4.2.5.6).

No se detectó la presencia de las Dioxinas 2378-TCDD y 12378-PCDD en los tejidos corporales de puyes recolectados durante el otoño del año 2015; durante las campañas del año 2014 tampoco se había detectado la 2378-TCDD, a la vez que la 12378-PCDD se había detectado en puyes de Ciruelos y Calle Calle.

Tabla 4.2.5.11. Concentraciones de Dioxinas, Furanos y EQTs en ejemplares de *Galaxias maculatus* recolectados durante las campañas de otoño 2014, primavera 2014 y otoño 2015. Los valores son promedios con desviación estándar en paréntesis.

sectores	campañas	Dioxinas (ng g^{-1})	Furanos(ng g^{-1})	EQTs (ng g^{-1})
Eje central río Cruces (sector límnico)				
sector Ciruelos	otoño 2014	0,00055 (0,00007)	0,00080 (0,00014)	0,00010 (0,00008)
	primavera 2014	0,00060 (0,00014)	0,00040 (0,00014)	0,00002 (0,00000)
	otoño 2015	0,00080 (0,00000)	0,00240 (0,00014)	0,00009 (0,00001)
sector Rucaco	otoño 2014	0,00085 (0,00021)	0,00110 (0,00000)	0,00006 (0,00000)
	primavera 2014	0,00075 (0,00007)	0,00020 (0,00014)	0,00001 (0,00001)
	otoño 2015	0,00175 (0,00007)	0,00215 (0,00092)	0,00009 (0,00009)
Fuera del humedal (río Calle Calle)				
Sector Chumpullo	otoño 2014	0,00155 (0,00035)	0,00165 (0,00007)	0,00015 (0,00013)
	primavera 2014	0,00475 (0,00021)	0,00090 (0,00014)	0,00013 (0,00009)
	otoño 2015	0,00055 (0,00007)	0,00070 (0,00000)	0,00004 (0,00007)

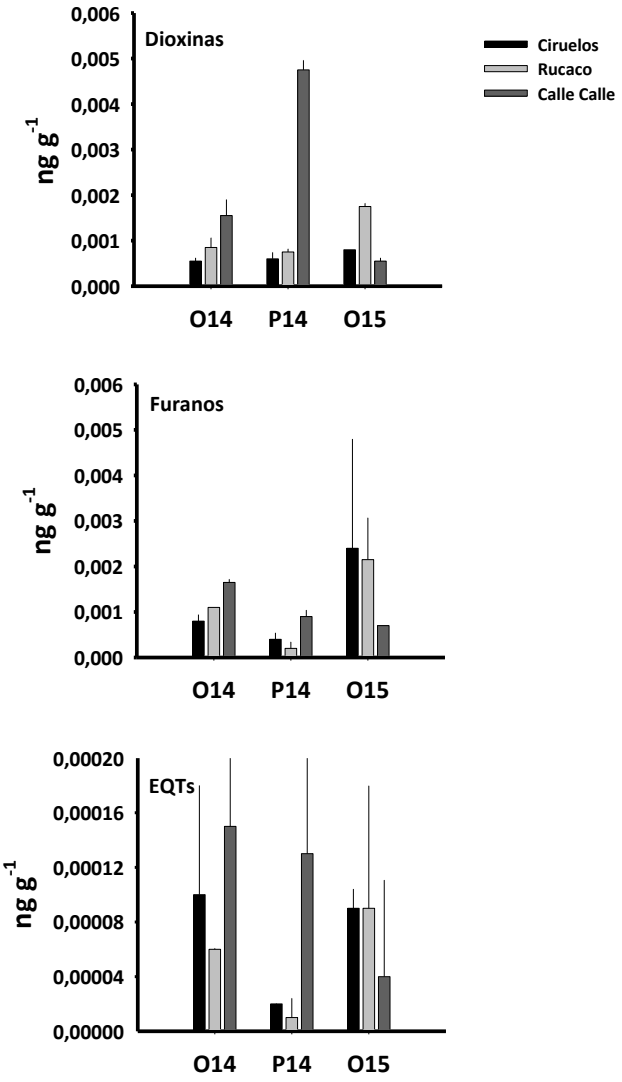


Figura 4.2.5.11. Concentración de Dioxinas, Furanos y Equivalentes Tóxicos (ETQs) en especímenes de *Galaxias maculatus* recolectados durante las campañas del otoño 2014 (O14), primavera 2014 (P14) y otoño 2015 (O15). Los valores son promedios con una desviación estándar.

Análisis estadísticos

Los análisis de ANDEVA factorial y prueba *a posteriori* de Tukey (Kruskal-Wallis para datos no paramétricos), efectuados para evaluar eventuales diferencias en las concentraciones de Dioxinas, Furanos y EQTs entre los años y sitios estudiados, se muestran en la Tabla 4.2.5.12. Las concentraciones de Furanos detectadas en especímenes de *Galaxias maculatus* durante el año 2015, fueron significativamente más altas (p<0,05) a las detectadas en el año 2014.

Tabla 4.2.5.12. Resumen de ANDEVA Factorial y prueba *a posteriori* de Tukey para evaluar diferencias en los valores de concentración de Furanos y ETQs en ejemplares completos de *Galaxias maculatus*, entre los factores principales años (2014 y 2015) y entre los tres sectores predefinidos para el área de estudio (Ciruelos, Rucaco y Calle Calle). Los valores de P en negrilla son significativos (<0,05) para cada prueba. En el caso de Dioxinas se presentan los resultados de la Prueba no paramétrica de Kruskal -Wallis.

parámetro	**fuente**	**GL**	**SC**	**CM**	**F**	**valor P**	**prueba Tukey**
Furanos	año (A)	1	0,0000033	0,0000033	15,95	**0,002**	2015 > 2014
	sector (S)	2	0,0000000	0,0000004	1,90	0,192	
EQT	año (A)	1	0,0000000	0,0000000	0,00	0,980	
	sector (S)	2	0,0000000	0,0000000	0,17	0,849	
Kruskal - Wallis		**H**	**GL**	**Valor P**			
Dioxinas	año (A)	0,01	1	0,925			
	sector (S)	4,11	2	0,128			

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

4.2.5.4.3. Estado sanitario y análisis histopatológicos

Estado sanitario

La Tabla 4.2.5.13 muestra las fechas de recolección de puyes (*Galaxias maculatus*), durante la campaña otoñal del año 2015; en la Tabla 4.2.5.14 se resumen los análisis bacteriológicos y virológicos efectuados en las muestras de puyes analizadas y se describen los resultados de estos análisis según sector y fecha de muestreo.

Tabla 4.2.5.13. Fechas de recepción de los puyes (*Galaxias maculatus*) analizados durante mayo de 2015. A cada fecha de ingreso le fue asignado un n° de caso y se indica la cantidad de peces recepcionados según el sector de muestreo.

sectores	n° caso	fecha	especie	n° peces
Eje central del río Cruces (sector límnico)				
sector Ciruelos	05	6-Mayo-2015	*G. maculatus*	20
sector Rucaco	06	6-Mayo-2015	*G. maculatus*	27
Eje central del río Cruces (sector estuarial)				
sector Punucapa	12	28-mayo-2015	*G. maculatus*	23
Ríos tributarios del río Cruces (sector estuarial)				
río Pichoy interior	08	8-mayo-2015	*G. maculatus*	26
río Cayumapu interior	11	27-mayo-2015	*G. maculatus*	21
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios				
río Calle Calle	07	7-mayo-2015	*G. maculatus*	23

Tabla 4.2.5.14. Resumen de resultados de análisis sanitarios de *Galaxias maculatus* durante la campaña otoñal del año 2015, según sector, número de caso, fecha de muestreo y número de peces (*cf*. Fig. 4.2.5.1 para ubicación de los sectores, las que están representadas por números). TSA= agar de soya tripticasa; TYES= agar triptona, extracto de levadura y sales; (n)= número de animales en la muestra analizada.

sectores	n° caso	fechas	especie	n°	bacteriología	resultados	PCR IPNV	resultados
Ciruelos	05	06-mayo-15	*G. maculatus*	20	TSA: hígado(4) TYES: hígado(4)	desarrollo bacteriano negativo	1 pool: corazón, riñón, bazo (5)	negativo 1/1
Rucaco	06	06-mayo-15	*G. maculatus*	27	TSA: hígado (4) TYES: hígado (4)	desarrollo bacteriano negativo	1 pool: corazón, riñón, bazo (5)	negativo 1/1
Punucapa	12	28-mayo-15	*G. maculatus*	23	TSA: bazo (4) TYES: bazo (4)	desarrollo bacteriano negativo	1 pool: corazón, riñón, bazo (5)	negativo 1/1
río Pichoy	08	08-mayo-15	*G. maculatus*	26	TSA: hígado (4) TYES: hígado (4)	desarrollo bacteriano negativo	1 pool: corazón, riñón, bazo (5)	negativo 1/1
río Cayumapu	11	27-mayo-15	*G. maculatus*	21	TSA: hígado (1), bazo(3) TYES: bazo (4)	desarrollo bacteriano negativo	1 pool: corazón, riñón, bazo (5)	negativo 1/1
río Calle Calle	07	07-mayo-15	*G.maculatus*	23	TSA: bazo (4) TYES: bazo (4)	desarrollo bacteriano negativo	1 pool: corazón, riñón, bazo (5)	negativo 1/1

No se detectó presencia del virus IPN (Necrosis Pancreática Infecciosa).

La identificación de parásitos en Puyes recolectados durante mayo de 2015, desde piel y branquias, según estación y número de caso, se presenta a continuación:

sector Ciruelos Caso 05.15

Piel (5): Abundante presencia de *Ichthyohthirius multifilis* 5/5 y *Trichodina* 1/5.

Branquias (5): Abundante presencia de *Dactylogyrus.*

sector Rucaco Caso 06.15

Piel (5): Escasa presencia de *Ichthyohthirius multifilis* 1/5 y *Costia* 1/5.

Branquias (5): Abundante presencia de *Dactylogyrus* 4/5 y escasa 1/5, abundante presencia de *Trichodina* 4/5, *Epystilus* 1/5, escasa presencia de *Costia* 2/5.

sector Punucapa Caso 12.15

Piel (5): Presencia de *Argulus* 2/5 y escasa presencia de *Costia* 4/5

Branquias (5): Escasa presencia de *Dactylogyrus* 5/5, abundante presencia de *Costia* 3/5 y escasa 2/5.

sector río Pichoy Caso 08.15

Piel (5): Escasa presencia de Costia 5/5.

Branquias (5): Abundante presencia de *Dactylogyrus* 2/5, escasa 3/5, escasa presencia de *Trichodina* 1/5, escasa presencia de *Costia* 4/5.

sector río Cayumapu Caso 11.15

Piel (5): No se observan formas parasitarias 5/5.

Branquias (5): Escasa presencia de *Dactylogyrus* 3/5, escasa presencia de *Trichodina* 1/5 y de *Costia* 1/5.

sector río Calle Calle Caso 07.15

Piel (5): Presencia *de Ichthyohthirius multifilis* 1/5 y Trichodina 1/5

Branquias (5): Abundante presencia de *Dactylogyrus* 3/5, *Epistilus* 3/5, escasa presencia de *Costia* 2/5.

En la Tabla 4.2.5.15 se presenta la identificación de las nodulaciones encontradas en hígado y un parásito externo localizado en piel, identificados en el Laboratorio de Parasitología del Instituto de Patología Animal de la UACh.

Tabla 4.2.5.15. Identificación parasitaria en Puyes (*Galaxias maculatus*) de mayo de 2015, según estación, número de caso, fecha de muestreo y número de caso. N = número de animales en la muestra analizada. NA =No aplica.

sectores	n° caso	fechas	especie	n°	órgano	identificación
Ciruelos	05	06-mayo-15	*G. maculatus*	20	hígado	Metacercarias del trematodo Monogeneo *Ascocotyle* sp.
Rucaco	06	06-mayo-15	*G. maculatus*	27	hígado	Metacercarias del trematodo Monogeneo *Ascocotyle* sp.
Punucapa	12	28-mayo-15	*G. maculatus*	23	piel (ectoparásito)	*Argulus araucanus* hembra
río Pichoy	08	08-mayo-15	*G. maculatus*	26	hígado	Metacercarias del trematodo Monogeneo *Ascocotyle* sp.
río Cayumapu	11	27-mayo-15	*G. maculatus*	21	hígado	Estructura compatible con Mixosporidios
río Calle Calle	07	07-mayo-15	*G. maculatus*	23	NA	NA

No se detectaron peces con signos clínicos de enfermedad, como tampoco bacterias o el virus IPN; sin embargo, la presencia de parásitos fue un hallazgo constante, en los cuales se pesquisó en la observación en fresco, daño branquial asociada a su presencia y nódulos parasitarios en hígado. Se detectaron parásitos en piel y branquias y en cantidades que no reflejan una parasitosis clínica; predominaron protozoos como *Costia* sp*., Tricodina* sp*., Epistylus sp., Ichthyophthyrius multifilis* y monogéneos como *Dactylogirus* sp. Estos

parásitos pueden causar mortalidad de los peces si las condiciones ambientales provocan un estrés crónico.

Los hallazgos más remarcables sobre el estado sanitario de la ictiofauna, fueron la importante carga parasitaria encontrada en individuos juveniles y adultos del Puye (*Galaxias maculatus*), tanto en abundancia como número de especies de parásitos. Se destacó la presencia del trematodo *Gyrodactylus* sp. y de los protozoos *Ichthiophthirius* sp., *Trichodina* sp., *Costia* sp., en branquias y piel.

En piel se evidenció también la presencia del artrópodo *Argulus* sp., mientras que en hígado se encontró nódulos parasitarios con metacercarias del trematodo *Ascocotyle* sp. y con Mixosporidios. A nivel intestinal, se detectaron estructuras compatibles con la clase Nematoda. En estómago, un ejemplar presentó parásitos compatibles con el Phylum Acanthocephala. En páncreas, se observaron parásitos compatibles con el Phylum Acanthocephala y con metacercarias de trematodos. En corazón, se encontró un parásito de la clase Trematoda y uno compatible con el Phylum Acanthocephala. Por otra parte, a nivel de la cavidad abdominal se encontraron parásitos de la clase Trematoda, parásitos del Phylum Acanthocephala y un nematodo enquistado compatible con estados larvarios de la Familia Anisakidae. En riñón se encontró al trematodo *Philureter* sp. y parásitos compatibles con el Phylum Acanthocephala. En la musculatura de un pez se encontraron múltiples estructuras compatibles con Mixosporidios. A nivel de meninges del sistema nervioso central se encontraron parásitos de la clase Trematoda compatibles con la Familia Diplostomidae. Es interesante destacar que tanto en los peces de las estaciones del humedal, como en los peces de la estación fuera de éste (Calle Calle) se encontró una importante carga parasitaria. Especialmente notoria es la presencia de parásitos en los Puyes obtenidos en la estación ubicada en el río Calle Calle, en comparación con la escasa presencia (1 parásito encontrado en un pez) de estos organismos en la misma estación y durante el año 2014.

Ninguno de los parásitos encontrados en la ictiofauna analizada representa riesgo de salud para las personas.

No se detectó en las muestras de peces analizadas macroscópica y microscópicamente, presencia de hongos externos e internos. Adicionalmente, no se detectaron bacterias ni el virus de la Necrosis Pancreática Infecciosa (IPN).

Análisis histopatológicos

En la Tabla 4.2.5.16 se detallan los hallazgos histopatológicos en los Puyes (*Galaxias maculatus*) pertenecientes a las seis estaciones examinados durante la campaña de mayo 2015. De cada estación se examinaron cinco ejemplares.

Tabla 4.2.5.16. Resumen con el detalle de los hallazgos histopatológicos en los Puyes (*Galaxias maculatus*) recolectados durante la campaña del otoño del año 2015, con la fecha y estación de muestreo (5 peces por estación). Los números entre paréntesis indican la frecuencia para cada hallazgo. Para ubicación de los sectores ver Fig. 4.2.5.1.

sectores	fecha	SNC	cavidad abdominal	hígado	riñón	páncreas	corazón	branquias	estómago	ciegos pilóricos / intestino	bazo	musculatura	gónadas
Ciruelos	06-may-15	parásitos en meninges (1) S/A (4)	parásitos (4) S/A (1)	congestión (3) S/A (2)	parásitos (1) S/A (4)	S/A (2) OND (3)	S/A (5)	hiperplasia epitelial con parásitos (1) parásitos (1) S/A (3)	S/A (5)	parásitos (2) S/A (1) OND (2)	S/A (3) OND (2)	S/A (5)	testículo (3) ovario (1) OND (1)
Rucaco	06-may-15	parásitos en meninges (1) S/A (4)	parásitos (4) S/A (1)	congestión (1) S/A (4)	calcificación intratubular (1) S/A (4)	OND (5)	S/A (1) OND (4)	hiperplasia epitelial con parásitos (4) parásitos (1)	S/A (5)	S/A (2) OND (3)	OND (5)	S/A (5)	testículo (1) ovario (3) OND (1)
Punucapa	28-may-15	S/A (5)	parásitos (4) S/A (1)	hemorragia (1) S/A (4)	S/A (5)	fibrosis con parásitos(1) parásitos (2) S/A (1) OND (1)	parásitos (1) S/A (4)	parásitos (1) S/A (3) OND (1)	parásitos (1) S/A (3) OND (1)	parásitos (1) S/A (3) OND (1)	S/A (1) OND (4)	S/A (5)	testículo activo (1) testículo (2) ovario (2)
río Pichoy	08-may-15	parásitos en meninges (2) S/A (3)	parásitos (4) S/A (1)	congestión (1) S/A (4)	nefritis (1) S/A (4)	parásitos (1) S/A (2) OND (2)	parásitos (1) S/A (4)	parásitos (1) S/A (3) OND (1)	S/A (5)	parásitos (1) S/A (4)	OND (5)	S/A (5)	testículo (2) ovario (3)
río Cayumapu	27-may-15	parásitos en meninges (1) S/A (4)	parásitos (3) S/A (2)	parásitos (1) congestión (1) S/A (3)	parásitos (1) S/A (4)	fibrosis con parásitos(1) parásitos (1) S/A (2) OND (1)	S/A (5)	parásitos (3) S/A (2)	S/A (5)	S/A (5)	S/A (2) OND (3)	parásitos (1) S/A (4)	testículo activo (2) testículo (1) ovario (2)
río Calle Calle	07-may-15	parásitos en meninges (3) S/A (2)	parásitos (4) S/A (1)	S/A (5)	S/A (5)	parásitos (1) S/A (3) OND (1)	parásitos (1) S/A (3) OND (1)	parásitos (2) S/A (3)	S/A (5)	parásitos (2) S/A (3)	S/A (2) OND (3)	S/A (5)	testículo (4) ovario (1)

SNC: sistema nervioso central **S/A:** sin alteraciones **OND:** órgano no observado por no estar disponible en la muestra.

El análisis histopatológico realizado en cinco ejemplares de Puye (*Galaxias maculatus*) de cada una de las seis estaciones muestreadas, se efectuó mediante cortes sagitales de cada uno de los peces, lo que permitió observar la mayoría de los tejidos (sistema nervioso central, hígado, riñón, páncreas, corazón, branquias, estómago, intestino, bazo, musculatura, piel y gónadas).

En ninguno de los especímenes analizados se observó evidencia de características compatibles con un cuadro infeccioso bacteriano o viral específico, así como tampoco se encontraron indicios de daño de origen tóxico o carencial. Sin embargo, al igual que durante las campañas del año 2014, llama la atención el marcado parasitismo encontrado.

A continuación se efectúa un análisis de los tejidos analizados en los treinta peces examinados durante el estudio:

Sistema nervioso central

El único hallazgo de importancia en los peces examinados, lo constituyó la presencia de parásitos en las meninges. La única estación en la cual los peces no presentaron este parasitismo fue en Punucapa. El parasitismo estuvo presente en 8 ejemplares, de los cuales tres pertenecían a la estación Calle Calle. La identificación parasitológica permitió reconocer a Trematoda de la Familia Diplostomidae.

Hígado

De los 30 peces examinados microscópicamente, 22 no presentaron alteraciones, 6 ejemplares evidenciaron congestión, en un pez se encontró parásitos y un ejemplar presentó hemorragia aguda. La congestión hepática es un hallazgo inespecífico, pudiendo ser fisiológica o estar asociada a una mayor exigencia del órgano. La presencia de hemorragia aguda hepática es un caso aislado y probablemente asociado a la captura. Con relación a los parásitos, estos resultaron compatibles con Trematoda. Ninguno de los hígados examinados evidenció hallazgos compatibles con la acción de tóxicos.

Riñón

De los 30 peces examinados microscópicamente, 26 no presentaron alteraciones, en 2 peces se encontraron parásitos, un ejemplar presentó nefritis y otro evidenció calcificación intratubular. La nefritis es una respuesta inflamatoria que se interpreta como un caso aislado y sin mayor repercusión. Se identificó un parásito trematodo (*Philureter* sp.) y un parásito compatible con el Phylum Acanthocephala. Al igual que en el caso del hígado, ninguna muestra de riñón presentó hallazgos compatibles con la acción de tóxicos.

Páncreas

De los 30 peces examinados microscópicamente, 10 no presentaron alteraciones pancreáticas, 5 peces evidenciaron parásitos, 2 presentaron fibrosis con parásitos y en 13 peces no se obtuvo tejido pancreático en los cortes realizados. Los parásitos observados en el páncreas correspondieron al Phylumm Acanthocephala, además en un Puye se observaron metacercarias de un Trematoda.

Corazón

De los 30 peces examinados microscópicamente, 22 no presentaron alteraciones cardíacas, en tres peces se encontraron parásitos, uno correspondió a un parásito compatible con el Phylum Acanthocephala, otro compatible con un Trematoda y otro no logró ser identificado. Por otra parte, en 5 peces no salió incluido tejido cardíaco en los cortes realizados.

Branquias

De los 30 peces examinados microscópicamente, 14 no presentaron alteraciones, 5 presentaron hiperplasia de lamelas secundarias con presencia de parásitos, en 9 peces se encontraron parásitos sin reacción branquial y en 2 ejemplares no salió incluido tejido branquial en las láminas. Se identificó al protozoo *Ichtyophtirius multifilis* y al Trematodo *Gyrodactylus* sp.

Estómago

De los 30 peces examinados microscópicamente, 28 no presentaron alteraciones, un pez evidenció parásitos en la submucosa y el lumen, los que resultaron compatibles con el Phylum Acanthocephala, por otra parte, en un ejemplar apareció estómago en la lámina histológica.

Ciegos pilóricos/intestino

De los 30 peces examinados microscópicamente, en 18 peces no se encontraron lesiones, 6 ejemplares presentaron parásitos y en 6 peces no salió incluido tejido intestinal en la lámina analizada. Todos los parásitos resultaron compatibles con la clase Nematoda, en uno de ellos con presentación enquistada compatible con estadios larvarios de la Familia Anisakidae.

Bazo

De los 30 peces examinados microscópicamente, 8 ejemplares no evidenciaron lesiones y en 22 peces no se encontró tejido esplénico.

Musculatura

De los 30 peces examinados microscópicamente, 29 ejemplares no evidenciaron lesiones y en un pez se encontraron múltiples estructuras compatibles con Mixosporidios.

Gónadas

De los 30 peces examinados microscópicamente, en 28 ejemplares se logró observar gónadas, encontrándose 16 testículos y 12 ovarios, en dos peces no se encontró tejido gonadal en las láminas histológicas. En tres peces se encontraron testículos activos (con espermatozoides) los que correspondieron a muestreos a fines del mes de mayo.

La Tabla 4.2.5.17 muestra la composición taxonómica de la fauna de parásitos examinada en los puyes recolectados durante la campaña otoñal del año 2015 (mayo).

Tabla 4.2.5.17. Identificación parasitaria en Puyes (*Galaxias maculatus*) de la campaña de mayo 2015, según estación de muestreo y tejido afectado. Para ubicación de los sectores ver Fig. 4.2.5.1.

sectores	tejido	identificación
Ciruelos	intestino y pared abdominal	Nematodo enquistado compatible con estadios larvarios de la Familia Anisakidae
Ciruelos	intestino	estructura compatible con clase Nematoda
		estructura compatible con clase Trematoda dentro del lumen intestinal
Ciruelos	riñón	Trematodo, Subclase Monogenea, Género *Philureter* sp.
Ciruelos	vejiga natatoria	Trematodo, Subclase Monogenea, Género *Philureter* sp.
Ciruelos	branquia	Protozoos ciliados compatibles con la especie *Ichthyophthirius multifilis*
Ciruelos	meninges	estructuras compatibles con trematodos pertenecientes a la Familia Diplostomidae
Rucaco	cavidad abdominal	parásito compatible con el Phylum Acanthocephala
Rucaco	branquia	Protozoos ciliados compatibles con la especie *Ichthyophthirius multifilis*
Rucaco	branquia	Trematodo, Subclase Monogenea compatible con el género *Gyrodactylus* sp.
Rucaco	meninges	estructuras compatibles con parásitos de la clase Trematoda
Punucapa	cavidad abdominal	parásito compatible con el Phylum Acanthocephala
Punucapa	branquia	Trematodo, Subclase Monogenea compatible con el género *Gyrodactylus* sp.
Punucapa	corazón	parásito compatible con el Phylum Acanthocephala
Punucapa	estómago	parásito compatible con el Phylum Acanthocephala
Punucapa	intestino	estructuras compatibles con parásitos de la clase Nematoda

Tabla 4.2.5.17. Continuación

sectores	tejido	identificación
Punucapa	páncreas	parásitos compatibles con el Phylum Acanthocephala
río Pichoy	cavidad abdominal	estructuras compatibles con parásitos de la clase Trematoda
río Pichoy	branquia	Trematodo, Subclase Monogenea compatible con el género *Gyrodactylus* sp.
río Pichoy	meninges	estructura compatible con parásitos de la clase Trematoda
río Pichoy	meninges	estructuras compatibles con trematodos pertenecientes a la Familia Diplostomidae.
río Pichoy	corazón	estructura compatible con parásitos de la clase Trematoda
río Pichoy	intestino	estructura compatible con parásitos de la clase Nematoda
río Pichoy	páncreas	parásito compatible con el Phylum Acanthocephala
río Cayumapu	cavidad abdominal	parásitos compatibles con el Phylum Acanthocephala
río Cayumapu	branquia	estructura compatible con parásitos de la clase Trematoda
río Cayumapu	branquia	Trematodo, Subclase Monogenea compatible con el género *Gyrodactylus* sp.
río Cayumapu	musculatura	estructuras compatibles con Mixosporidios
río Cayumapu	riñón	parásito compatible con el Phylum Acanthocephala
río Cayumapu	hígado	estructura compatible con parásitos de la clase Trematoda
río Calle Calle	cavidad abdominal	parásito compatible con el Phylum Acanthocephala
río Calle Calle	cavidad abdominal	estructura compatible con parásitos de la clase Trematoda
río Calle Calle	cavidad abdominal	parásitos compatibles con el Phylum Acanthocephala y clase Trematoda
río Calle Calle	meninges	estructura compatible con parásitos de la clase Trematoda

sectores	tejido	identificación
río Calle Calle	meninges	estructura compatible con trematodos pertenecientes a la Familia Diplostomidae
río Calle Calle	meninges	estructura compatible con trematodos pertenecientes a la Familia Diplostomidae
río Calle Calle	branquia	estructura compatible con parásitos de la clase Trematoda
río Calle Calle	branquia	Trematodo, Subclase Monogenea compatible con el género *Gyrodactylus* sp.
río Calle Calle	corazón	estructura no identificable
río Calle Calle	intestino	estructura compatible con parásitos de la clase Nematoda
río Calle Calle	páncreas	estructura compatible con metacercarias de trematodos

Tabla 4.2.5.17. Continuación

SNC: sistema nervioso central

Del análisis de la Tabla 4.2.5.18 se desprende que en los sectores Ciruelos y Rucaco, no hubo variaciones en la presencia de parásitos entre los años 2014 y 2015, mientras que en el sector Punucapa aumentó levemente. Por otra parte, en los sectores río Pichoy interior, río Cayumapu interior y río Calle Calle, hubo un aumento en la presencia de parásitos, especialmente en el último sector donde el año 2014 solo se encontró un parásito en la cavidad abdominal de un Puye, mientras que en la campaña de 2015 se encontraron parásitos en diferentes tejidos y en la cavidad abdominal.

Tabla 4.2.5.18. Comparación de la presencia parasitaria en Puyes (*Galaxias maculatus*) entre las campañas de 2014 y 2015, según estación de muestreo y tejido afectado. Para ubicación de los sectores ver Fig. 4.2.5.1.

sector	SNC		cavidad abdominal		hígado		riñón		páncreas		corazón		branquias		estómago		ciegos pilóricos intestino		musculatura	
	2014	2015	2014	2015	2014	2015	2014	2015	2014	2015	2014	2015	2014	2015	2014	2015	2014	2015	2014	2015
Ciruelos	Si	Si	No	Si	No	No	Si	Si	Si	No	No	No	No	Si	Si	No	Si	Si	No	No
Rucaco	No	Si	Si	Si	No	No	No	No	No	No	No	No	Si	Si	No	No	Si	No	No	No
Punucapa	No	No	No	Si	No	No	No	No	No	Si	No	Si	Si	Si	No	Si	Si	Si	No	No
río Pichoy	Si	Si	No	Si	Si	No	Si	No	No	Si	No	Si	No	Si	No	No	Si	Si	No	No
río Cayumapu	Si	Si	No	Si	No	Si	No	Si	No	Si	No	No	Si	Si	Si	No	Si	No	No	Si
río Calle Calle	No	Si	Si	Si	No	No	No	No	No	Si	No	Si	No	Si	No	No	No	Si	No	No

4.2.5.5. Conclusiones

• En general, se ha recolectado un número mayor de especies de peces durante las campañas de otoño (7 y 10 especies durante el año 2014 y 2015, respectivamente) que durante los muestreos de primavera de cada año (5 y 7 especies durante el año 2014 y 2015, respectivamente).

• Durante los años 2014 y 2015, la fauna de peces de las riberas del área de estudio ha estado primariamente representada por especies nativas (*ca*. 71, 80, 70 y 71 % durante el otoño 2014, primavera 2014, otoño 2015 y primavera 2015, respectivamente).

• *Galaxias maculatus* (Puye) ha sido la especie más representativa de la ictiofauna ribereña durante las campañas de los años 2014 y 2015. No se detectó la presencia de *Gambusia affinis* (la especie más abundante luego del Puye), en varias estaciones durante las campañas de la primavera 2014, otoño 2015 y primavera 2015.

• *Galaxias maculatus* presentó un claro patrón de incremento en su longitud desde la campaña de otoño hacia la de primavera de los años 2014 y 2015.

• El número promedio de especies fue más alto en los sitios de Ciruelos y Rucaco; similarmente, los valores más altos del Índice de Shannon & Wienner se estimaron para estos sitios. No se detectaron tendencias claras de variabilidad temporal en ninguno de esos sitios; es decir, los valores más altos o más bajos no mostraron relación con la estacionalidad o año de muestreo.

• Los metales pesados más representativos (*i.e.*, mayores concentraciones) en los tejidos corporales del Puye fueron Hierro, Aluminio y Zinc. En general, las concentraciones de Hierro y Aluminio aumentaron entre campañas para los sectores Ciruelos y Calle Calle y disminuyeron en el tiempo para el sector Rucaco.

• No se ha detectado Cadmio y Arsénico en las muestras de puyes recolectadas en el área de estudio, a la vez que el Mercurio mostró en general, concentraciones más bajas en los peces recolectados durante el otoño del año 2015.

• Las concentraciones de Ácidos grasos han mostrado una tendencia a disminuir en el tiempo.

• No se han detectado Ácidos resínicos en ninguna de las muestras analizadas durante las tres campañas hasta ahora realizadas (otoño y primavera 2014 y otoño 2015).

• Las concentraciones de AOX fueron más bajas durante la campaña del otoño 2015; durante la misma, los peces recolectados en el río Calle Calle fueron los que tuvieron las concentraciones más altas de AOX en sus tejidos corporales.

• Durante las dos campañas del año 2014, las concentraciones más altas de Dioxinas se detectaron en peces del río Calle Calle, a la vez que durante la campaña otoñal del año 2015, los puyes del sector Rucaco fueron los de mayores concentraciones.

• Las concentraciones de Equivalentes Tóxicos mostraron una tendencia similar a la variabilidad temporal de los Furanos; *i.e.*, valores más altos durante el otoño 2015 en los peces de Ciruelos y Rucaco y más bajos durante la misma campaña en los puyes del Calle Calle.

• No se detectó la presencia de las Dioxinas 2378-TCDD y 12378-PCDD en los tejidos corporales de puyes recolectados durante el otoño del año 2015; durante las campañas del año 2014 tampoco se había detectado la 2378-TCDD, a la vez que la 12378-PCDD se había detectado en puyes de Ciruelos y Calle Calle.

• En relación a lo observado durante el año 2014, se observó un aumento de la presencia de parásitos en puyes de las estaciones Pichoy, Cayumapu y Calle Calle.

• La parasitosis a nivel branquial por *Gyrodactylus* sp. y la parasitosis por *Ichthiophthirius* sp. son las de mayor presencia en los puyes, tanto dentro como fuera del humedal.

• No se observaron lesiones macro ni microscópicas indicativas de un cuadro infeccioso bacteriano o viral específico en los peces examinados.

• No se detectó micosis en los peces examinados.

• No se observaron lesiones microscópicas indicativas de un cuadro tóxico o carencial en los peces examinados.

4.2.5.6. Referencias

Aguilar, I. 2005. Estimación y monitoreo de los peces como indicadores del uso sostenible del agua en cuencas hidrológicas. Revista Digital Universitaria 6. 14 pp.

Arismendi, I., B. Penaluna. 2009. Peces nativos en aguas continentales del sur de Chile, Iniciativa Científica Milenio (ICM).53 pp.

Arratia, G. 1981. Géneros de peces de aguas continentales de Chile. Museo Nacional de Historia Natural, Chile 34: 1-108.

Arratia, G. 1987. Description of the primitive family Diplomystidae (siluriformes, Teleostei, Pises): morphology, taxonomy and phylogenetic implications. Bonner Zoologische Monographien N° 24. Zoologisches Forschungsinstitut und Museum Alexander Koenig Bonn.

Boulton, A. 1999. An overview of river health assessment: philosophies, practice, problems and prognosis. Freshwater Biology 41: 469-479.

Bruno, D., P. Noguera, T.Poppe. 2013. A colour atlas of salmonid diseases. Secondedition. Springer. London, UK. 211 pp.

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: 129-162.

Campos, H. 1984. Los géneros de *Atherinidos* (Pises: Atherinidae) del sur de Sudamerica. Revista Museo Argentino de Ciencias Naturales “Bernardino Rivadavia”, Zoología 13: 71-84.

Campos, H., V. Ruiz., J. Gavilan, F. Alay. 1993. Peces del río Bio Bio. Programa de Interuniversitario de Investigación Científica Aplicada y Formación (EULA), Universidad de Concepción, Gestión de los Recursos Hídricos de la Cuenca del Río y del Área Marina Costera Adyacente 5: 1-100.

Campos, H., J. Gavilan. 1996. Diferenciación morfológica entre *Percichthys trucha* y *Percichthysmelanops* (Perciformes: Percichthyidae) entre 36° y 41° L.S. (Chile-Argentina), a través de análisis multivariados. Gayana, Zoología 60: 99-120.

Chediack, S. 2009. Monitoreo de biodiversidad y recursos naturales: ¿Para qué?. Corredor Biológico Mesoamericano México. 90 pp.

Clarke, K., R. Gorley. 2001. PRIMER v6 PRIMER-E Ltd. Plymouth, UK. Available in http://www.primer-e.com/

Cowx, I., M. Collares-Pereira. 2002. Freshwater fish conservation: options for the future. Conservation of Freshwater Fishes: Options for the Future 443-452.

Davis, W., T. Simon. 1995. Biological assessment and criteria: tools for water resource planning and decision making. CRC Press. Florida, USA. 432 pp.

Dyer, B. 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, B. 2000. Systematic review and biogeography of the freshwater fishes of Chile. EstudiosOceanológicos 19: 77-98.

Faush, K., J. Lyons, J. Karr, P. Angermeier. 1990. Fish communities as indicators of environmental degradation. American Fisheries Society Symposium 8: 123-144.

Ferguson, H. 2006. Systemic Pathology of Fish. A text and atlas of normal tissues in teleosts and their responses in disease. Second edition. Scotian Press. London, UK. 368 pp.

Gardiner, C., S. Poynton. 1999. An atlas of metazoan parasites in animal tissues. Armed Forces Institute of Pathology. Washington, DC, USA. 64 pp.

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

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

Luna, L. 1968. Manual of histologic staining methods of the Armed Forces Institute of Pathology. Third edition. Mc Graw-Hill Book Company, New York, USA. 258 pp.

Magurran, A., A. Magurran. 1988. Ecological diversity and its measurement. Princeton, Princeton university press. 192 pp.

Mcdowall, R., M. Taylor. 2000. Environmental indicators of habitat quality in a migratory freshwater fish fauna. Environmental Management 25: 357-374.

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

Paller, M., M. Reichert, J. Dean, J. Seigle. 2000. Use of fish community data to evaluate restoration success of a riparian stream. Ecological Engineering 15: 171-187.

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

Roberts, R. 2012. Fish pathology. Fourth edition. Wiley-Blackwell. Chichester West Sussex, UK. 8 pp.

Ruiz, V., M. Marchant. 2004. Ictiofauna de aguas continentales de Chile. Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas, Universidad de Concepción. 356 pp.

Scott, M., L. Hall. 1997. Fish assemblages as indicators of environmental degradation in Maryland coastal plain streams". Transactions of the American Fisheries Society 126: 349-360.

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

Spacie, A., J. Hamelink. 1979. Dynamics of Trifluralin Accumulation in Rivers Fishes. Environmental Science and Technology 13: 817-822.

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

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

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

Viozzi, G., L. Semenas, P. Gutiérrez. 2005. Population dynamics of *Philuretertrigoniopsis* (Monogenea: Ancyrocephalinae) from urinary organs of *Galaxias maculatus*(Osmeriformes: Galaxiidae) in a cold temperate Andean patagonian lake (Argentina). Journal Parasitology 91: 1368-1373.

Viozzi, G., L. Semenas, N. Brugni, V. Flores. 2005. Metazoan Parasites of G*alaxias maculatus* (Osmeriformes: Galaxiidae) from Argentinean Patagonia. Comparative Parasitology 76: 229-239.

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

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

4.2.6. HERPETOFAUNA

4.2.6.1. Antecedentes

El grupo de los anfibios (ranas y sapos) de Chile está compuesto por siete familias: Alsodidae, Batrachylidae, Bufonidae, Calyptocephalellidae, Leiuperidae, Telmatobiidae y Pipidae (Frost, 2014). De los 14 géneros reconocidos, seis géneros son endémicos, tres de ellos monotípicos (*Calyptocephalella*, *Hylorina* e *Insuetophrynus*). Además hoy en día, el catálogo de especies de anfibios de Chile contempla una especie introducida, *Xenopus laevis*. Los datos sobre distribución geográfica de los taxa son en la mayoría, incompletos y fragmentados y con abundantes situaciones de avistamientos fortuitos por aficionados, que no siempre logran determinar taxonómicamente los especímenes. Por último, la distribución de muchas de las especies está limitada a las localidades tipo, sin que estos datos permitan conocer los límites de distribución altitudinal y latitudinal.

Por su parte, la diversidad de reptiles de Chile (serpientes, lagartos y tortugas) da cuenta de aproximadamente 123 especies (Pincheira-Donoso *et al*., 2008) más dos tortugas introducidas. La mayor riqueza específica se concentra en el norte y centro del país entre las regiones de Antofagasta y del Biobío. En este escenario es posible encontrar especies de distribución exclusiva norte (*e.g., Liolaemus atacamensis* y *Microlophus quadrivittatus*) o sur (*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.*

Desde el punto de vista ecosistémico, 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 del ambiente. En efecto, la contaminación ambiental, la destrucción de hábitats, la introducción de especies exóticas y enfermedades emergentes asociadas al cambio climático, están dando cuenta de una gran regresión poblacional a nivel

mundial de estos animales. De este modo, las evidencias de lo nocivo que para este grupo animal 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.

El presente informe hace referencia a los resultados obtenidos en la caracterización de la fauna de anfibios y reptiles del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios (HRC) en el contexto del Programa de Monitoreo Ambiental en este humedal.

4.2.6.2. Objetivos

- Determinar, sobre la base de una campaña de terreno (primavera de 2015), índices de riqueza específica y abundancia de anfibios y reptiles 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 área de estudio.
- Comparar los resultados con aquellos obtenidos durante el Programa de Diagnóstico Ambiental del HRC.

4.2.6.3. 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. También es apropiada para especies que están altamente agrupadas y para monitorear larvas de anfibios en charcas poco profundas, con aguas claras y vegetación dispersa (Heyer *et al*., 2001). En este método, una persona camina a través de un área o hábitat por un período de tiempo predeterminado buscando animales de manera exhaustiva (Fig. 4.2.6.1). 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.

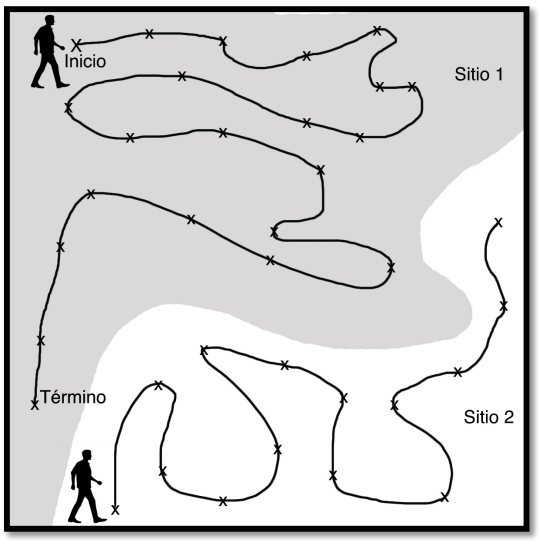


Figura 4.2.6.1. Esquema del método de búsqueda aleatoria para recolección de anfibios y reptiles, mediante transectos al azar en un área determinada (modificado de Heyer *et al.,* 2001).

Procedimientos en terreno

La campaña de Monitoreo se realizó, entre los días 3 al 5 de octubre y entre los días 10 al 12 de octubre del año 2015. El diseño del muestreo escogido para realizar la toma de datos de la zona de estudio fue hecho sobre la base de 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 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. Se utilizó el programa EstimateS 9.1 (Colwell, 2013) para los datos de riqueza y abundancia relativa de especies, y se calcularon los índices de Simpson, Pielou y Shannon-Wiener. Todas las mediciones fueron de acuerdo a lo descrito en el Informe Final del Programa de Diagnóstico Ambiental del HRC, sección 4.9.

4.2.6.4. Resultados

Riqueza y abundancia de anfibios y reptiles

En la Tabla 4.2.6.1 se muestran los resultados obtenidos sobre riqueza y abundancia de anfibios y reptiles encontrados en la zona de estudio (primavera 2015). La riqueza fue de cinco especies, correspondiente al 63% del total esperado para la zona de estudio (ocho especies). En cuanto a las abundancias, la especie más abundante fue *C. gayi* (49,76% del total) seguida de *B. taeniata* (33,80% del total). Las especies menos abundantes fueron *E. altor* y *B. leptopus* con un espécimen cada una. Con respecto a los reptiles, se determinó un total de tres especies, correspondientes al total de especies potenciales del área. La especie más abundante fue *L. cyanogaster* y la menos abundante *T. chilensis* (Tabla 4.2.6.1).

Tabla 4.2.6.1. Número total de especímenes (N) y abundancia relativa (AR) de anfibios y reptiles en el área de estudio durante la primavera de 2015.

especie	N	AR (%)
Batrachyla leptopus	1	0,46
Batrachyla taeniata	72	33,80
Eupsophus altor	1	0,46
Eupsophus roseus	2	0,92
Calyptocephalella gayi	106	49,76
Liolaemus pictus	12	5,63
Liolaemus cyanogaster	18	8,45
Tachymenis chilensis	1	0,46

En la Figura 4.2.6.2 se muestra la ubicación de las ocho áreas de muestreo en el HRC y sus ríos tributarios. La distribución de la fauna de anfibios y reptiles en el HRC se muestra en la Tabla 4.2.6.2 y Tabla 4.2.6.3. La zona con mayor presencia de anfibios fue la zona G (sector, río Santa María), con 103 individuos contabilizados, mientras que la zona de menor abundancia fue la zona A (sector, Las Marías), con cinco individuos. La zona con mayor presencia de reptiles fue la zona D (sector, ríos Cudico - Nanihue) con 10 especímenes de *L. cyanogaster*, mientras que la zona con menos registros (cero individuos registrados) fue la zona H (sector, Punucapa). Del mismo modo, la zona de mayor diversidad (tres especies de reptiles) fue la zona B (sector, río Cayumapu).

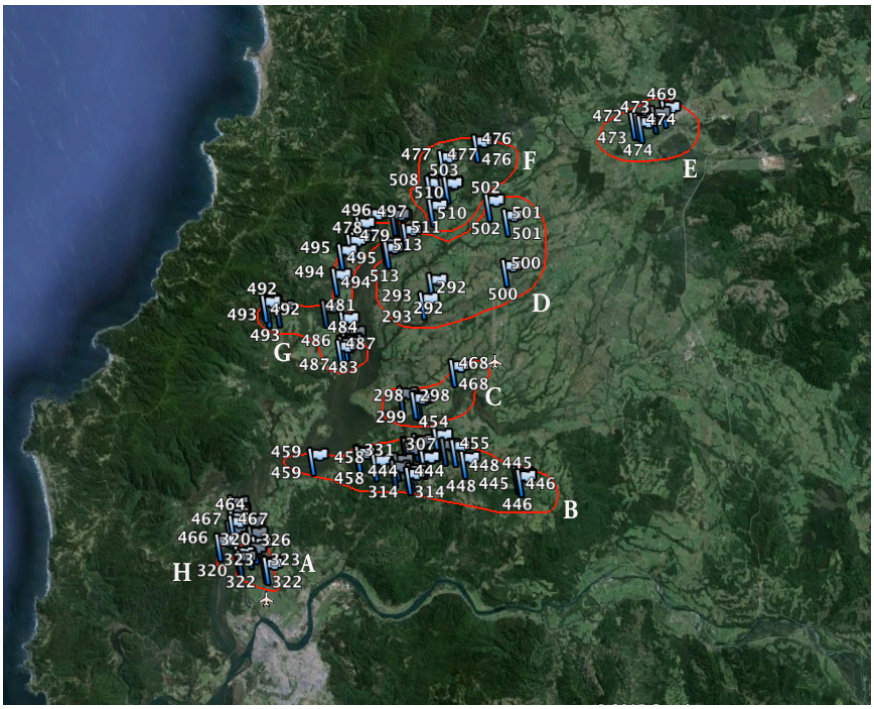


Figura 4.2.6.2. Ubicación de las ocho áreas de muestro (A-H) de anfibios y reptiles en el humedal del río Cruces y sus ríos tributarios. **A**: sector Las Marías **B**: sector río Cayumapu, **C**: sector río Pichoy, **D**: sector ríos Cudico - Nanihue, **E**: sector San José de la Mariquina, **F**: sector río San José, **G**: sector río Santa María, **H**: sector Punucapa.

Tabla 4.2.6.2. Riqueza y abundancia de especies de anfibios registradas en la zona de estudio según los sectores señalados en la Figura 4.2.6.2.

Especie	A	B	C	D	E	F	G	H	Total
Batrachyla leptopus	0	0	0	1	0	0	0	0	**1**
Batrachyla taeniata	5	2	9	4	2	5	43	2	**72**
Eupsophus altor	0	0	0	0	0	0	0	1	**1**
Eupsophus roseus	0	0	2	0	0	0	0	0	**2**

Calyptocephalella gayi	0	23	0	5	0	15	60	3	**106**
Total	**5**	**25**	**11**	**10**	**2**	**20**	**103**	**6**	**182**

Tabla 4.2.6.3. Riqueza y abundancia de especies de reptiles registradas en la zona de estudio según los sectores señalados en la Figura 4.2.6.2.

Especie	A	B	C	D	E	F	G	H	Total
Liolaemus pictus	0	7	0	0	1	0	4	0	**12**
Liolaemus cyanogaster	0	1	0	10	0	7	0	0	**18**
Tachymenis chilensis	0	1	0	0	0	0	0	0	**1**
Total	**0**	**9**	**0**	**10**	**1**	**7**	**4**	**0**	**31**

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, referida a cómo la abundancia (el número de individuos) se distribuye entre las especies de tal comunidad. En algunos casos un valor dado de un índice de diversidad puede provenir de distintas combinaciones de riqueza específica y equidad. Es decir, que 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 diversidad más ampliamente utilizados son (1) el Índice de Shannon-Wiener (H') y (2) el Índice de Simpson (D). Estos índices se muestran en las Tablas 4.2.6.4. y 4.2.6.5 respectivamente.

Tabla 4.2.6.4. Índice de diversidad específica de Shannon- Wiener (H').

Especie	N	Pi (ni/N)	LnPi	PiLnPi
Batrachyla leptopus	1	0,0046	-5,3816	-0,0247
Batrachyla taeniata	72	0,3390	-1,0817	-0,3666
Eupsophus altor	1	0,0046	-5,3816	-0,0247

Eupsophus roseus	2	0,0094	-2,3644	-0,0222
Calyptocephalella gayi	106	0,4976	-0,6979	-0,3472
Liolaemus pictus	12	0,0563	-2,8770	-0,1619
Liolaemus cyanogaster	18	0,0845	-2.4710	-0,2087
Tachymenis chilensis	1	0,0046	-5,3816	-0,0247
				H' =1,133

Tabla 4.2.6.5. Parámetros utilizados en la estimación del Índice de diversidad específica de Simpson (D').

Especie	**N**	**Pi (ni/N)**	**Pi^2**
Batrachyla leptopus	1	0,0046	0,000021
Batrachyla taeniata	72	0,3390	0,114921
Eupsophus altor	1	0,0046	0,000021
Eupsophus roseus	2	0,0094	0,000088
Calyptocephalella gayi	106	0,4976	0,247605
Liolaemus pictus	12	0,0563	0,003169
Liolaemus cyanogaster	18	0,0845	0,084500
Tachymenis chilensis	1	0,0046	0,000021
			D' = 0,3354

Índices de Equidad

Si todas las especies en una muestra presentan la misma abundancia el índice usado para medir la equidad debería ser máximo y, por lo tanto, debería decrecer tendiendo a cero a medida que las abundancias relativas se hagan menos equitativas. Para cuantificar el componente de equidad de la diversidad se usó el Índice de Pielou (J'), uno de los índices más utilizados en donde:

$$J' = H'/H'max$$

Donde:

H' = índice de Shannon-Wiener

(H'max)= Ln (r), siendo r el número de especies observadas en la muestra.

De este modo, el índice J' fue de: **1,133/2,079= 0,544**. El valor de 2,079 para H'max indicaría que el valor de H' fue menor al esperado de acuerdo a las especies presentes en el área de estudio.

Comparación entre las campañas del Programa de Diagnóstico Ambiental (otoño y primavera del año 2014 y campaña de primavera del año 2015 (Programa de Monitoreo Ambiental)

Para hacer estimaciones de variabilidad temporal de la diversidad de anfibios y reptiles del HRC, se hicieron comparaciones de las campañas del Programa de Diagnóstico Ambiental del HRC (otoño y primavera del año 2014) y la campaña de primavera del año 2015 (Programa de Monitoreo Ambiental). Los resultados se muestran en la Tabla 4.2.6.6 y Tabla 4.2.6.7.

Tabla 4.2.6.6. Comparaciones de la riqueza y abundancia de anfibios y reptiles entre las campañas del Programa de Diagnóstico Ambiental (otoño y primavera del año 2014) y campaña de primavera del año 2015 (Programa de Monitoreo Ambiental).

especie	N otoño 2014	N primavera 2014	N primavera 2015	abundancia acumulativa
Batrachyla leptopus	2	10	1	13

Batrachyla taeniata	20	120	72	212
Calyptocephalella gayi	0	30	106	136
Eupsophus altor	0	5	1	6
Eupsophus roseus	7	7	2	16
Eupsophus vertebralis	0	1	0	1
Pleurodema thaul	3	5	0	8
Liolaemus cyanogaster	3	31	18	52
Liolaemus pictus	7	2	12	21
Tachymenis chilensis	0	1	1	2
Total	**42**	**212**	**213**	**467**
Índice H'	**0,999**	**1,361**	**1,133**	**-**

Tabla 4.2.6.7. Riqueza y abundancia de especies de anfibios registradas en la zona de estudio según los sectores señalados en la Figura 4.2.6.2.

campaña	**A**	**B**	**C**	**D**	**E**	**F**	**G**	**H**	**Total**
otoño 2014	4	1	2	3	24	0	4	4	**42**
primavera 2014	31	59	27	14	4	51	12	14	**212**
primavera 2015	5	34	11	20	3	27	107	6	**213**
Total	**40**	**94**	**40**	**59**	**31**	**74**	**123**	**24**	**467**

De la Tabla 4.2.6.6 se puede inferir que las especies más abundantes en el HRC son hasta ahora *Batrachyla taeniata* con 212 individuos y *Calyptocephalella gayi* con 136 individuos. Entre ambas representan cerca del 88% del total de anfibios prospectados en el HRC. Por su parte, *Liolaemus cyanogaster* representa la especie más abundante en el caso de los reptiles, con 52 individuos (69,3% del total). Del análisis de la Tabla 4.2.6.7 se puede inferir que los sectores con mayor abundancia de estos animales fueron el sector G (río Santa María) y el sector B (sector río Cayumapu). El sector con menor diversidad en ambos años correspondió al sector H (sector Punucapa).

4.2.6.5. Conclusiones

• La comunidad de anfibios del HRC está dominada por *B. taeniata* y *C. gayi*. Esto concuerda con lo esperado ya que, en el caso de *B. taeniata*, corresponde a una especie común en la región, con una tolerancia moderada a la actividad antrópica. Esta especie fue posible encontrarla en sectores de extracción y procesamiento de áridos y bajo neumáticos abandonados.

• En un caso uno de los individuos presentaba una extremidad anterior ausente, aunque no fue posible determinar si perdió dicha extremidad por efecto de alguna contaminación como ha sido demostrado en otras partes del planeta, o por depredación por parte de aves, un fenómeno también bastante común en anfibios.

• *Eupsophus roseus* y *Eupsophus vertebralis* (esta última especie no encontrada en la prospección de primavera del año 2015) son las especies menos abundantes junto a *Pleurodema thaul*. En el caso de las especies del género *Eupsophus* esto es esperable, dado que estas especies son típicas de zonas boscosas o ecotonales, con baja intervención antrópica y ausencia de ganado.

• Los especímenes de *E. roseus* encontrados en esta prospección correspondieron a la misma zona del Programa de Diagnóstico Ambiental (sector C), en donde existe un pequeño remanente de bosque nativo.

• Uno de los especímenes presentaba quistes intradérmicos correspondientes a estados larvales del ácaro *Hannemania* sp., común en anfibios expuestos a zonas donde hay ganado vacuno.

• La abundancia de *P. thaul* no concuerda con lo esperado, ya que esta especie es considerada común en la región y tolera muy bien la intervención antrópica, por lo que llama la atención la baja abundancia de esta especie.

• La especie que aumentó considerablemente su abundancia fue la Rana grande *C. gayi* concordante con la época reproductiva de esta especie.

• En reptiles *L. cyanogaster* representa la especie más abundante.

• No se determinó presencia de tortuga de orejas rojas (*Trachemys scripta*) en el HRC.

4.2.6.6. Referencias

Attademo, A.M., P.M. Peltzer, R.C. Lajmanovich, C. Junges, A. Basso, M. Cabagna-Zenklusen. 2012. Trombiculid mites (*Hannemania* sp.) in *Leptodactylus chaquensis* (Amphibia: Anura) inhabiting selected soybean and rice agroecosystems of Argentina. Journal of Zoo and Wildlife Medicine 43: 579-584.

Colwell, R. K. 2013. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 9. User's Guide and application published at: http://purl.oclc.org/estimates.

Frost, D.R. 2014. Amphibian Species of the World: an Online Reference. Version 5.5. American Museum of Natural History, New York, USA. http://research.amnh.org/vz/herpetology/amphibia/. Última consulta: 20 nov 2014.

Heyer, R.W., M.A. Donnelly, R.Mc. Diarmid, L.A. Hayek, M. Foster. 2001. Medición y Monitoreo de la Diversidad Biológica. Métodos estandarizados para Anfibios. (ed. original 1994, traducido de Lavilla, Esteban O.). República Argentina.

Pincheira-Donoso, D., J.A. Scolaro, P. Sura. 2008. A monographic catalogue on the systematics and phylogeny of the South American iguanian lizard family Liolaemidae. Zootaxa 1800: 1-85.

ANEXO 1

Listado de los especímenes encontrados con sus respectivas coordenadas, fecha y abundancia de cada especie. Bl: *Batrachyla leptopus*, Bt: *Batrachyla taeniata*, Er: *Eupsophus roseus*, Ea: *Eupsophus altor*, Er: *Eupsophus roseus*, Cg: *Calyptocephalella gayi*, Lp: *Liolaemus pictus*, Lc: *Liolaemus cyanogaster*, Tc: *Tachymenis chilensis*. Las zonas corresponden a aquellas indicadas en la Figura 4.2.6.2.

Fecha	Punto GPS	Coordenadas		Bl	Bt	Cg	Ea	Er	Lc	Lp	Tc	Total
03/10/15	444	-39.742364	-73.13995	-	-	-	-	-	-	-	-	-
03/10/15	445	-39.743275	-73.063427	-	-	-	-	-	-	-	-	-
03/10/15	446	-39.743368	-73.063375	-	-	-	-	-	-	-	1	1
03/10/15	447	-39.741691	-73.065676	-	2	-	-	-	-	-	-	2
03/10/15	448	-39.733789	-73.102251	-	-	-	-	-	-	-	-	-
03/10/15	449	-39.726985	-73.115874	-	-	-	-	-	-	-	-	-
03/10/15	450	-39.732928	-73.129981	-	-	10	-	-	-	-	-	10
03/10/15	451	-39.726757	-73.142198	-	-	-	-	-	-	-	-	-
03/10/15	452	-39.726281	-73.142423	-	-	3	-	-	-	-	-	3

03/10/15	453	-39.724797	-73.135181	-	-	10	-	-	-	-	-	10
03/10/15	454	-39.721727	-73.121286	-	-	-	-	-	-	-	-	-
03/10/15	455	-39.727635	-73.108923	-	-	-	-	-	1	7	-	8
03/10/15	456	-39.740265	-73.13893	-	-	-	-	-	-	-	-	-
03/10/15	457	-39.738522	-73.150036	-	-	-	-	-	-	-	-	-
03/10/15	458	-39.735205	-73.163192	-	-	-	-	-	-	-	-	-
03/10/15	459	-39.732351	-73.206993	-	-	-	-	-	-	-	-	-
03/10/15	460	-39.757601	-73.261526	-	-	-	-	-	-	-	-	-
03/10/15	461	-39.761344	-73.260419	-	-	-	-	-	-	-	-	-
03/10/15	462	-39.761998	-73.260638	-	-	-	-	-	-	-	-	-
04/10/15	463	-39.763173	-73.260923	-	-	-	-	-	-	-	-	-
04/10/15	464	-39.765621	-73.261107	-	-	-	-	-	-	-	-	-
04/10/15	465	-39.770903	-73.262961	-	-	-	-	-	-	-	-	-

04/10/15	466	-39.77767	-73.270359	-	1	2	1	-	-	-	-	4
04/10/15	467	-39.767887	-73.26144	-	1	-	-	-	-	-	-	1
04/10/15	468	-39.685263	-73.110097	-	-	1	-	-	-	-	-	1
04/10/15	469	-39.54632	-72.964917	-	-	-	-	-	-	-	-	-
04/10/15	470	-39.549449	-72.971796	-	-	-	-	-	-	-	-	-
04/10/15	471	-39.552537	-72.98517	-	-	-	-	-	-	1	-	1
04/10/15	472	-39.552644	-72.986524	-	-	-	-	-	-	-	-	-
04/10/15	473	-39.553298	-72.983327	-	-	-	-	-	-	-	-	-
04/10/15	474	-39.554511	-72.981295	-	7	-	-	-	-	-	-	7
04/10/15	475	-39.699804	-73.145562	-	-	-	-	2	-	-	-	2
04/10/15	476	-39.56526	-73.095303	-	-	-	-	-	-	-	-	-
04/10/15	477	-39.573687	-73.119146	-	-	-	-	-	-	-	-	-
10/10/15	478	-39.618662	-73.182144	-	-	-	-	-	-	-	-	-

10/10/15	479	-39.617364	-73.179186	-	-	-	-	-	-	-	-	-
10/10/15	480	-39.615251	-73.178464	-	-	-	-	-	-	-	-	-
10/10/15	481	-39.659954	-73.186548	-	-	-	-	-	-	-	-	-
10/10/15	482	-39.667341	-73.181977	-	-	-	-	-	-	-	-	-
10/10/15	483	-39.671096	-73.184314	-	-	-	-	-	-	-	-	-
10/10/15	484	-39.671622	-73.184805	-	-	-	-	-	-	3	-	3
10/10/15	485	-39.672484	-73.187346	-	2	-	-	-	-	1	-	3
10/10/15	486	-39.673329	-73.187195	-	-	-	-	-	-	-	-	-
10/10/15	487	-39.674991	-73.18843	-	-	-	-	-	-	-	-	-
10/10/15	488	-39.653978	-73.199047	-	-	-	-	-	-	-	-	-
10/10/15	489	-39.653808	-73.231389	-	-	-	-	-	-	-	-	-
10/10/15	490	-39.650777	-73.240102	-	-	-	-	-	-	-	-	-
10/10/15	491	-39.650526	-73.240764	-	-	-	-	-	-	-	-	-

10/10/15	492	-39.651305	-73.240671	-	10	-	-	-	-	-	-	10
10/10/15	493	-39.654081	-73.23844	-	21	20	-	-	-	-	-	41
10/10/15	494	-39.636795	-73.192159	-	10	-	-	-	-	-	-	10
10/10/15	495	-39.623808	-73.188226	-	-	-	-	-	-	-	-	-
10/10/15	496	-39.609221	-73.176015	-	-	20	-	-	-	-	-	20
10/10/15	497	-39.604402	-73.167635	-	-	-	-	-	-	-	-	-
10/10/15	498	-39.604673	-73.152132	-	-	-	-	-	-	-	-	-
10/10/15	499	-39.605211	-73.150675	-	-	20	-	-	-	-	-	20
10/10/15	500	-39.631869	-73.074517	-	-	-	-	-	-	-	-	-
10/10/15	501	-39.604909	-73.074092	-	-	-	-	-	-	-	-	-
10/10/15	502	-39.596924	-73.086606	-	-	-	-	-	-	-	-	-
10/10/15	503	-39.58761	-73.115698	-	-	-	-	-	-	-	-	-
10/10/15	504	-39.588361	-73.118162	-	-	-	-	-	-	-	-	-

11/10/15	505	-39.587212	-73.115861	-	1	-	-	-	11	-	-	12
11/10/15	506	-39.586009	-73.124372	-	-	-	-	-	-	-	-	-
11/10/15	507	-39.585974	-73.125543	1	3	20	-	-	4	-	-	28
11/10/15	508	-39.58741	-73.12771	-	-	-	-	-	-	-	-	-
11/10/15	509	-39.587855	-73.126336	-	-	-	-	-	-	-	-	-
11/10/15	510	-39.599652	-73.126057	-	-	-	-	-	-	-	-	-
11/10/15	511	-39.612806	-73.143944	-	-	-	-	-	-	-	-	-
11/10/15	512	-39.619644	-73.158313	-	-	-	-	-	-	-	-	-
11/10/15	513	-39.622274	-73.156478	-	-	-	-	-	-	-	-	-
11/10/15	514	-39.622186	-73.156776	-	-	-	-	-	2	-	-	2
11/10/15	292	-39.639384	-73.125813	-	-	-	-	-	-	-	-	-
11/10/15	293	-39.649385	-73.13159	-	-	-	-	-	-	-	-	-
11/10/15	296	-39.702209	-73.13563	-	-	-	-	-	-	-	-	-

11/10/15	297	-39.701456	-73.133915	-	-	-	-	-	-	-	-	-
11/10/15	298	-39.702425	-73.136678	-	-	-	-	-	-	-	-	-
11/10/15	299	-39.702764	-73.135057	-	-	-	-	-	-	-	-	-
11/10/15	305	-39.729202	-73.140084	-	-	-	-	-	-	-	-	-
11/10/15	306	-39.727036	-73.142114	-	-	-	-	-	-	-	-	-
11/10/15	307	-39.73358	-73.130013	-	-	-	-	-	-	-	-	-
11/10/15	308	-39.733579	-73.130011	-	2	-	-	-	-	-	-	2
11/10/15	309	-39.733581	-73.13001	-	-	-	-	-	-	-	-	-
11/10/15	310	-39.742878	-73.063675	-	-	-	-	-	-	-	-	-
11/10/15	314	-39.742355	-73.139724	-	6	-	-	-	-	-	-	6
11/10/15	318	-39.786282	-73.255762	-	-	-	-	-	-	-	-	-
11/10/15	319	-39.784718	-73.256138	-	1	-	-	-	-	-	-	1
11/10/15	320	-39.783987	-73.257218	-	-	-	-	-	-	-	-	-

11/10/15	321	-39.781614	-73.249071	-	-	-	-	-	-	-	-	-
11/10/15	322	-39.789925	-73.237479	-	3	-	-	-	-	-	-	3
11/10/15	323	-39.789251	-73.238732	-	-	-	-	-	-	-	-	-
11/10/15	324	-39.773617	-73.248186	-	-	-	-	-	-	-	-	-
11/10/15	325	-39.767442	-73.250259	-	2	-	-	-	-	-	-	2
11/10/15	326	-39.778951	-73.245522	-	-	-	-	-	-	-	-	-
11/10/15	328	-39.735011	-73.148159	-	-	-	-	-	-	-	-	-
11/10/15	329	-39.734867	-73.148547	-	-	-	-	-	-	-	-	-
11/10/15	330	-39.730773	-73.174903	-	-	-	-	-	-	-	-	-
11/10/15	331	-39.731318	-73.174612	-	-	-	-	-	-	-	-	-

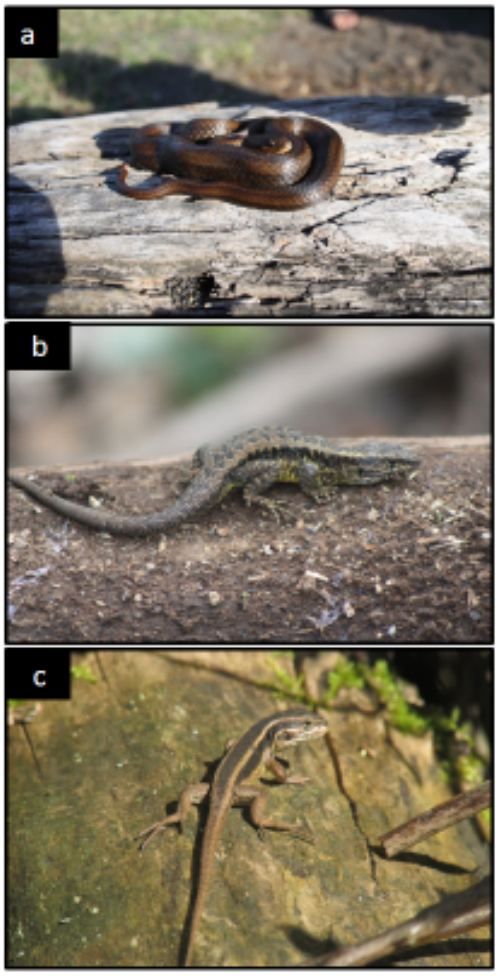
ANEXO 2

Fotografías representativas de anfibios y reptiles encontrados durante los muestreos del Programa de Monitoreo Ambiental del HRC año 2015



a) *Eupsophus roseus*, b) *Eupsophus altor*, c) *Batrachyla taeniata*, d) *Batachyla leptopus*, e) *Calyptocephalella gayi*.

ANEXO 2 (continuación)



a) *Tachymenis chilensis*, b) *Liolaemus pictus*, c) *Liolaemus cyanogaster*.

4.2.7. AVIFAUNA

4.2.7.1. Análisis comunitarios y poblacionales

4.2.7.1.1. Antecedentes

En este Capítulo se entrega información sobre los resultados de análisis tendientes a estudiar aspectos comunitarios y poblacionales de la avifauna del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios (HRC), durante el primer año del Programa de Monitoreo Ambiental del humedal (abril 2015-marzo 2016). Esta información es comparada con resultados de análisis similares, realizados como parte del Programa de Diagnóstico Ambiental del mismo humedal.

4.2.7.1.2. Objetivos

• Analizar la riqueza de especies y abundancia de la avifauna del HRC durante el año 2015 y verano del año 2016.

• Estudiar la distribución espacial de la riqueza de especies y abundancia de la avifauna del HRC durante el período antes mencionado.

• Evaluar las abundancias poblacionales y distribución espacial de las especies más comunes de aves herbívoras y carnívoras durante el año 2015 y verano 2016.

• Comparar los resultados de los análisis arriba mencionados con aquellos del Programa de Diagnóstico Ambiental del HRC 2014-2015.

4.2.7.1.3. Material y métodos

Se utilizó la base de dates de la CONAF (Valdivia), estructurada en base a los mismos ocho sectores analizados como parte del Programa de Diagnóstico Ambiental del HRC. Esos ocho sectores se muestran en la Figura 4.2.7.1.1; cinco se ubican a lo largo del eje central del humedal e incluyen ríos tributarios ubicados en la vertiente occidental del mismo como son los ríos Santa María, Tambillo y San Ramón (sectores 1, 2, 4, 6 y 8) a la vez que los otros tres sectores incluyen primariamente a ríos tributarios ubicados en la vertiente oriental del HRC

(sector 3 o río Cayumapu, sector 5 o río Pichoy y sector 7 o ríos Nanihue y Cudico) (Tabla 4.2.7.1.1).

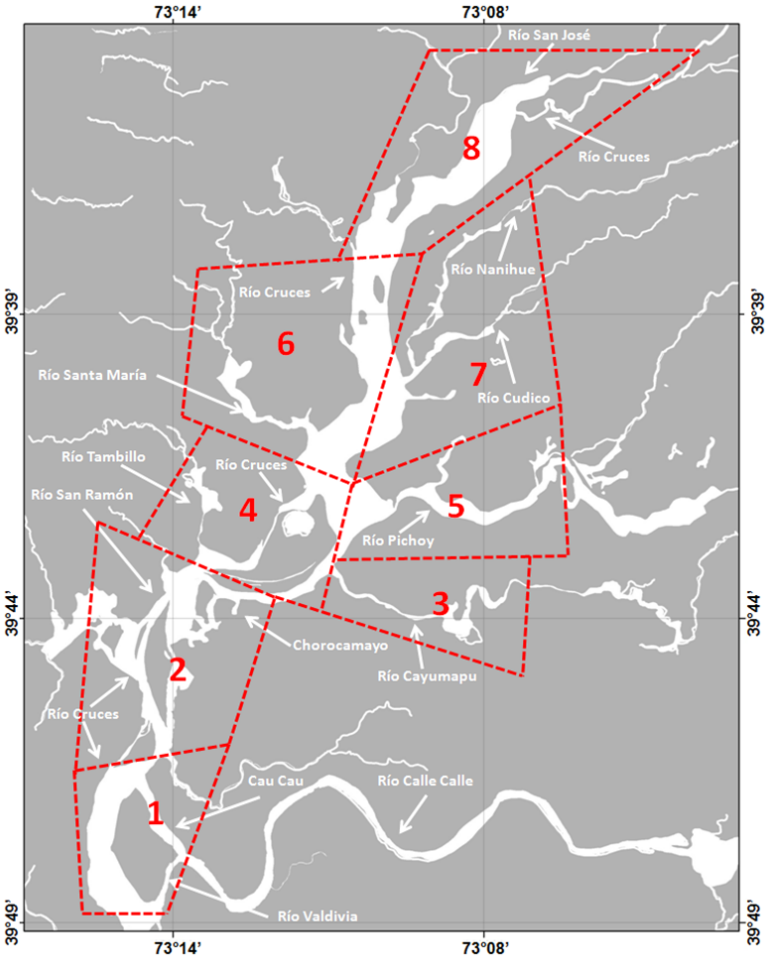


Figura 4.2.7.1.1. Ubicación de los ocho sectores delimitados en el humedal del río Cruces y sus ríos tributarios (HRC) para análisis de la variabilidad espacio temporal de la avifauna (ver Material y métodos).

Tabla 4.2.7.1.1. Sectores predefinidos del humedal del río Cruces y su correspondencia con los sitios de observación usados en los censos realizados por la CONAF.

Sector del humedal	Sitio de observación de los censos CONAF
1	El Molino
	Isla Teja
2	La Dehesa
	Punucapa
	San Pedro
	San Ramón
3	Cayumapu
4	Puerto Claro
5	Chihuao
	Río Pichoy
6	Santa María
	San Martín
7	Paila Pifil
	San Antonio
8	Bellavista
	Cuyinhue
	Fuerte San Luis
	Locuche

En base a los datos de abundancia de la CONAF, se estimó la variabilidad temporal y espacial de la riqueza de especies (S) y abundancia total de la avifauna, para cada uno de los años de estudio y ocho sectores del HRC.

En este informe se presentan resultados acerca de las dinámicas temporales y espaciales de tres especies herbívoras (el Cisne de cuello negro (*Cygnus melancoryphus*)), la Tagua (*Fulica armillata* Vieillot) y la Taguita (*Fulica leucoptera* Vieillot)) y tres especies carnívoras (la Garza cuca (*Ardea coccoi*), la Garza blanca grande (*Ardea alba* Gmelin) y la Garza blanca chica (*Egretta thula* Molina)). 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 en las abundancias de cisnes, taguas y garzas, durante el período 2012-2015. Se estimó también la variabilidad de las abundancias de las especies más comunes de aves acuáticas (cisnes, taguas y garzas) en los ocho sectores definidos en la Figura 4.2.7.1.1.

Para complementar la información de censos de avifauna desarrollado por la CONAF dentro del HRC, se muestrearon todas las riberas del área de estudio. Durante la primavera (28-30 septiembre y 28-30 noviembre) del año 2015 y el verano del año 2016 (18-20 enero), se recorrieron todas las riberas del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios, además de aquellas del río Calle Calle y parte del río Valdivia, con el objetivo de estudiar la presencia y abundancia de cisnes, taguas y garzas.

La Figura 4.2.7.1.2 muestra los sectores de muestreo, para determinar y evaluar la presencia y distribución espacial de la avifauna acuática del área de estudio. En cada uno de los mismos se revisaron secciones lineares o transectos ordenados visualmente a lo largo de las riberas y cuyas longitudes aproximadas fueron de 500 m. Es decir, los censos de aves así realizados no son puntuales como los que realiza la CONAF (*i.e.* recuentos desde puntos fijos), sino continuos a través de todas las riberas del área de estudio.

Los puntos iniciales y finales de cada sección linear fueron georeferenciados en coordenadas UTM (huso WGS-84) con un GPS (Global Position System) GARMIN 60CSx. Se anotó la presencia y abundancia de cisnes, taguas y garzas en cada uno de esos sectores, aves que fueron observadas desde un bote Zodiac. Con el fin de tener un despliegue espacial que permita una mejor visualización de los resultados, el área de estudio se dividió en dos secciones: superior (*ca.* sectores 2 a 8 de la Fig. 4.2.7.1.1) e inferior (*ca.* sectores 1 y 2 de la Fig. 4.2.7.1.1 además de río calle Calle y parte del río Valdivia).

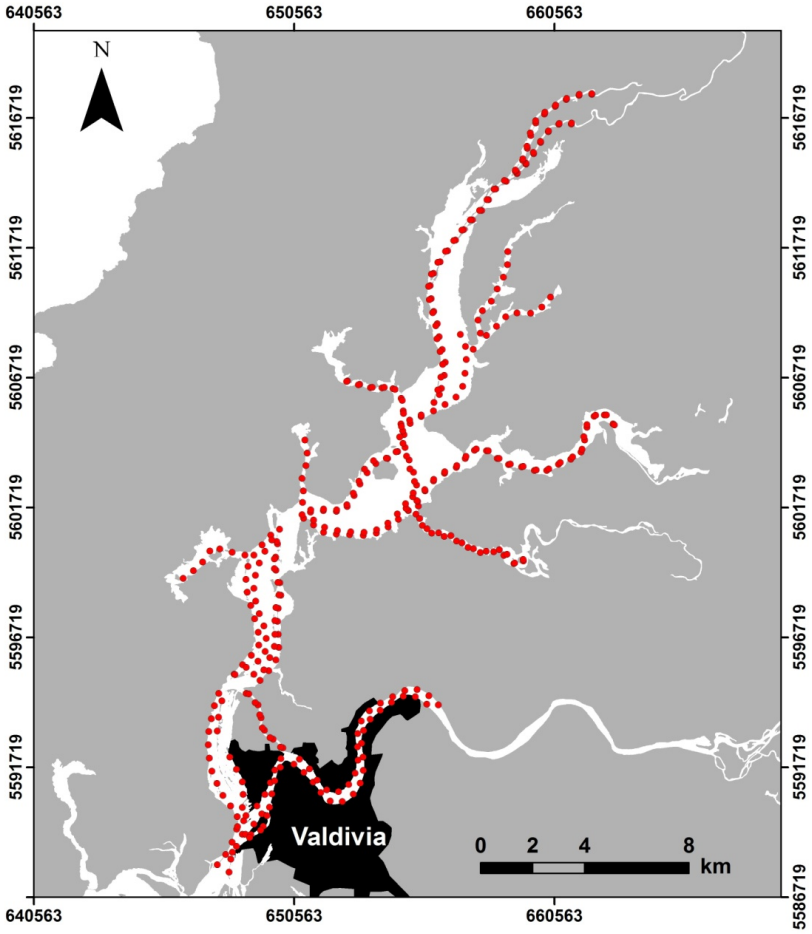


Figura 4.2.7.1.2. Distribución de puntos límites de secciones lineares de 500 m destinadas a evaluar la presencia y distribución espacial de avifauna acuática en las riberas del área de estudio (ver Material y métodos).

4.2.7.1.4. Resultados

Riqueza de especies y abundancia total de la avifauna (fuente de datos: CONAF)

Las Figuras 4.2.7.1.3 y 4.2.7.1.4 muestran la variabilidad espacio - temporal de la riqueza de especies y abundancia total de la avifauna, en los ocho sectores delimitados en el área de estudio (*cf.* Fig. 4.2.7.1.1).

Con excepción del sector 1 (El Molino e Isla Teja), los sectores 2, 4, 6 y 8 tienen mayor riqueza de especies y abundancias totales que aquellos que representan a los ríos tributarios de la vertiente oriental del HRC. La comparación de las Figuras 4.2.7.1.3 y 4.2.7.1.4, muestra que la riqueza de especies muestra menor variabilidad temporal en el tiempo que la abundancia total de la avifauna del área.

La Figura 4.2.7.1.4 muestra un quiebre marcado en las abundancias de la avifauna luego del año 1998, situación relacionada a las bajas significativas que ocurrieron el año 2004 en las abundancias poblacionales del Cisne de cuello negro y la Tagua, las especies más abundantes hasta ese año del HRC.

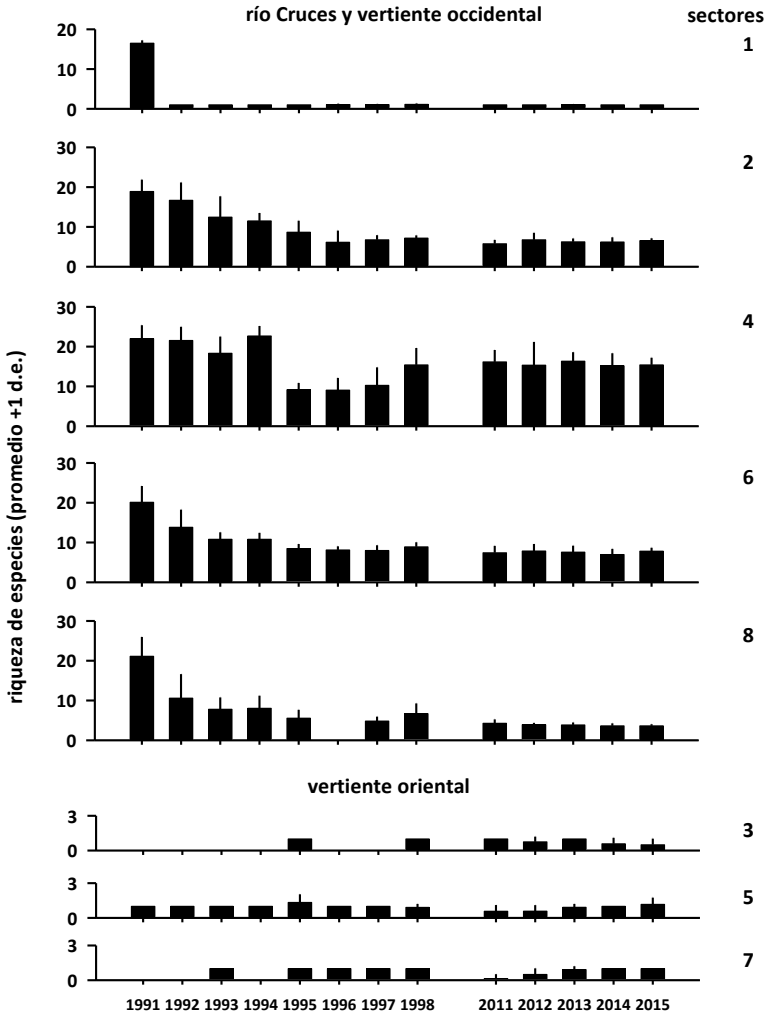


Figura 4.2.7.1.3. Variabilidad temporal de la riqueza de especies en cada uno de los ocho sectores estudiados entre los años 1991-1998 y 2011-2015 (no se tiene información por sector entre los años 1999 y 2010).

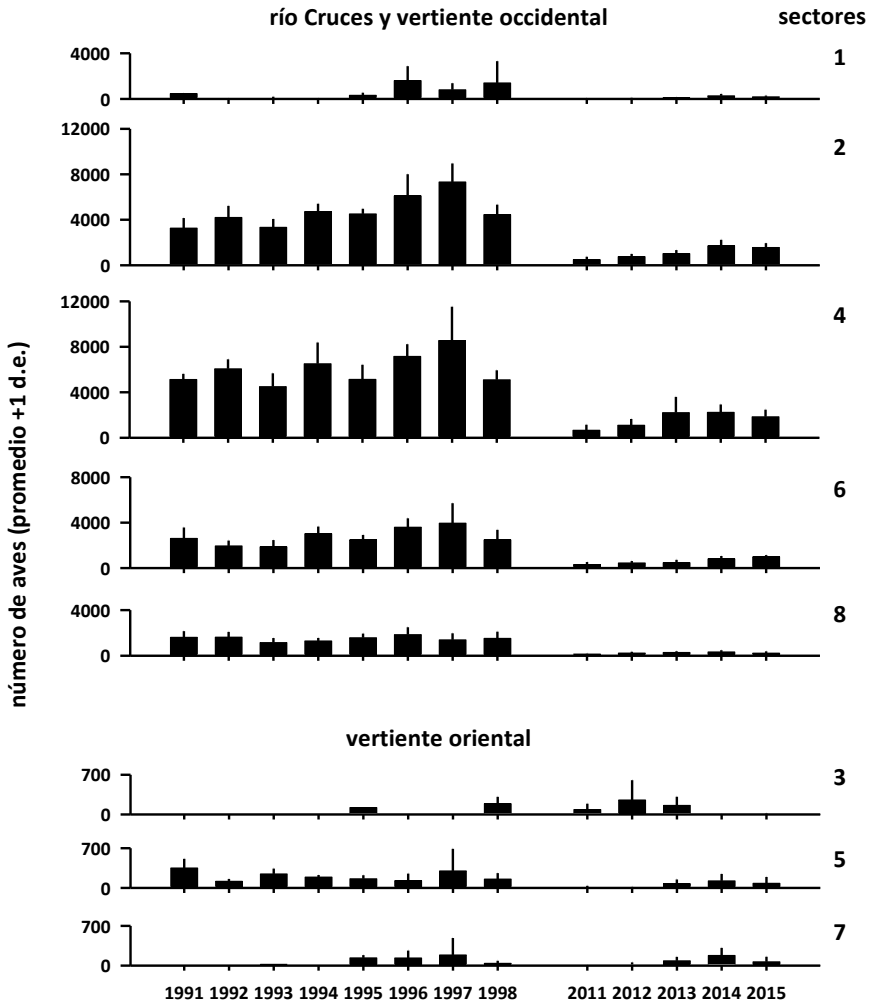


Figura 4.2.7.1.4. Variabilidad temporal de la abundancia total en cada uno de los ocho sectores estudiados entre los años 1991-1998 y 2011-2015 (no se tiene información por sector entre los años 1999 y 2010).

Abundancia de aves herbívoras (fuente de datos: CONAF)

Tal como demostrado en los resultados del Programa de Diagnóstico Ambiental del HRC, las abundancias de cisnes y taguas comenzaron a ser significativamente más altas ($p<0,05$) (en comparación a los años post 2004), a partir del año 2012. Esto último es claramente evidenciable en la Figura 4.2.7.1.5 que muestra la variabilidad en el tiempo del Cisne de Cuello negro, la Tagua y la Taguita.

Sin embargo, las tendencias al alza de cisnes y taguas continúa solo para el Cisne de cuello negro; *i.e*. durante los años 2014 y 2015, las abundancias de cisnes fueron significativamente más altas ($p<0,05$) que durante los años 2012 y 2013 (Fig. 4.2.7.1.6). Por el contrario, durante el año 2015 la Tagua tuvo abundancias poblacionales significativamente más bajas (<0,05) que las de los años 2013 y 2014 (Fig. 4.2.7.1.6).

Las Figuras 4.2.7.1.5 y 4.2.7.1.6 muestran que la Taguita no se ha recuperado desde los cambios ambientales que ocurrieron en el área del HRC, durante el año 2004.

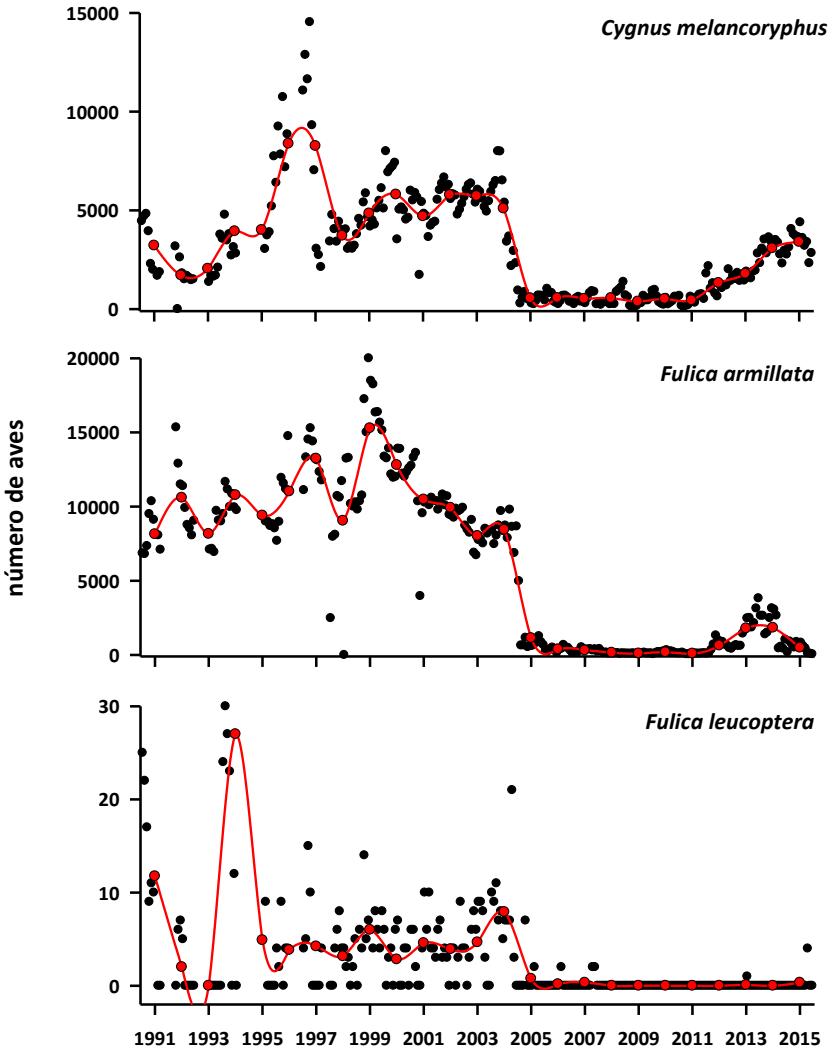


Figura 4.2.7.1.5. Variabilidad temporal en el número de individuos de las aves herbívoras *Cygnus melancoryphus* (Cisne de cuello negro), *Fulica armillata* (Tagua) y *Fulica leucoptera* (Taguita). Los datos se extienden entre enero de 1991 y diciembre de 2015 inclusive. Los puntos rojos representan el promedio anual del número de aves observadas.

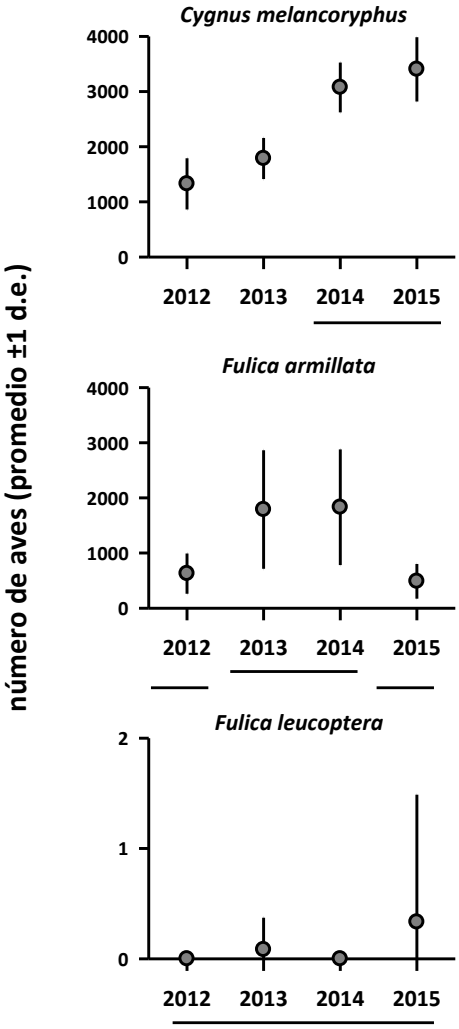


Figura 4.2.7.1.6. Variabilidad temporal del número de especímenes de *Cygnus melancoryphus* (Cisne de cuello negro), *Fulica armillata* (Tagua) y *Fulica leucoptera* (Taguita), entre los años 2012 y 2015. Las líneas negras inferiores (continuas, alineadas o en el mismo nivel) unen años que no difieren significativamente entre sí (p>0,05).

Abundancia de aves carnívoras (fuente de datos: CONAF)

Los resultados del primer año del Programa de Monitoreo Ambiental, muestran conclusiones similares a las del Programa de Diagnóstico Ambiental del HRC, en el sentido de que las garzas - aves carnívoras - no fueron afectadas por los cambios ambientales del año 2014 en el HRC.

Lo anterior se evidencia en la Figura 4.2.7.1.7, la que muestra la variabilidad interanual de la Garza cuca, la Garza blanca grande y la Garza blanca chica; *i.e*. las abundancias poblacionales de estas aves tienden a mantenerse sin mayores variaciones y en rangos de variabilidad probablemente relacionados a estacionalidad. La Figura 4.2.7.1.8, muestra que en general no se detectaron diferencias significativas ($p>0,05$) al comparar las abundancias poblacionales de Garza cuca, Garza blanca grande y Garza blanca chica durante el período 2012-2014.

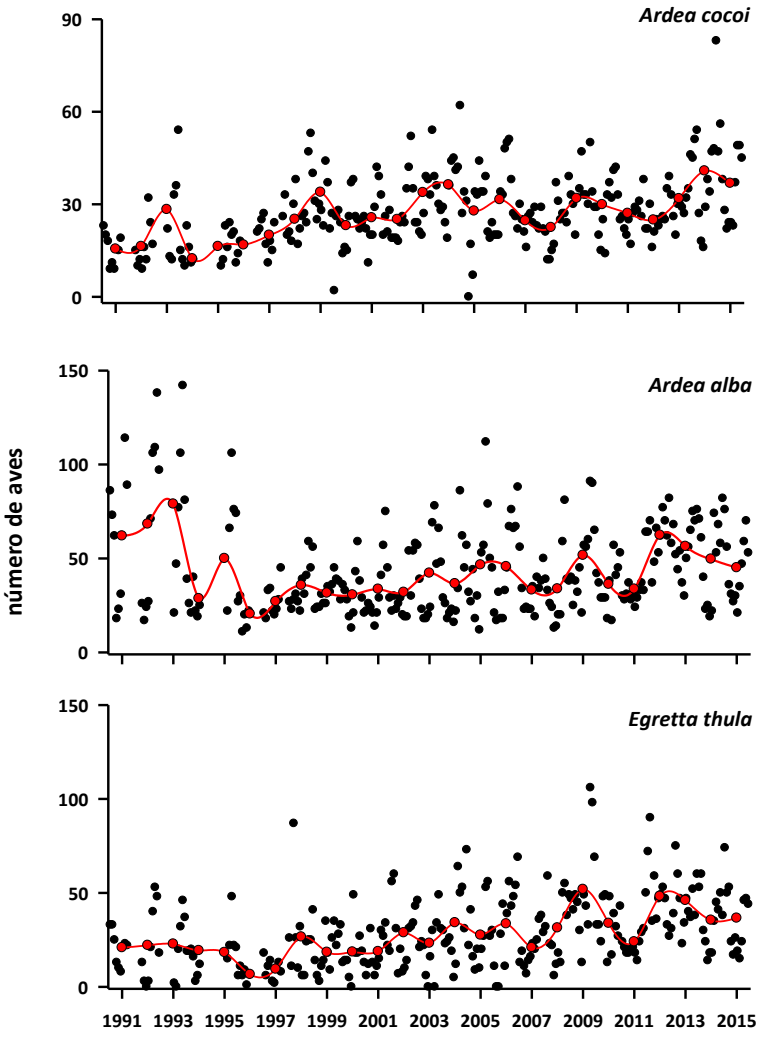


Figura 4.2.7.1.7. Variabilidad temporal en el número de individuos de las aves carnívoras *Ardea cocoi* (Garza cuca), *Ardea alba* (Garza blanca grande) y *Egretta thula* (Garza blanca chica). Los datos se extienden entre enero de 1991 y diciembre de 2015 inclusive. Los puntos rojos representan el promedio anual del número de aves observadas.

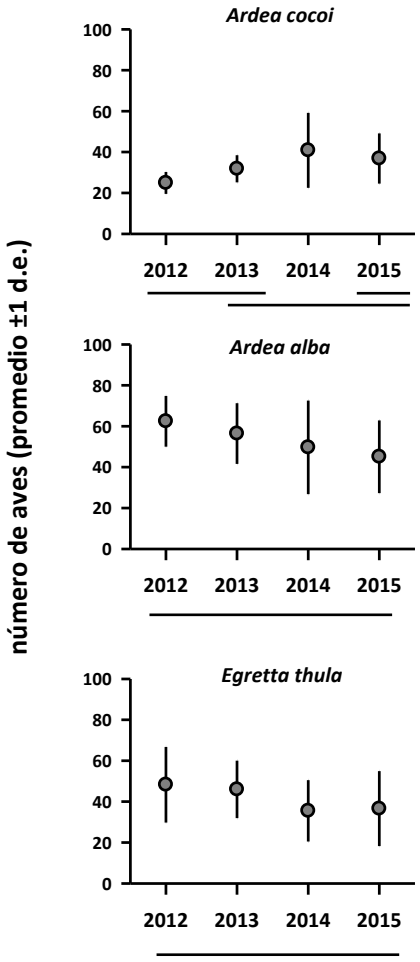


Figura 4.2.7.1.8. Variabilidad temporal del número de especímenes de *Ardea cocoi* (Garza cuca), *Ardea alba* (Garza blanca grande) y *Egretta thula* (Garza blanca chica), entre los años 2012 y 2015. Las líneas negras inferiores (continuas o en el mismo nivel) unen años que no difieren significativamente entre sí (p>0,05).

Abundancia de aves herbívoras acorde sectores del HRC (fuente de datos: CONAF)

Las Figuras 4.2.7.1.9 a 4.2.7.1.11 muestran la variabilidad espacio - temporal de la abundancia del Cisne de cuello negro, la Tagua y la Taguita, en los ocho sectores delimitados en el área de estudio para evaluación de la avifauna del área de estudio.

Entre los años 1991 y 1998, las abundancias del Cisne de cuello negro fueron más abundantes en los sectores del eje central del río Cruces y ríos de la vertiente occidental (Fig. 4.2.7.1.9), especialmente en los sectores 4 y 6 (*cf.* Fig. 4.2.7.1.1). Por el contrario y para el mismo período de tiempo, la Tagua fue más abundante en los sectores 2 y 4 (Fig. 4.2.7.1.10), a la vez que la Taguita alcanzó valores más altos durante 1991-1998 en los mismos sectores donde el Cisne de cuello negro tuvo valores más altos de abundancia (sectores 4 y 6; Fig. 4.2.7.1.11) (*cf.* fig. 4.2.7.1.1).

A partir del año 2011, cisnes y taguas mostraron tendencias similares a las ya descritas en cuanto a en que sector del HRC ocurrieron las abundancias más altas de estas aves. Interesa señalar la básicamente ausencia de registros de Taguas en los ríos tributarios de la vertiente oriental del área de estudio (sectores 3, 5 y 7), durante todo el tiempo del cual se cuenta la CONAF ha realizado censos periódicos (Fig. 4.2.7.1.10).

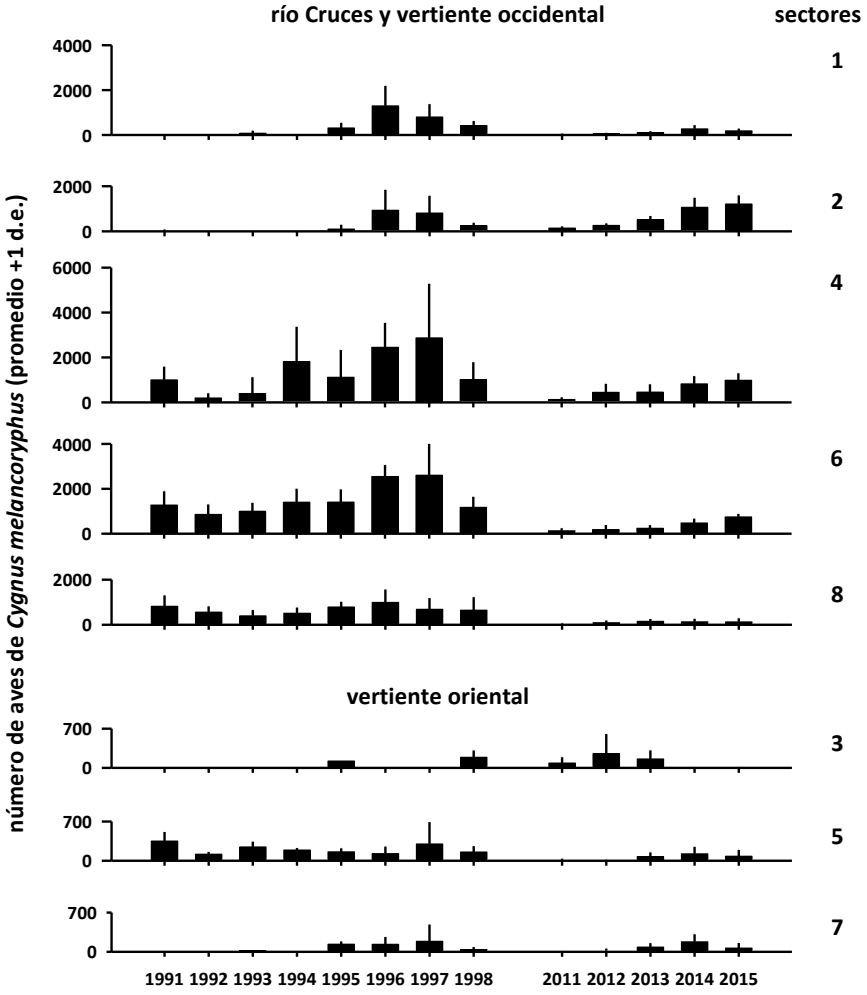


Figura 4.2.7.1.9. Variabilidad temporal de la abundancia de *Cygnus melancoryphus* (Cisne de cuello negro) en cada uno de los ocho sectores estudiados entre los años 1991-1998 y 2011-2015 (no se tiene información por sector entre los años 1999 y 2010).

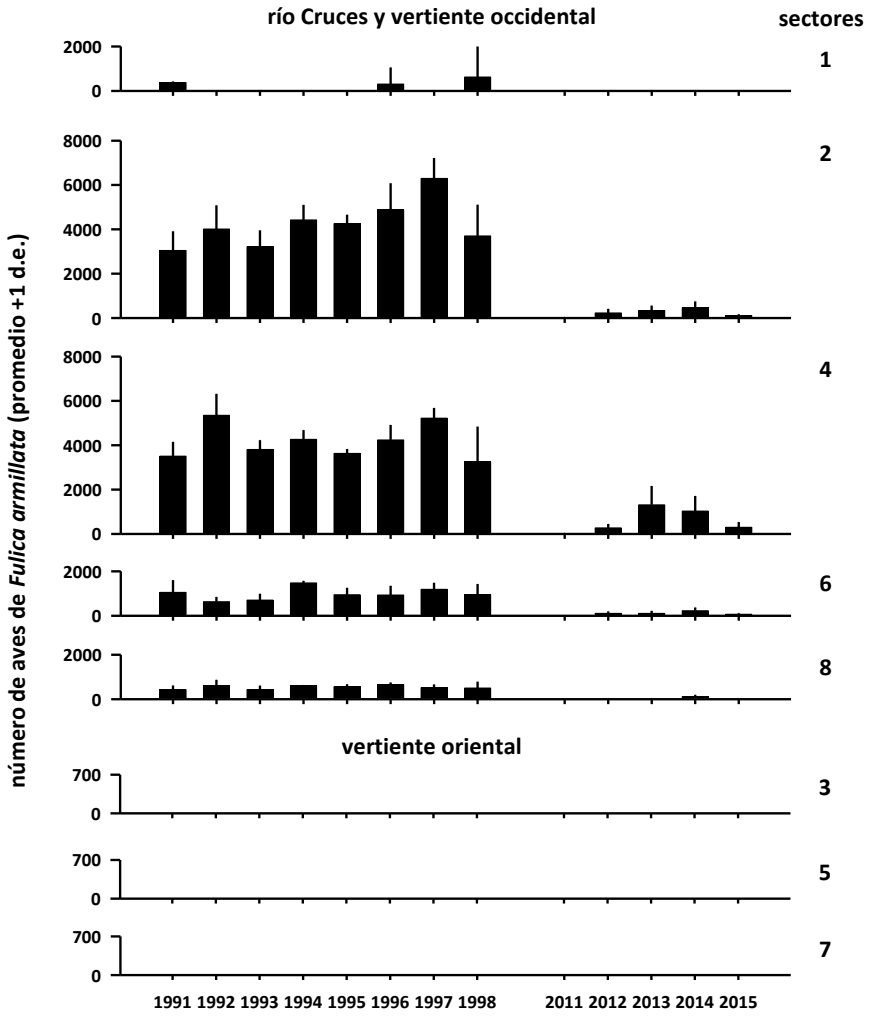


Figura 4.2.7.1.10. Variabilidad temporal de la abundancia de *Fulica armillata* (Tagua) en cada uno de los ocho sectores estudiados entre los años 1991-1998 y 2011-2015 (no se tiene información por sector entre los años 1999 y 2010).

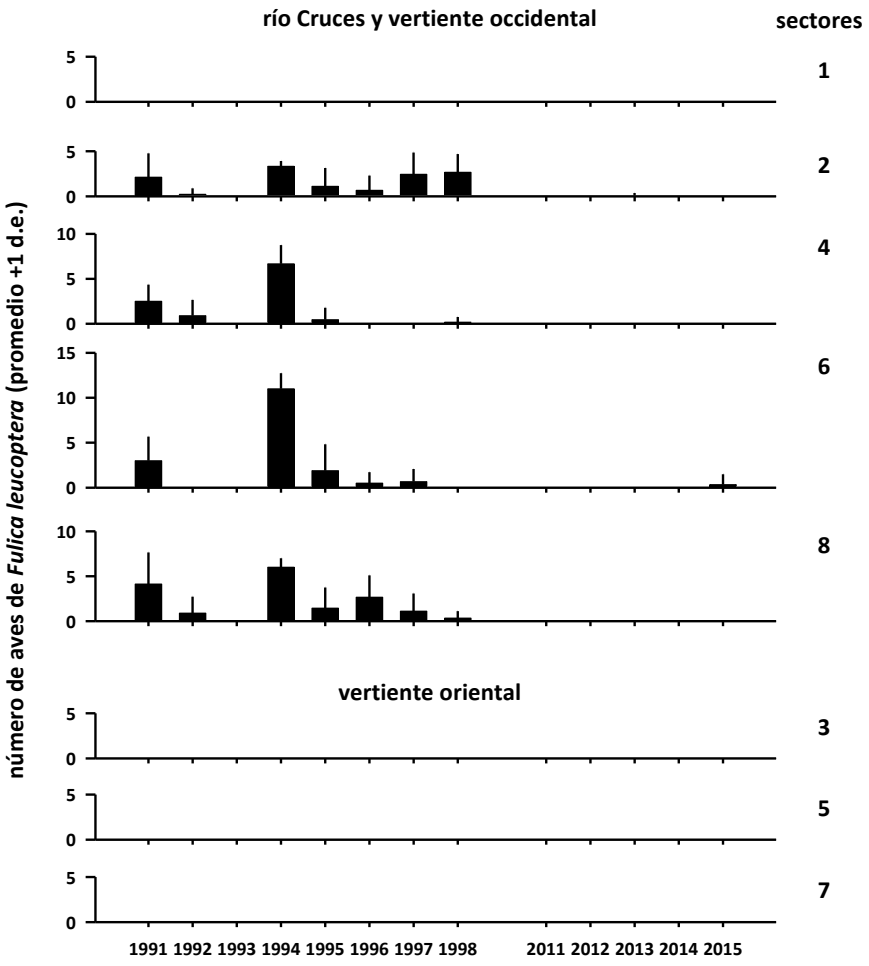


Figura 4.2.7.1.11. Variabilidad temporal de la abundancia de *Fulica leucoptera* (Taguita) en cada uno de los ocho sectores estudiados entre los años 1991-1998 y 2011-2015 (no se tiene información por sector entre los años 1999 y 2010).

Abundancia de aves carnívoras acorde sectores del HRC (fuente de datos: CONAF)

Las Figuras 4.2.7.1.12 a 4.2.7.1.14 muestran la variabilidad numérica de garzas en relación a los ocho sectores señalados en la Figura 4.2.7.1.1.

En general, todas las especies analizadas tuvieron sus mayores abundancias en los sectores 2, 4, 6 y 8 o eje central del río Cruces y ríos de la vertiente occidental (*cf.* Fig. 4.2.7.1.1). CONAF no registra datos de estas especies en los sectores 3 (río Cayumapu), 5 (río Pichoy) y 7 (ríos Nanihue y Cudico).

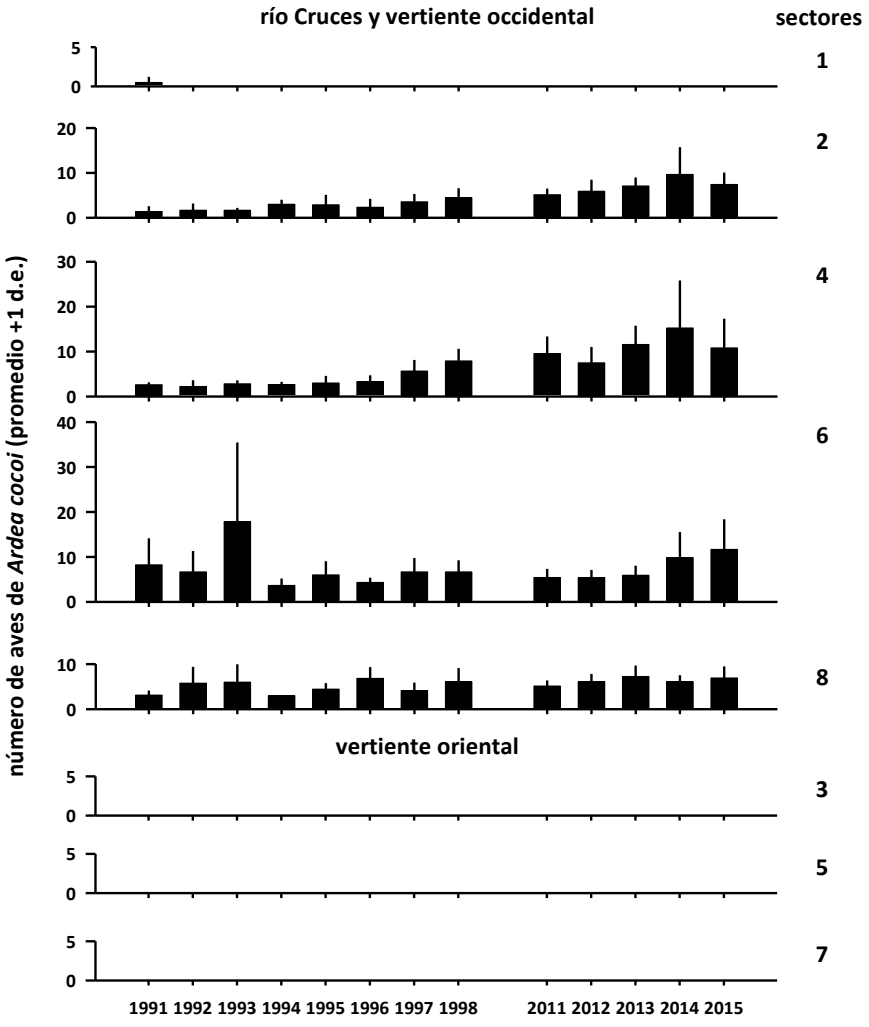


Figura 4.2.7.1.12. Variabilidad temporal de la abundancia de *Ardea cocoi* (Garza cuca) en cada uno de los ocho sectores estudiados entre los años 1991-1998 y 2011-2015 (no se tiene información por sector entre los años 1999 y 2010).

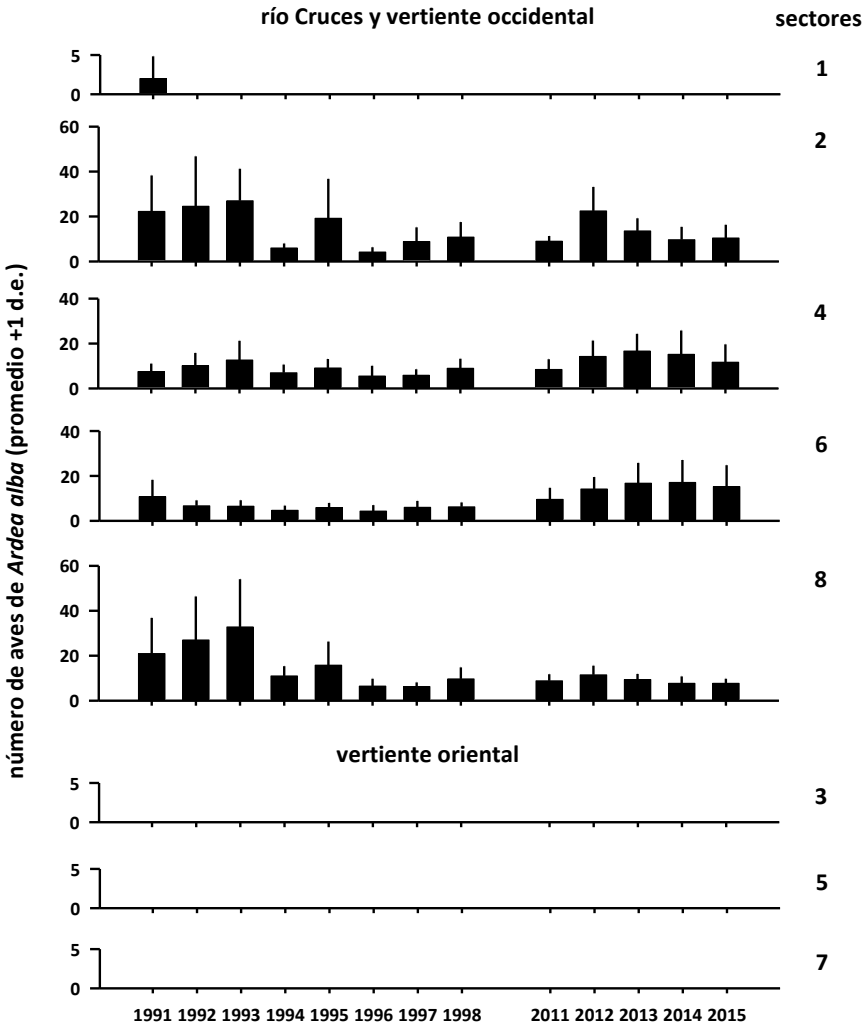


Figura 4.2.7.1.13. Variabilidad temporal de la abundancia de *Ardea alba* (Garza blanca grande) en cada uno de los ocho sectores estudiados entre los años 1991-1998 y 2011-2015 (no se tiene información por sector entre los años 1999 y 2010).

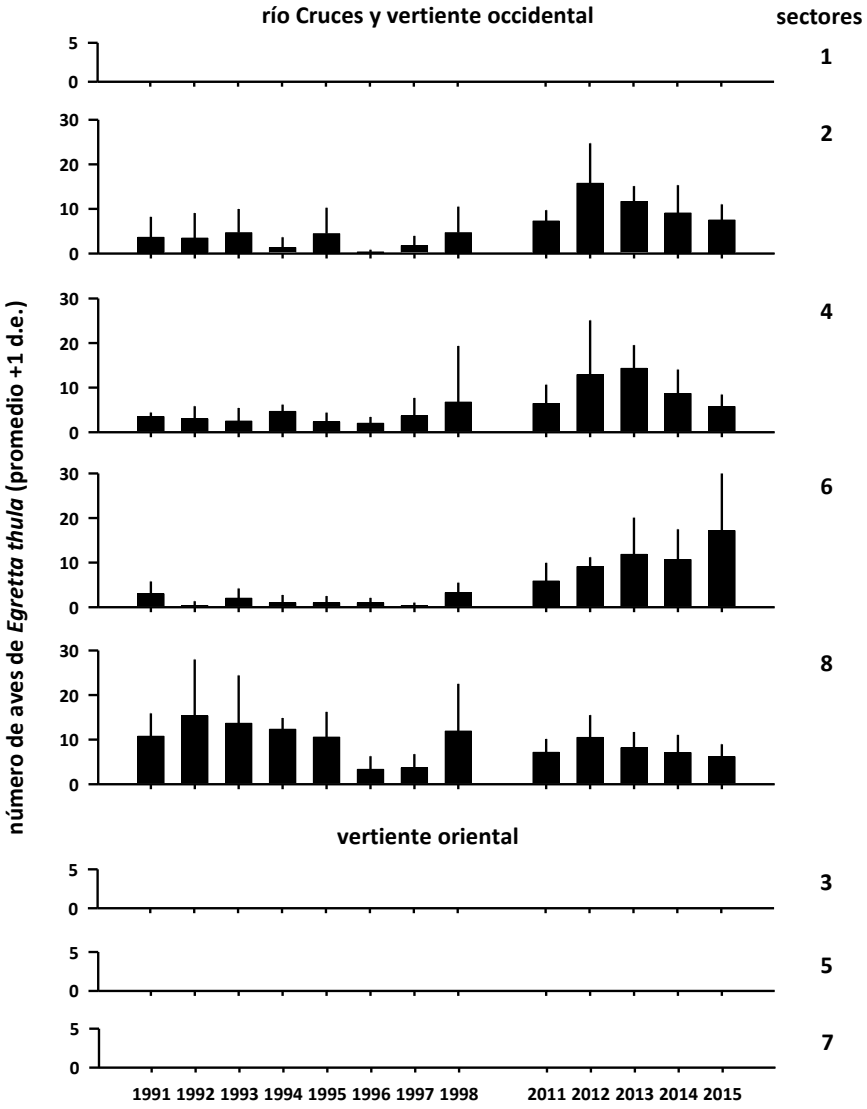


Figura 4.2.7.1.14. Variabilidad temporal de la abundancia de *Egretta thula* (Garza blanca chica) en cada uno de los ocho sectores estudiados entre los años 1991-1998 y 2011-2015 (no se tiene información por sector entre los años 1999 y 2010).

Distribución espacial y abundancia de avifauna acuática (fuente de datos: UACh)

Las Figuras 4.2.7.1.17 a 4.2.7.1.34 muestran los resultados de los muestreos realizados para caracterizar los patrones de distribución y abundancia de aves herbívoras (Cisne de cuello negro y Tagua) y carnívoras (garzas), en todas las riberas del área de estudio durante septiembre y noviembre 2015 y enero 2016. Como ya dicho durante el Programa de Diagnóstico Ambiental del HRC, esta metodología es una aproximación fina para describir eventuales patrones de abundancia poblacional de las aves del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios.

***Cygnus melancoryphus* / Cisne de cuello negro**

Durante septiembre 2015, el Cisne de cuello negro (*Cygnus melancoryphus*) se distribuyó en prácticamente todo el HRC (Fig. 4.2.7.1.15 y 4.2.1.1.16). Los focos de mayor abundancia estuvieron primariamente localizados a lo largo del eje central del río Cruces, incluyendo sectores ubicados inmediatamente al sur del Fuerte San Luis de Alba y del río Santa María, así como frente al río Tambillo (Fig. 4.2.7.1.15).

Durante la campaña de noviembre 2015, los puntos de mayor abundancia de cisnes se ubicaron primariamente en dos zonas: una en el eje central del río Cruces y extendida entre áreas inmediatamente al norte del río Santa María y al sur del río San Ramón (Fig. 4.2.7.1.17), y otra en el extremo sur del área de estudio, específicamente en el río Valdivia (Fig. 4.2.7.1.18).

Durante la campaña de enero 2015 (llevada a cabo como parte del programa de Diagnóstico Ambiental del HRC), los focos de mayor abundancia del Cisne de cuello negro se ubicaron en el eje central del río Cruces (sector de Santa María, sector entre las desembocaduras de los ríos Pichoy y Cayumapu, sector al sur del río San Ramón y sector Isla Teja).

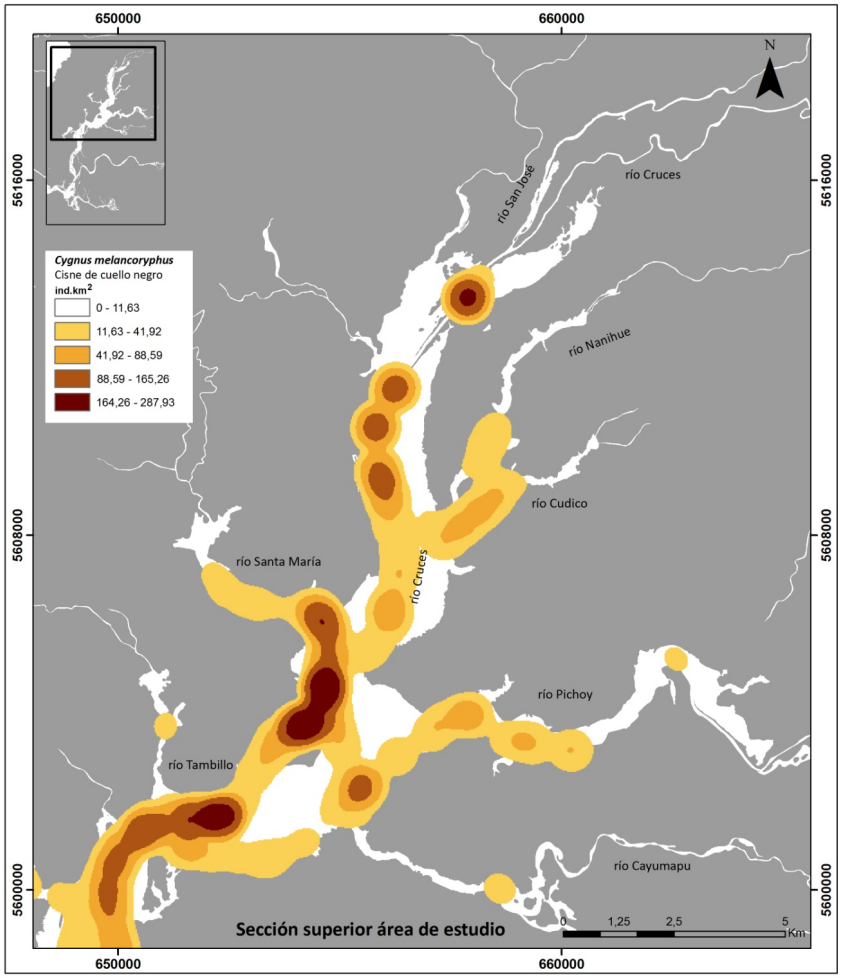


Figura 4.2.7.1.15. Presencia de *Cygnus melancoryphus* (Cisne de cuello negro) en las riberas de la sección superior del área de estudio durante septiembre 2015.

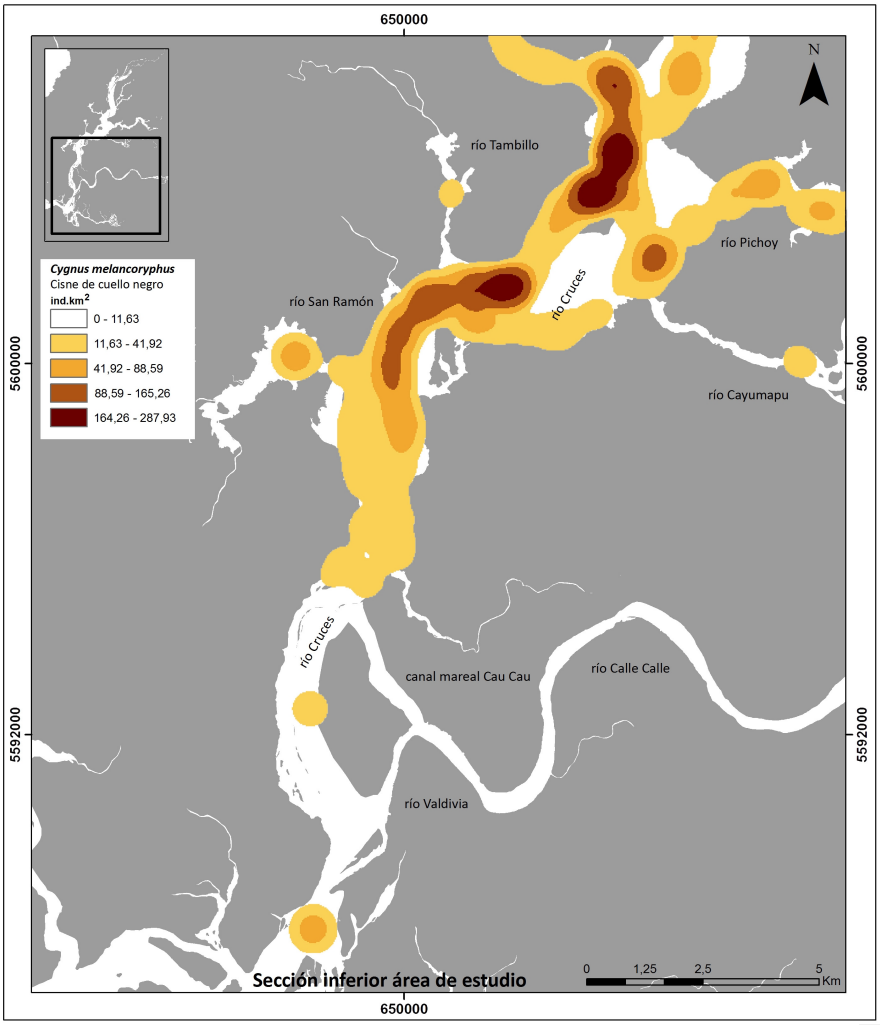


Figura 4.2.7.1.16. Presencia de *Cygnus melancoryphus* (Cisne de cuello negro) en las riberas de la sección inferior del área de estudio durante septiembre 2015.

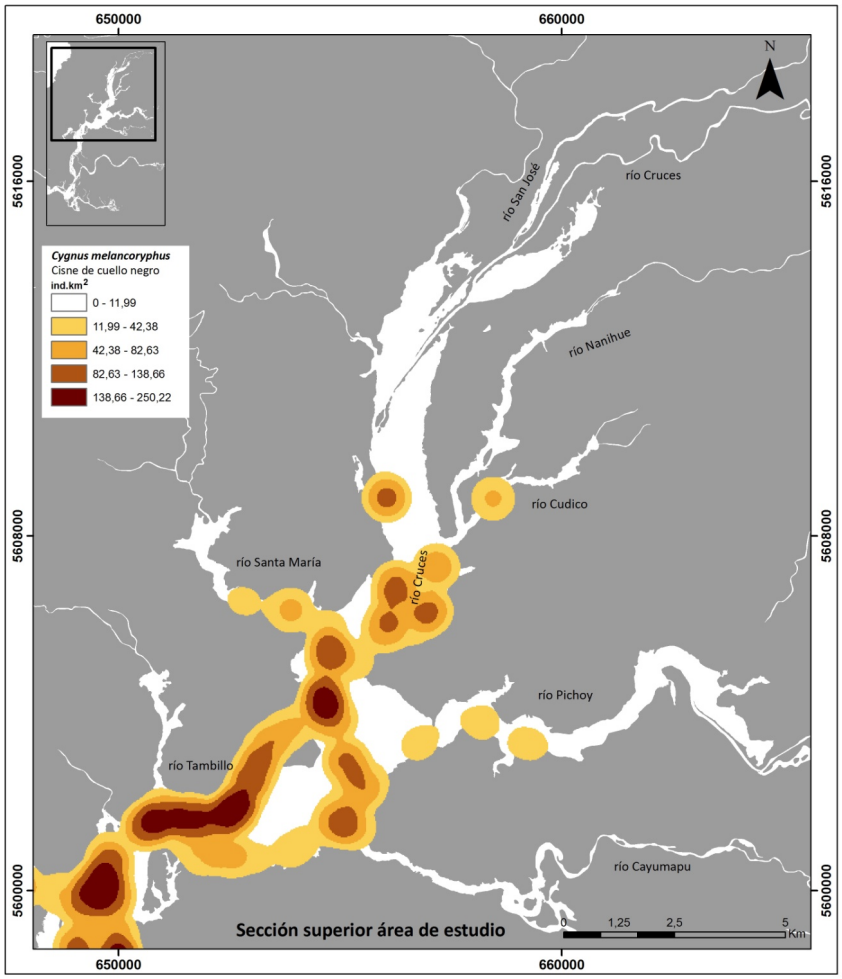


Figura 4.2.7.1.17. Presencia de *Cygnus melancoryphus* (Cisne de cuello negro) en las riberas de la sección superior del área de estudio durante noviembre 2015.

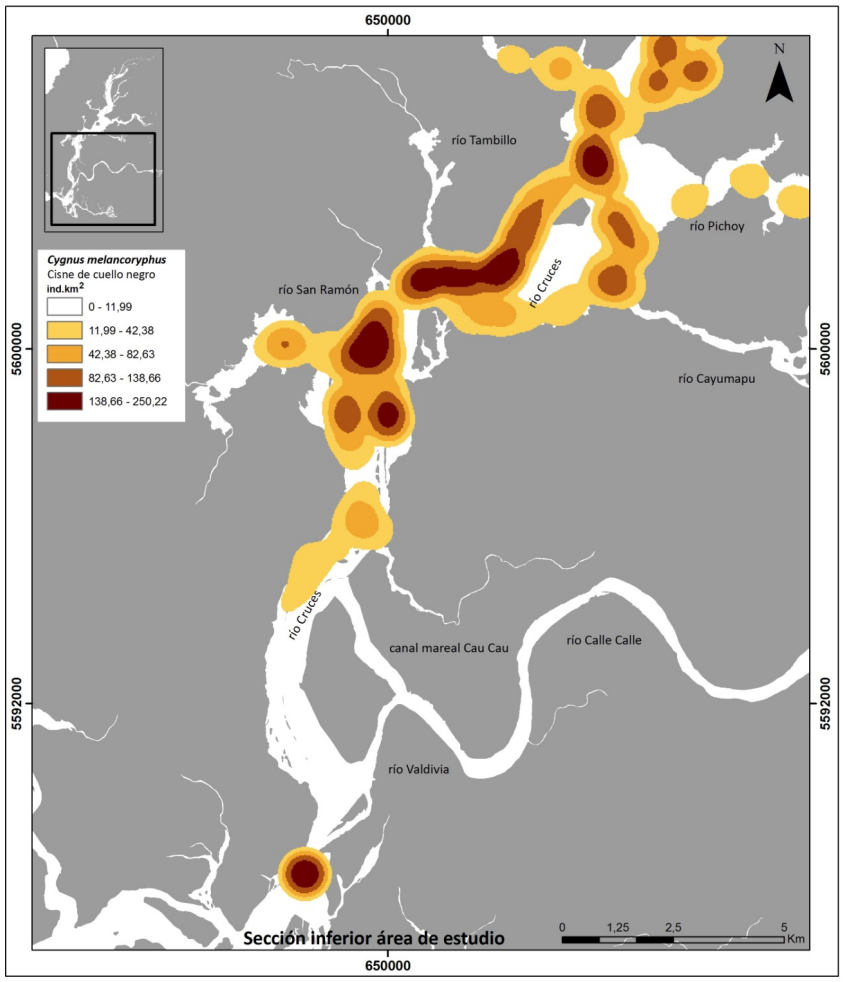


Figura 4.2.7.1.18. Presencia de *Cygnus melancoryphus* (Cisne de cuello negro) en las riberas de la sección inferior del área de estudio durante noviembre 2015.

***Fulica armillata* / Tagua**

En términos generales y durante todos los muestreos realizados la Tagua (*Fulica armillata*) presenta una distribución espacial más restringida que el Cisne de cuello negro.

Durante septiembre 2015, los focos de mayor abundancia de la Tagua estuvieron primariamente localizados a lo largo del eje central del río Cruces – específicamente, frente a los ríos Tambillo y San Ramón y en el río Valdivia al sur de la Isla Teja (Fig. 4.2.7.1.19 y 4.2.7.1.20).

Durante la campaña de noviembre 2015, los puntos de mayor abundancia de taguas ocurrieron en una zona del eje central del río Cruces cercana a la confluencia de este río con el río Santa María y en otra ubicada entre las desembocaduras de los ríos Pichoy y Cayumapu (Fig. 4.2.7.1.21 y 4.2.7.1.22).

Durante la campaña de enero 2015 (Programa de Diagnóstico Ambiental del HRC), los focos de mayor abundancia de la Tagua también ocurrieron en el eje central del río Cruces; al sur de los ríos Tambillo y San Ramón.

Es importante destacar que en ninguna de las campañas anteriormente mencionadas (enero, septiembre y noviembre 2015) se han detectado taguas en ríos tributarios del HRC ubicados en la vertiente oriental del HRC (ríos Nanihue, Cudico, Pichoy y Cayumapu) (*cf.* Fig. 4.2.7.1.19-4.2.7.1.22 de este Capítulo).

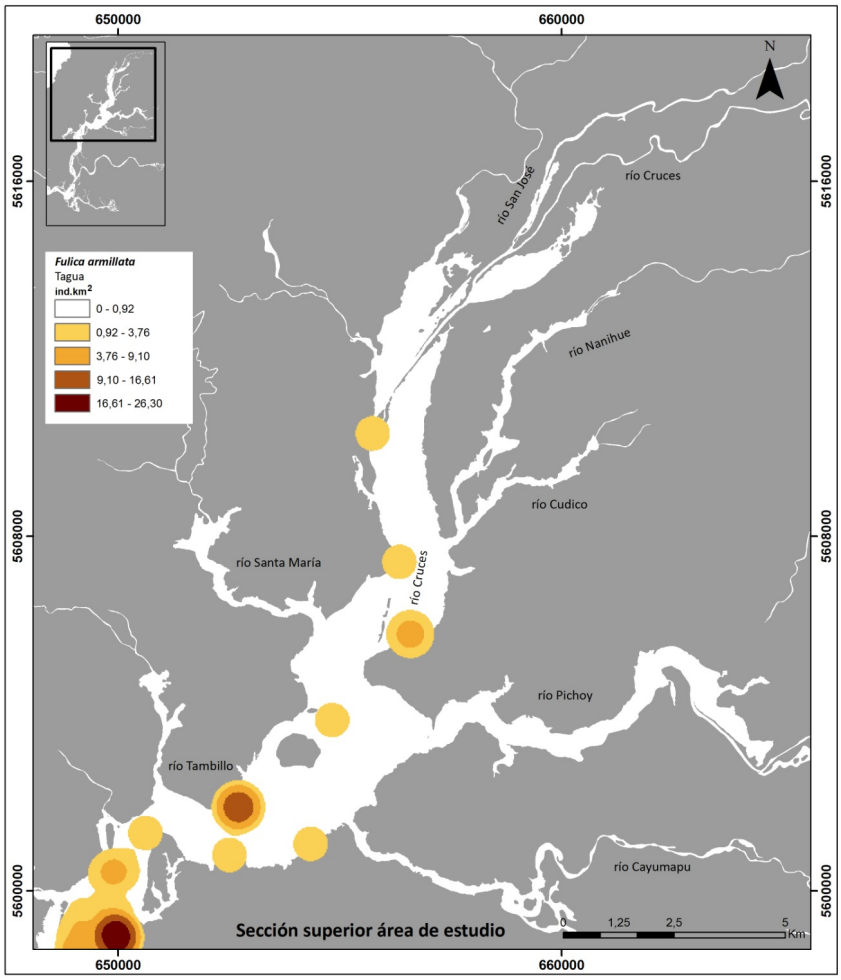


Figura 4.2.7.1.19. Presencia de *Fulica armillata* (Tagua) en las riberas de la sección superior del área de estudio durante septiembre 2015.

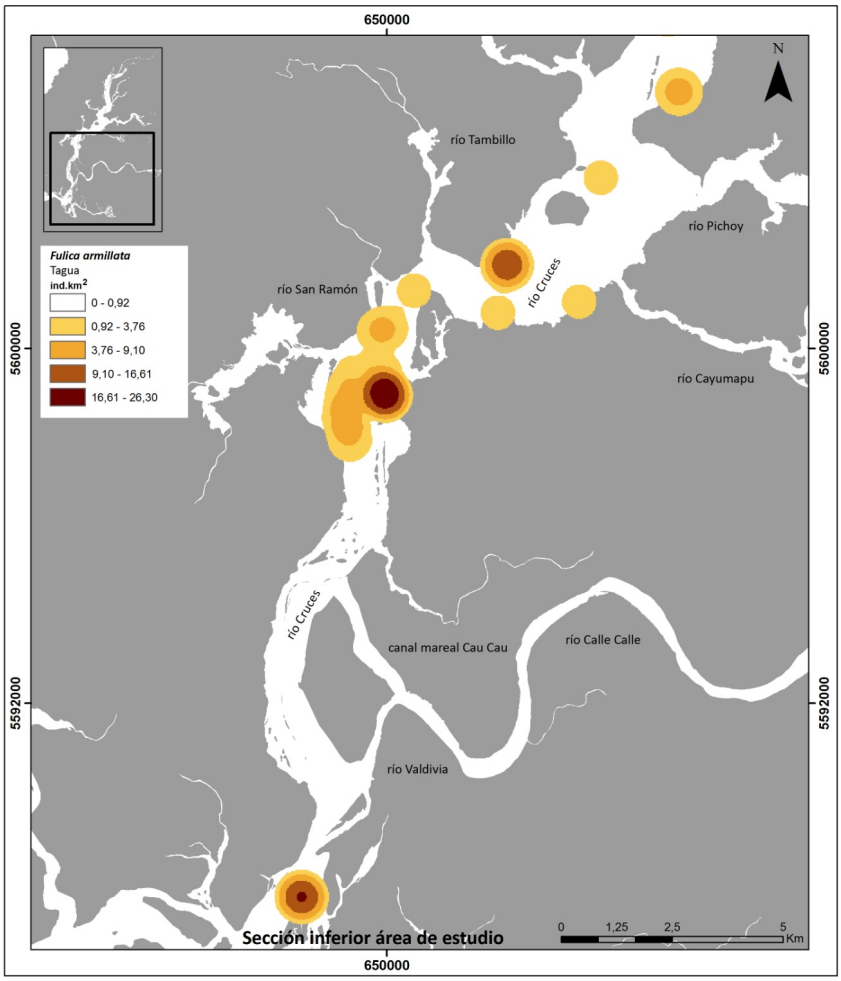


Figura 4.2.7.1.20. Presencia de *Fulica armillata* (Tagua) en las riberas de la sección inferior del área de estudio durante septiembre 2015.

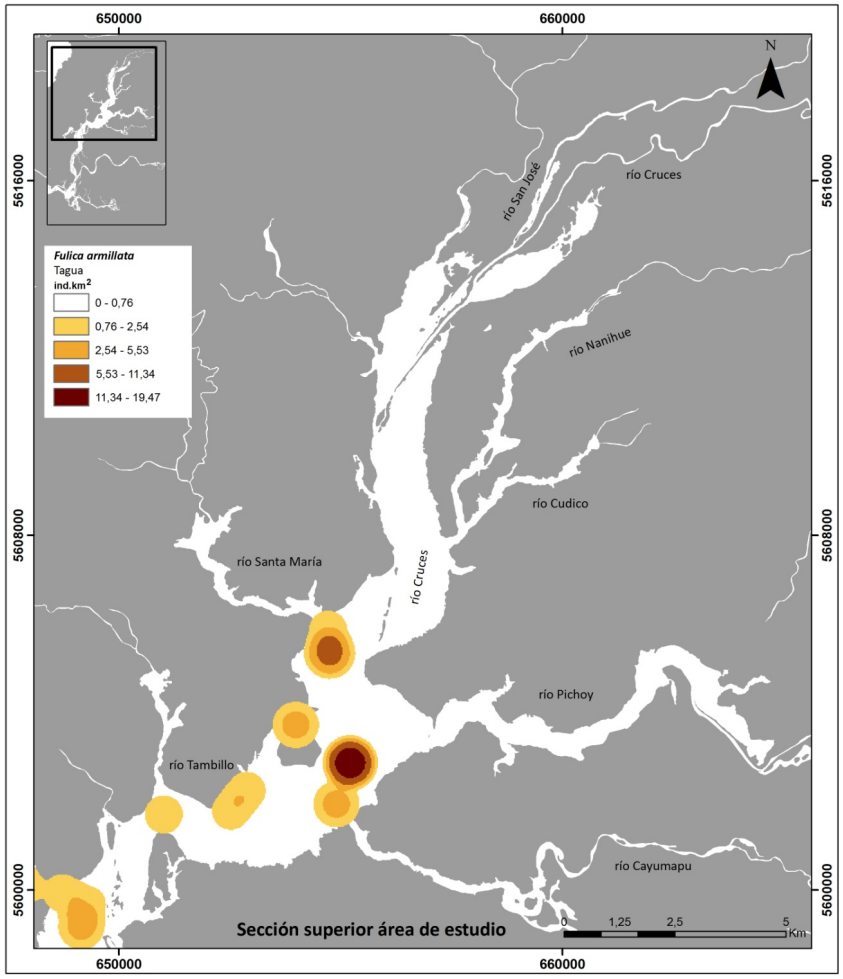


Figura 4.2.7.1.21. Presencia de *Fulica armillata* (Tagua) en las riberas de la sección superior del área de estudio durante noviembre 2015.

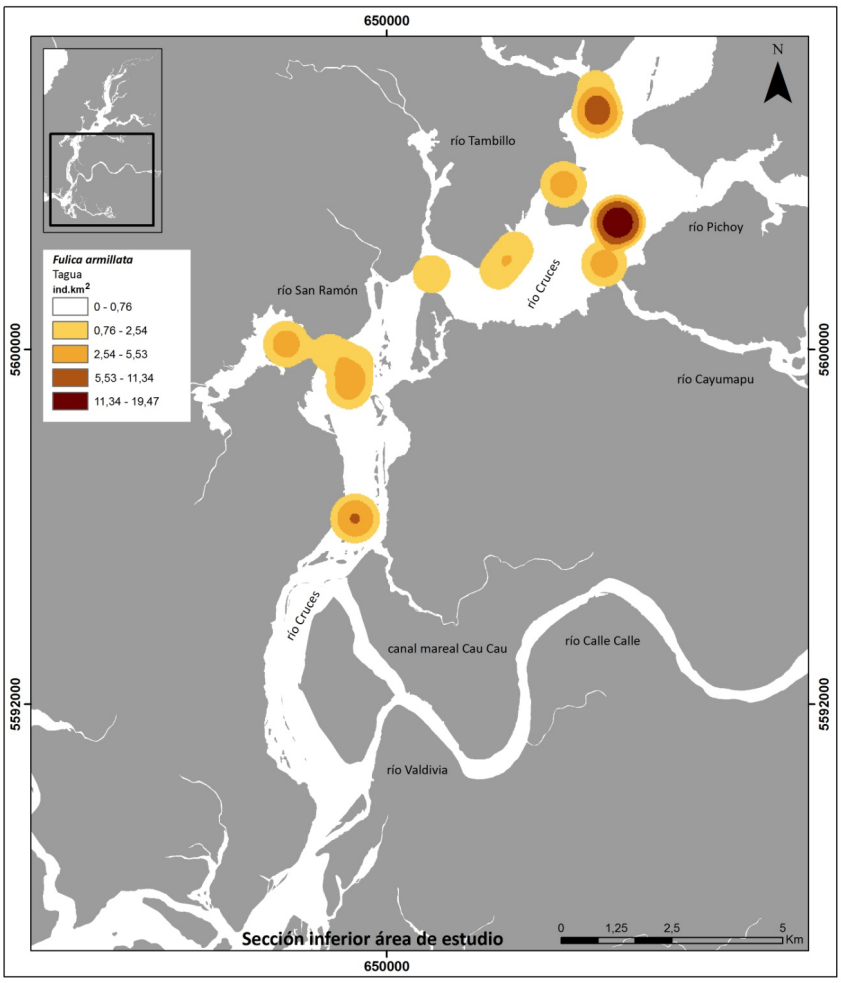


Figura 4.2.7.1.22. Presencia de *Fulica armillata* (Tagua) en las riberas de la sección inferior del área de estudio durante noviembre 2015.

***Ardea cocoi* / Garza cuca**

Aunque ampliamente distribuida en el área del HRC, la Garza cuca (*Ardea cocoi*) mostró una sola zona de mayor abundancia durante la campaña de septiembre 2015; esta estuvo localizada en el río San Ramón (Fig. 4.2.7.1.23 y 4.2.7.1.24).

Durante la campaña de noviembre 2015 (Fig. 4.2.7.1.25 y 4.2.7.1.26), los focos de mayor abundancia de esta garza aumentaron; estos ocurrieron primariamente en el eje central del río Cruces incluyendo los sectores de Santa María, Santa Clara e Isla Rialejo y zonas al sur de los ríos Tambillo y San Ramón (Fig. 4.2.7.1.25). Otros focos de altas abundancias de la Garza cuca se localizaron al interior de los ríos Pichoy y Cayumapu ((Fig. 4.2.7.1.25).

Durante la campaña de enero 2015 (Programa de Diagnóstico Ambiental del HRC), los focos de mayor abundancia de la Garza cuca también ocurrieron en el eje central del río Cruces; específicamente en una zona ubicada frente a la desembocadura del río Santa María. Similar a lo observado durante el primer año del programa de Monitoreo del HRC, *Ardea cocoi* mostró una amplia distribución espacial durante la campaña de enero 2015 (Programa de Diagnóstico Ambiental del HRC).

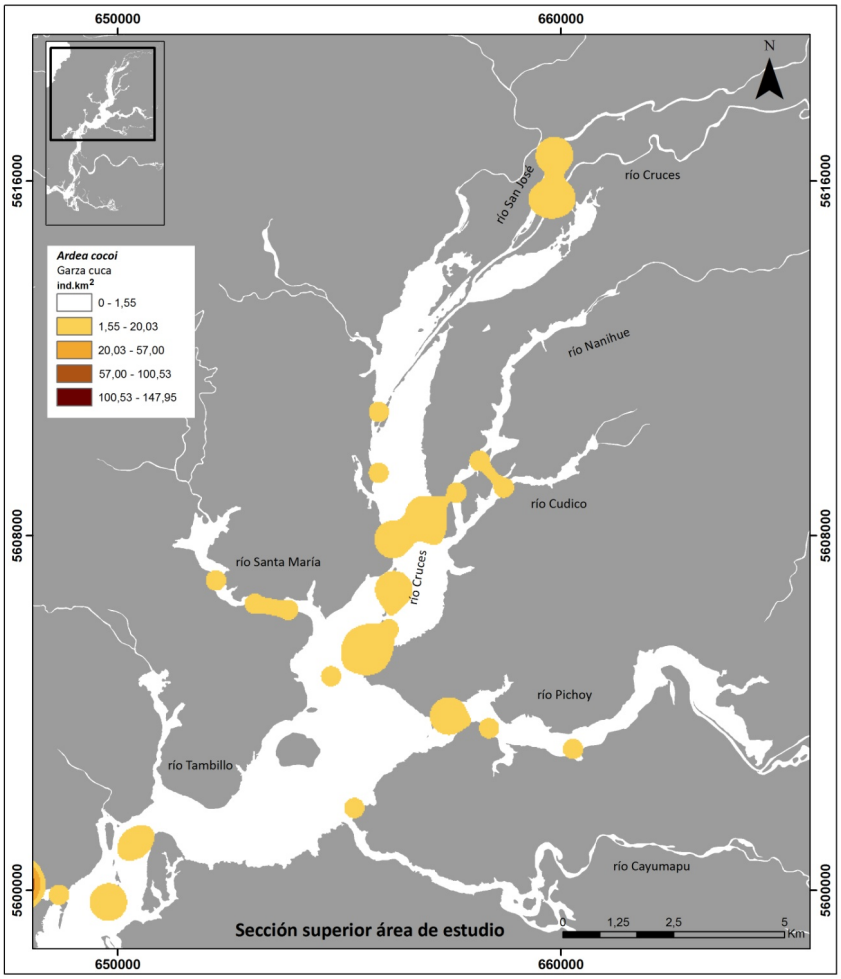


Figura 4.2.7.1.23. Presencia de *Ardea cocoi* (Garza cuca) en las riberas de la sección superior del área de estudio durante septiembre 2015.

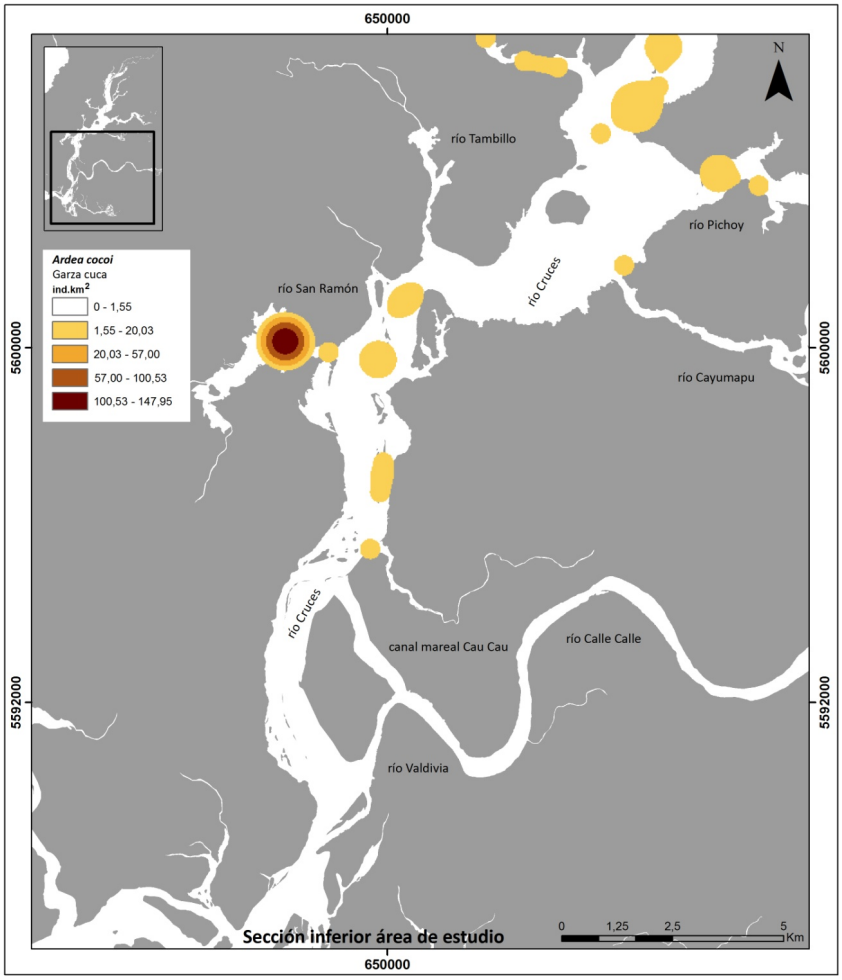


Figura 4.2.7.1.24. Presencia de *Ardea cocoi* (Garza cuca) en las riberas de la sección inferior del área de estudio durante septiembre 2015.

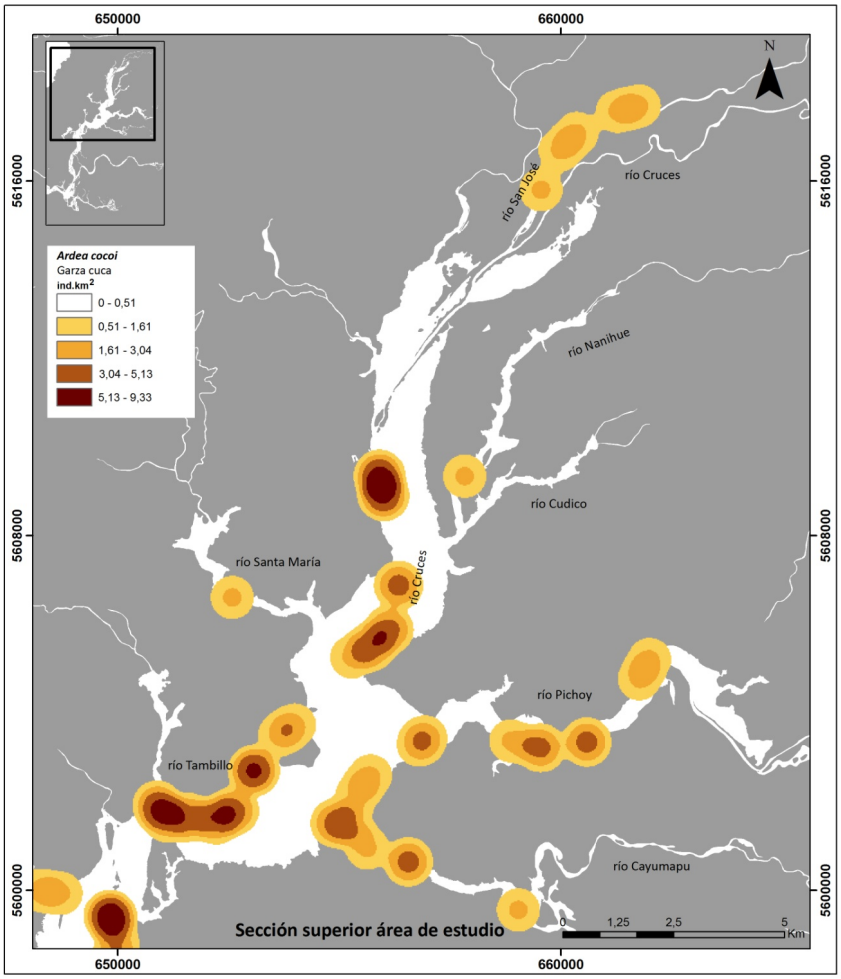


Figura 4.2.7.1.25. Presencia de *Ardea cocoi* (Garza cuca) en las riberas de la sección superior del área de estudio durante noviembre 2015.

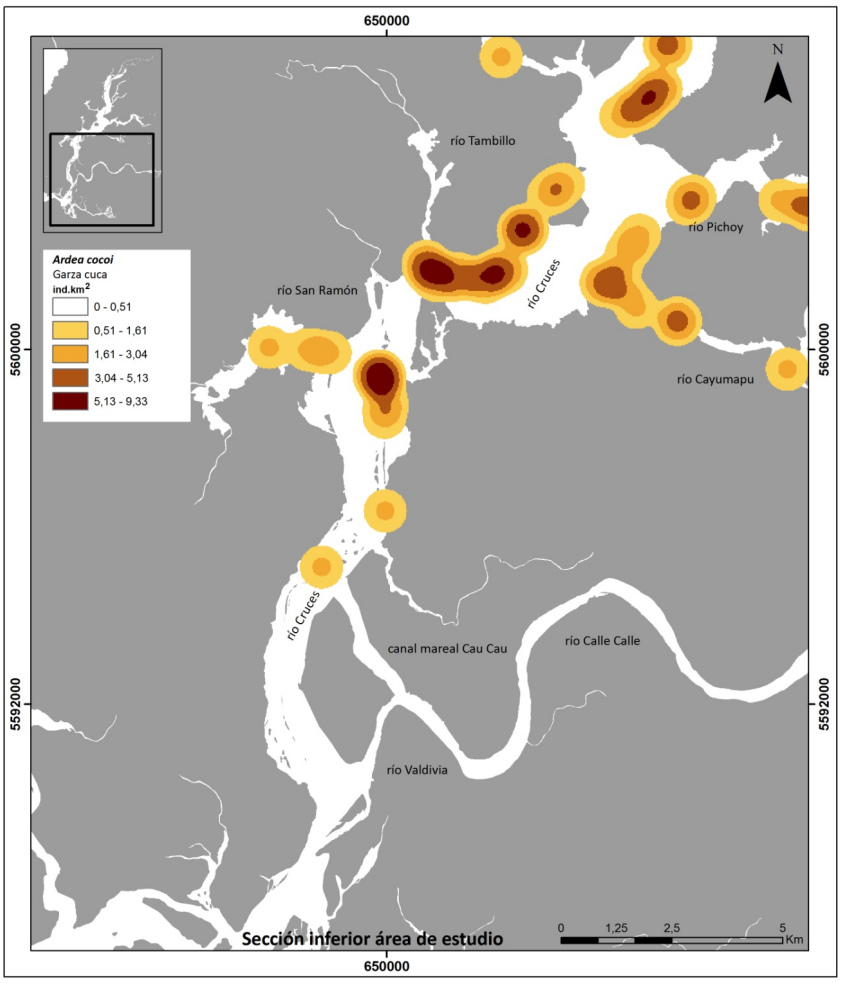


Figura 4.2.7.1.26. Presencia de *Ardea cocoi* (Garza cuca) en las riberas de la sección inferior del área de estudio durante noviembre 2015.

***Ardea alba* / Garza blanca grande**

Durante la campaña de septiembre 2015, la distribución espacial de la Garza blanca grande (*Ardea alba*) estuvo básicamente restringida a la parte media y desembocadura del río Pichoy (Fig. 4.2.7.1.27 y 4.2.7.1.28).

Durante la campaña de noviembre 2015, esta especie estuvo ampliamente distribuida en el área de estudio; los focos de mayor abundancia estuvieron localizados primariamente en ríos tributarios del HRC (*i.e.* ríos San José, Cudico, Santa María, Pichoy y Cayumapu) (Fig. 4.2.7.1.29 y 4.2.7.1.30).

Durante la campaña realizada como parte del Programa de Diagnóstico Ambiental del HRC (enero 2015), se detectó un foco de mayor abundancia poblacional de esta garza en el sector de Santa María; valores altos pero menores que el anterior, ocurrieron en gran parte de los ríos tributarios del HRC.

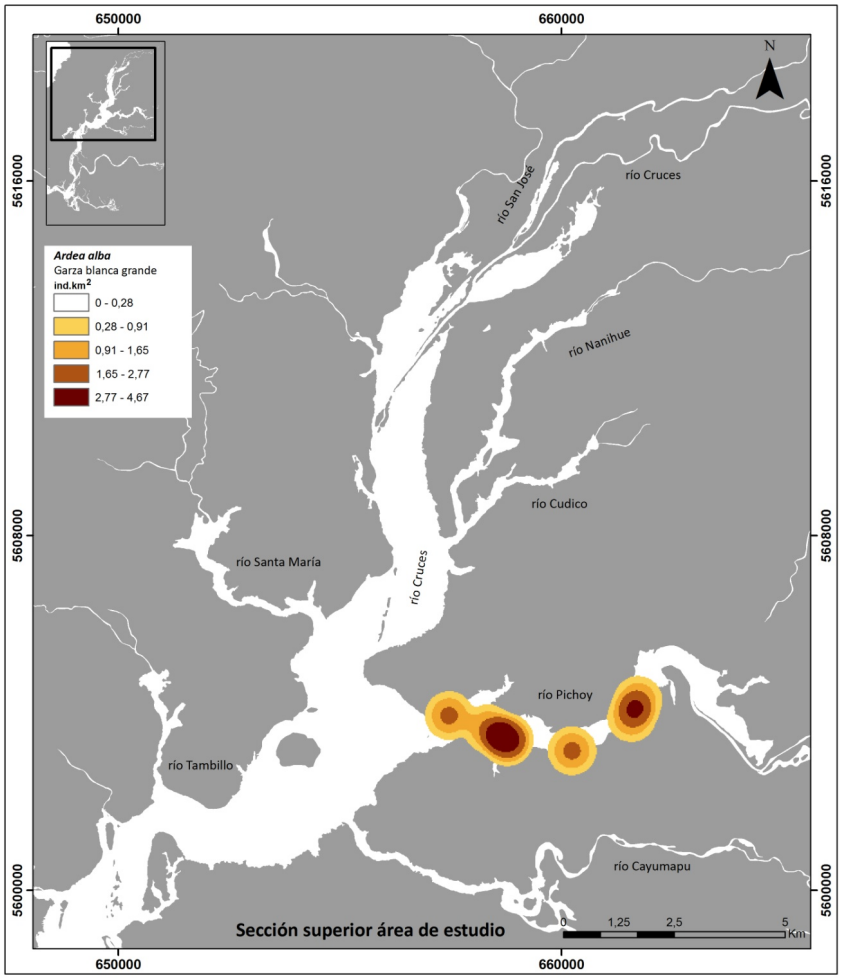


Figura 4.2.7.1.27. Presencia de *Ardea alba* (Garza blanca grande) en las riberas de la sección superior del área de estudio durante septiembre 2015.

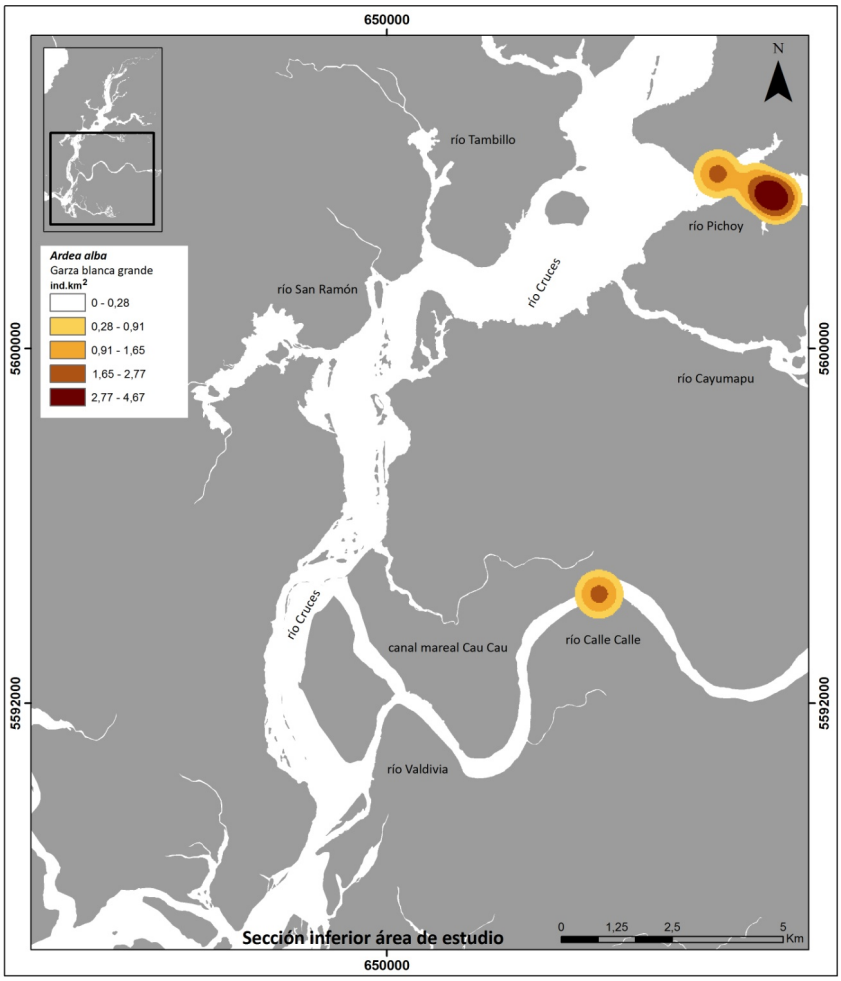


Figura 4.2.7.1.28. Presencia de *Ardea alba* (Garza blanca grande) en las riberas de la sección inferior del área de estudio durante septiembre 2015.

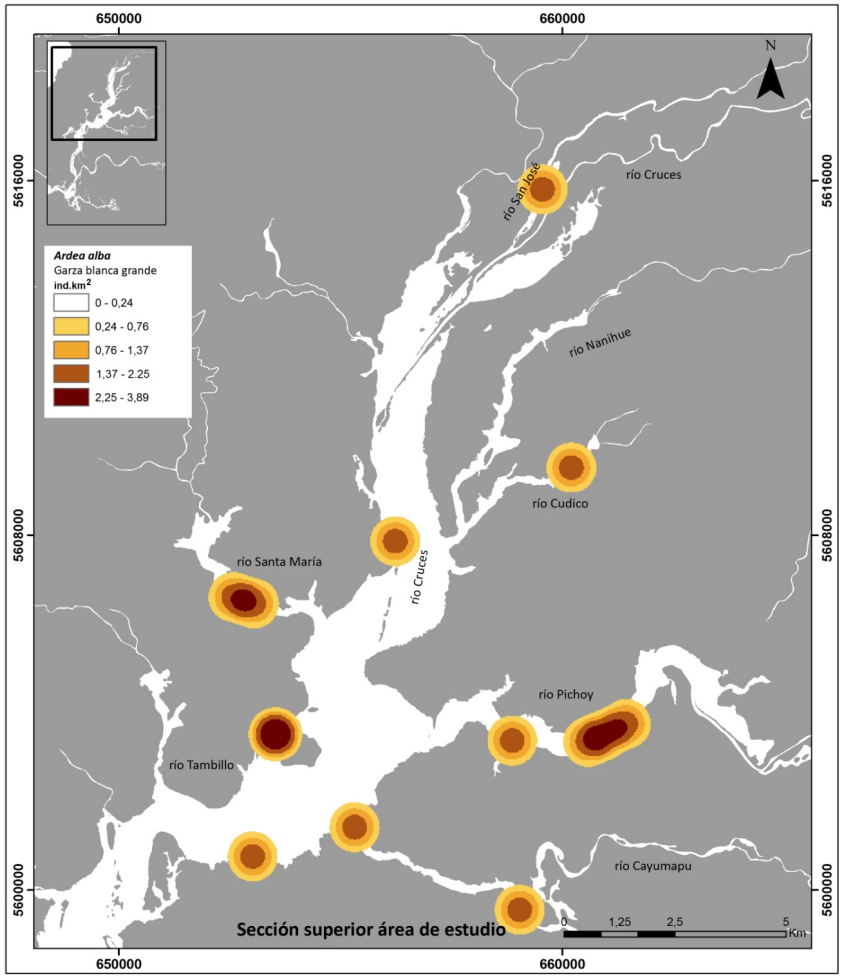


Figura 4.2.7.1.29. Presencia de *Ardea alba* (Garza blanca grande) en las riberas de la sección superior del área de estudio durante noviembre 2015.

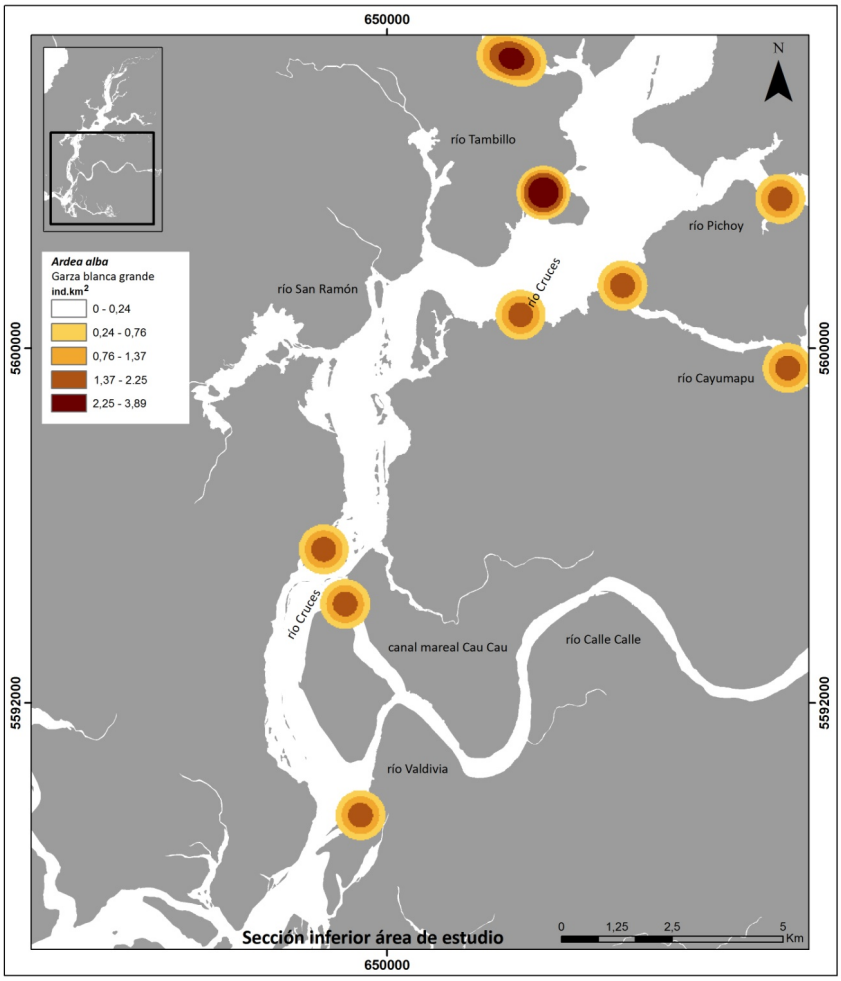


Figura 4.2.7.1.30. Presencia de *Ardea alba* (Garza blanca grande) en las riberas de la sección inferior del área de estudio durante noviembre 2015.

***Egretta thula* / Garza blanca chica**

Durante la campaña de septiembre 2015, la Garza blanca chica (*Egretta thula*) estuvo restringida a la parte media y desembocadura del río Pichoy (punto focal de mayor abundancia) y desembocadura del río Cayumapu (Fig. 4.2.7.1.31 y 4.2.7.1.32).

Durante la campaña de noviembre 2015, *E. thula* fue observada básicamente en ríos tributarios del HRC; nuevamente las mayores abundancias se detectaron en el río Pichoy (Fig. 4.2.7.1.33 y 4.2.7.1.34).

Durante enero 2015 (Programa de Diagnóstico Ambiental del HRC), esta especie ocurrió primariamente en ríos tributarios como el San José, Nanihue, Cudico, Pichoy y Cayumapu, áreas donde presentó en general sus mayores abundancias poblacionales.

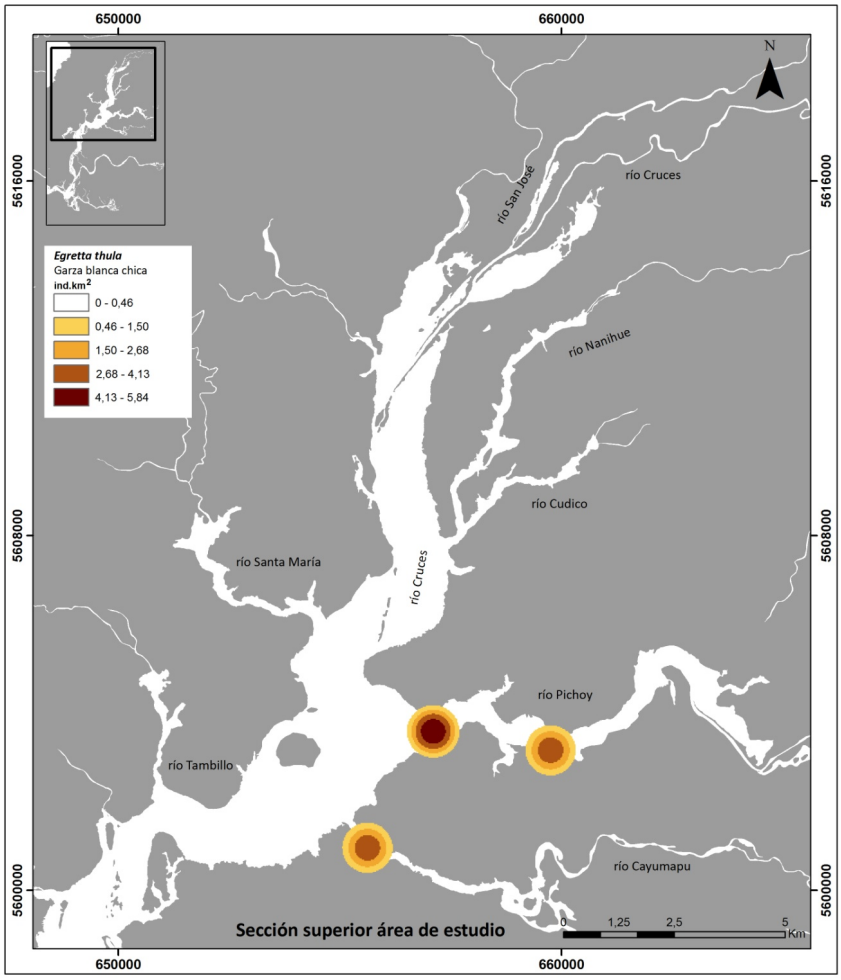


Figura 4.2.7.1.31. Presencia de *Egretta thula* (Garza blanca chica) en las riberas de la sección superior del área de estudio durante septiembre 2015.

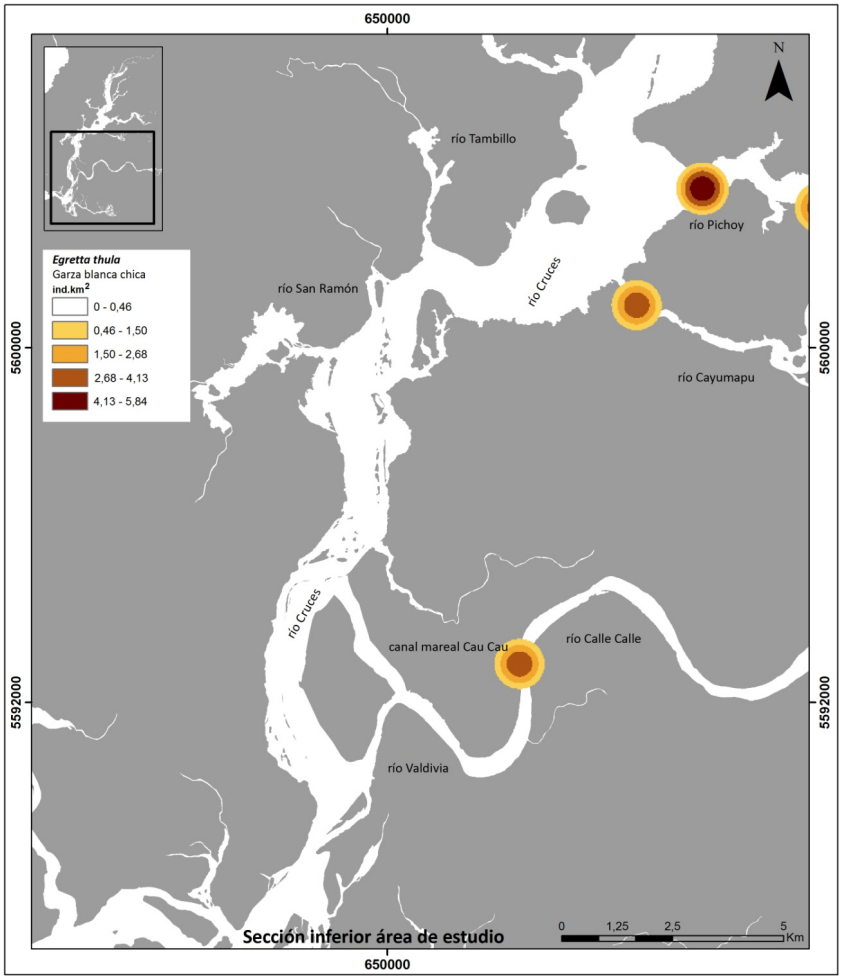


Figura 4.2.7.1.32. Presencia de *Egretta thula* (Garza blanca chica) en las riberas de la sección inferior del área de estudio durante septiembre 2015.

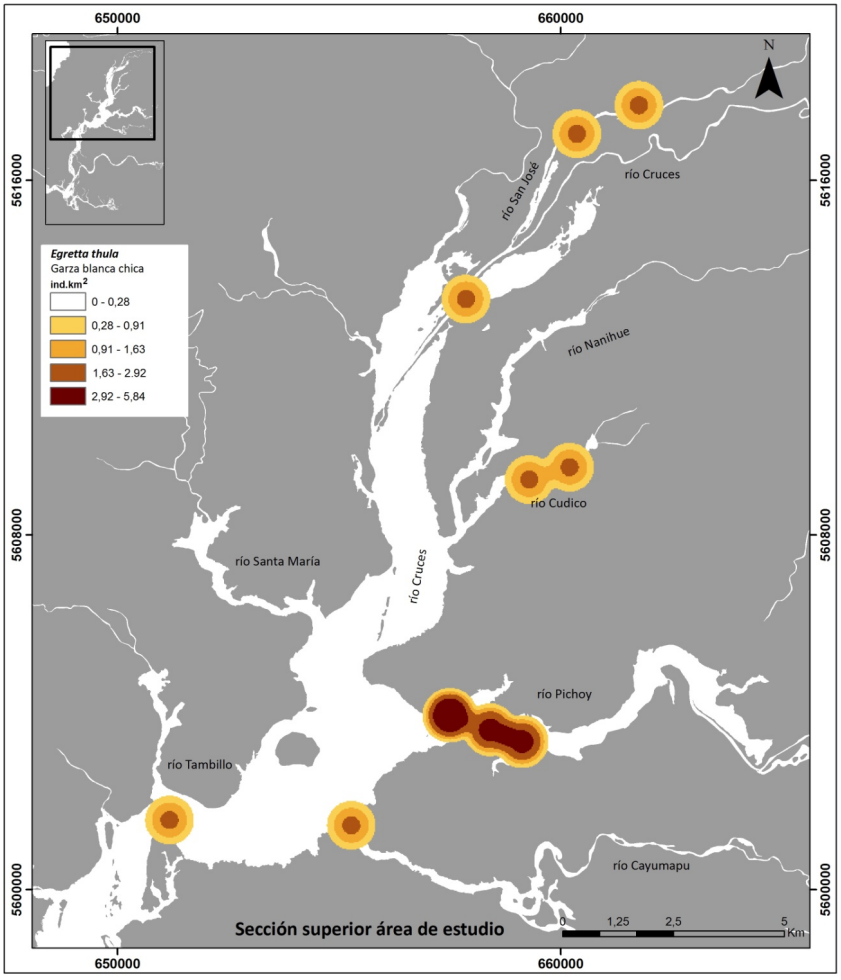


Figura 4.2.7.1.33. Presencia de *Egretta thula* (Garza blanca chica) en las riberas de la sección superior del área de estudio durante noviembre 2015.

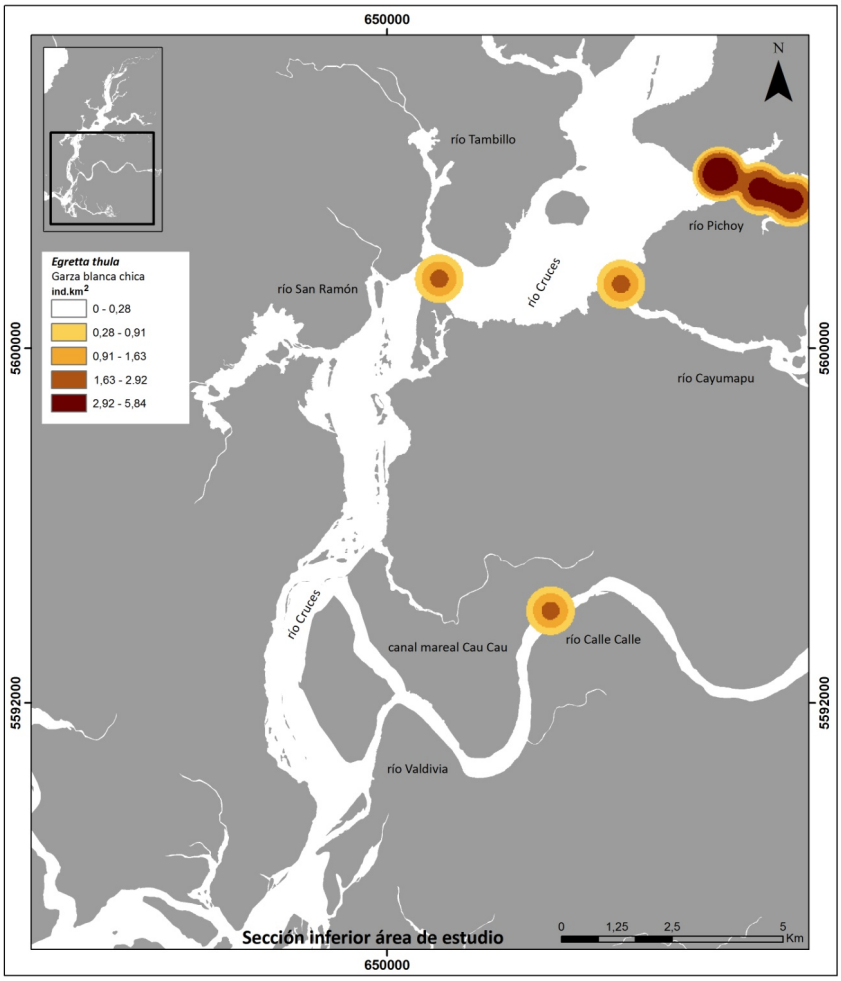


Figura 4.2.7.1.34. Presencia de *Egretta thula* (Garza blanca chica) en las riberas de la sección inferior del área de estudio durante noviembre 2015.

4.2.7.1.5. Conclusiones

• En términos generales, los valores de riqueza de especies y abundancia total de la avifauna durante el primer año del Programa de Monitoreo del HRC, fueron mayores en aquellos sectores localizados en el eje central del río Cruces y en los ríos tributarios localizados en la vertiente occidental del mismo. Esto es similar a lo observado durante el Programa de Diagnóstico Ambiental del HRC.

• Durante el Programa de Diagnóstico Ambiental del HRC, se detectó que las abundancias de cisnes y taguas comenzaron a ser significativamente más altas (en comparación a los años *post* 2004), a partir del año 2012. Durante el primer año del Programa de Monitoreo, se detectó que las abundancias de cisnes de cuello negro siguen al alza. Sin embargo, durante el año 2015 la Tagua tuvo abundancias poblacionales significativamente más bajas que las estimadas para los años 2013 y 2014.

• Las abundancias de la Taguita, no se han recuperado desde los cambios ambientales del año 2004.

• Las abundancias poblacionales de la Garza cuca, Garza blanca grande y Garza blanca chica, tienden a mantenerse relativamente constantes y en rangos de variabilidad, probablemente relacionados a estacionalidad.

• En general, los datos puntuales obtenidos por la CONAF muestran que las abundancias poblacionales más altas del Cisne de cuello negro y Taguas durante los últimos años, se han detectado en los sectores del eje central del río Cruces y ríos de la vertiente occidental. Básicamente y para esos años, no se han detectado taguas en la vertiente oriental del HRC (ríos Nanihue, Cudico, Pichoy y Cayumapu).

• Los mismos datos puntuales de la CONAF, muestran que en general las garzas también tuvieron sus mayores abundancias en el eje central del río Cruces y ríos de la vertiente occidental del HRC.

• Los resultados de censos realizados a lo largo de todas las riberas del área de estudio (*i.e*. muestreos continuos y no puntuales en el espacio), muestran que básicamente el Cisne de cuello negro y la Garza cuca ocurren en el eje central del HRC y sus ríos tributarios, la Tagua primariamente en ese eje, a la vez que la Garza blanca grande y la Garza blanca chica lo hacen primariamente en ríos tributarios de la vertiente oriental del HRC.

4.2.7.2. Condición corporal y adecuación biológica de la avifauna de las riberas

4.2.7.2.1. Antecedentes

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: aguas libres, áreas pantanosas, zonas de vegetación palustre y bosque fluvial asociado. El humedal del río Cruces y sus ríos tributarios es 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. Este déficit de conocimiento básico representa un impedimento esencial para poder evaluar los efectos temporales de cualquier cambio estructural, ambiental y/o de usos del suelo sobre las comunidades de aves que habitan en humedal.

Para comenzar a paliar esa falta de información, se ha comenzado con un monitoreo sistemático de la avifauna asociada a las riberas del humedal, enfocado en el estudio de: i) parámetros reproductivos (especie modelo: Garza cuca *Ardea cocoi*), ii) densidad de aves y cambios poblacionales (especie modelo: Becasina *Gallinago paraguaiae*), y iii) condición corporal individual de las aves ribereñas, utilizando concentraciones de triglicéridos, gricerol y B-OH butirato en el plasma (Lyons *et al.,* 2008), y supervivencia aparente (especies modelo: Siete colores *Tachuris rubigastra*, Fío-fío *Elaenia albiceps*, Chirihue *Sicalis luteola*), que serán utilizados como indicadores de calidad del hábitat del humedal del río Cruces. Además, se utilizará el índice de Shannon-Wiener (H') para estimar la heterogeneidad temporal (estacional) de la comunidad de aves, calculado en base al número de individuos adultos de las diferentes especies capturadas utilizando una metodología de esfuerzo constante.

4.2.7.2.2. Objetivos

• Obtener información básica de referencia sobre las comunidades de aves principalmente asociadas a las riberas del humedal, para poder evaluar eventuales cambios estructurales y/o funcionales en el área.

• Desarrollar e implementar un sistema de índices y rangos de variación, para la valoración de potenciales cambios estructurales y/o funcionales en el humedal, en relación con diferentes grupos de aves de los ambientes predefinidos.

4.2.7.2.3. Materiales y métodos

Se han aplicado tres metodologías para obtener información básica de referencia de los diferentes grupos taxonómicos que componen la comunidad de aves acuáticas *sensu lato*, aves palustres y aves forestales asociadas a las riberas del humedal. La información biológica se analizará controlando la variabilidad estacional e interanual de diferentes parámetros físico-químicos, básicamente, asociados a la calidad del agua del humedal en cada una de las zonas y sectores seleccionados para este estudio.

Las especies objetivo a utilizar para cada contraste 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. Las especies que aparecen con mayor frecuencia y abundancia en las capturas, serán utilizadas como especies modelo para garantizar una potencia suficiente de los análisis estadísticos que se realicen *a posteriori*.

• **Bosque fluvial (Hualve):** monitoreo reproductivo de Garza cuca (*Ardea cocoi*). Se realizaron prospecciones en dos colonias reproductivas, identificando y marcando nidos activos y registrando sus contenidos mediante el uso de una cámara Go-pro, en dos de ellas (Fig. 4.2.7.2.1).

• **Praderas inundadas**: para este tipo de hábitat se realiza un recorrido mensual a pie por el área seleccionada (selección basada en la disponibilidad del hábitat en el área de

estudio). Se ha diseñado un sistema de transectos lineales que cubren la superficie del área monitoreada (Fig. 4.2.7.2.1), con transectos paralelos separados por treinta metros entre sí, para asegurar la detección de los individuos presentes. El método utilizado es el denominado **Itinerario de Intercepción** (Tellería, 1986): a lo largo de un transecto lineal de una longitud predeterminada (L) se estima la distancia (r) a la que un individuo objeto de muestreo (en este caso, becasinas *Gallinago* spp.), abandona su posición estática debido al paso del observador. Medida para cada animal i, esta distancia de huida o distancia de detección (ri) permite estimar la densidad (D) (ver Tellería, 1986).

• **Zonas de vegetación palustre (pajonales):** se están realizando capturas mensuales sistematizadas (esfuerzo constante) con redes de niebla en dos áreas seleccionadas como zonas testigo: sector Fundo Teja Norte, cercano a la confluencia del canal mareal Cau Cau y río Cruces y sector Santa María (Fig. 4.2.7.2.1). Ambas zonas están constituidas por pajonales y/o hábitats de etapa emergida formada principalmente por pantano de cortadera (*Cyperetum eragrostidae*) (San Martín *et al.,* 1993).

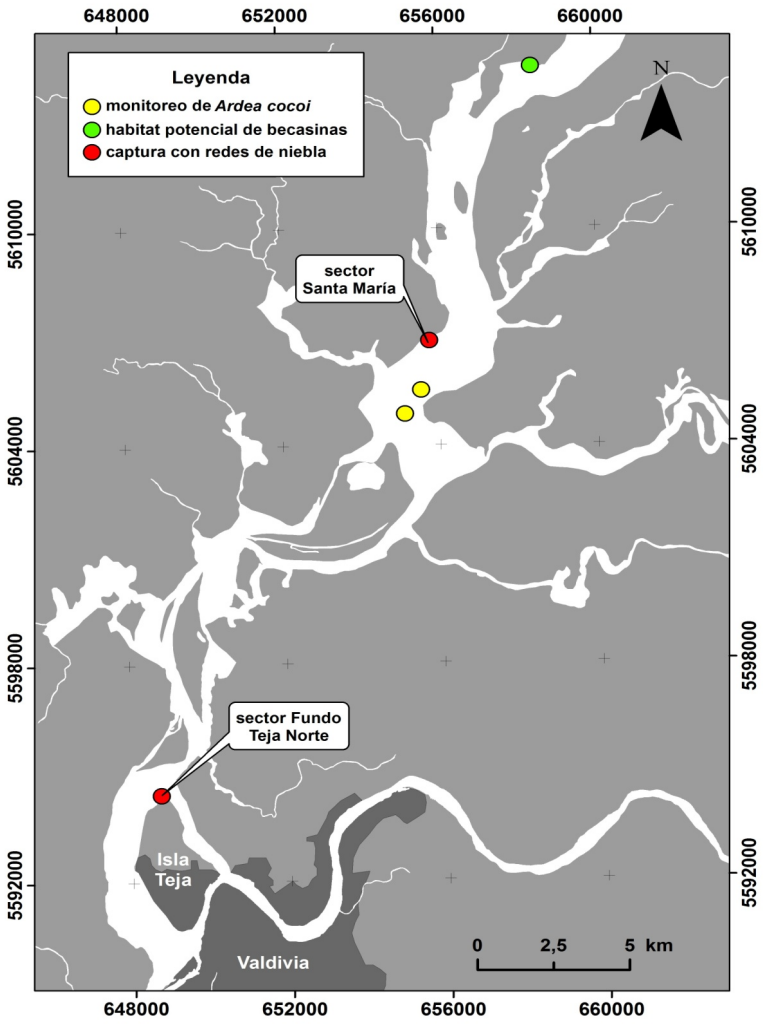


Figura 4.2.7.2.1. Ubicación de los sitios de muestreo seleccionados para el monitoreo de la avifauna asociada principalmente a las riberas. Los puntos rojos indican las áreas de captura de aves canoras (Orden Passeriformes) con redes de niebla; los puntos amarillos indican la localización de las colonias de Garza cuca (*Ardea cocoi*) y el punto verde el área de praderas inundadas seleccionadas para el estudio de las becasinas (*Gallinago* spp.).

Todos los individuos capturados han sido marcados mediante anillos metálicos (Res. Exenta SAG 8632/2015), registradas sus medidas biométricas y se ha extraído una muestra (alícuota) de sangre de las especies modelo. Con esta información, se calcularán *a posteriori* las siguientes variables: condición corporal (concentración de metabolitos plasmáticos: β-OH Butirato y Triglicéridos) (*e.g.,* Lyons *et al.,* 2008); abundancia específica relativa (nº capturas·jornada^{-1}); estimación de la supervivencia adulta aparente (Ø = método de captura-marcaje-recaptura (Thomson *et al.,* 2009).

4.2.7.2.4. Resultados

Mediante la instalación de redes de niebla (12 paños de 9 metros cada uno = 108 m) desplegadas durante 5 horas consecutivas (esfuerzo constante) se han realizado los dos primeros muestreos en las áreas seleccionadas (Teja Norte y Santa María). Hasta la fecha se ha capturado un total de 89 aves pertenecientes a nueve especies (Tabla 4.2.7.2.1): Siete colores (N=26), Chirihue (N=18), Cachudito (*Anairetes parulus*) (N=15), Fío-fío (N=14), Chercán de las Vegas (*Cistothorus platensis*) (N=5), Picaflor chico (*Sephanoides sephanoides*) (N=4), Run-run (*Hymenops perspicillata*) (N=3), Trabajador (*Phleocryptes melanops*) (N=3), y Trile (*Agelasticus thilius*) (N=1).

Tabla 4.2.7.2.1. Capturas totales obtenidas durante los dos primeros muestreos (ver texto para detalles específicos).

especies		zonas		
nombre científico	**nombre común**	**Teja Norte**	**Santa María**	**Total**
Trachuris rubrigastra	Siete colores	11	14	26
Sicalis luteola	Chirihue	0	18	18
Anairetes parulus	Cachudito	10	5	15
Elaenia albiceps	Fío Fío	5	9	14
Cistothorus platensis	Chercán de las Vegas	3	2	5
Sephanoides sephanoides	Picaflor chico	0	4	4
Hymenops perspicillata	Run-run	1	2	3
Phleocryptes melanops	Trabajador	3	0	3
Agelasticus thilius	Trile	0	1	1

Las especies capturadas incluyen dos migrantes (*E. albiceps* y *H. perspicillata*) así como otras que disminuyen en número durante el invierno y que se requiere conocer más sobre sus movimientos anuales (*e.g., S. luteola*). Cada individuo ha sido marcado con un anillo metálico oficial entregado por el Servicio Agrícola y Ganadero (exceptuando el picaflor chico para el que no hay anillos *ad hoc* disponibles). A los ejemplares de las especies modelo se les tomó una muestra de sangre de la vena braquial que fue luego centrifugada durante 10 minutos a 10.000 rpm para separar el plasma de las células.

Tanto para las zonas de praderas inundadas como de bosques fluviales (hualves), se siguen afinando y estandarizando las metodologías a partir de las observaciones de la distancia de reacción de las becasinas, en el primer caso, y de las características de las colonias y disposición de los nidos, en el segundo. En el próximo muestreo se utilizará un dron a modo de prueba para evaluar su utilidad en el estudio de las colonias de Garza cuca en próximas temporadas. De cualquier modo, durante los dos primeros muestreos se han levantado un total de 9 ejemplares de *G. paraguaie* durante los itinerarios de intercepción,

y se ha registrado el contenido de 7 nidos de *A. cocoi*, en diferentes etapas de la reproducción.

4.2.7.2.5. Conclusiones

• Tras los dos primeros muestreos realizados se considera que la metodología aplicada para el estudio de la condición corporal y la adecuación biológica de las aves canoras (Orden Passeriformes) asociadas a las riberas, esto es, capturas con métodos pasivos mediante esfuerzo constante, es adecuada para el objetivo planteado a medio plazo.

• En el mismo sentido, la metodología planteada *a priori* para localizar y evaluar densidades y cambios poblacionales de becasinas (*Gallinago* spp.) en zonas de praderas inundadas, se considera adecuada dado que se ha mostrado útil para detectar las especies modelo.

• Sin embargo, aún se está evaluando la idoneidad de aplicar diferentes aproximaciones metodológicas para poder estudiar adecuadamente el éxito reproductivo de las colonias de garza cuca (*Ardea cocoi*) a medio plazo.

4.2.7.2.6. Referencias

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.

Lyons, J.E., J.A. Collazo, G.G. Guglielmo. 2008. Plasma metabolites and migration physiology of semipalmated sandpipers: refueling performance at five latitudes. Oecologia 155: 417-427.

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.

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.

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.

4.2.7.3. Elementos y compuestos químicos en Garza blanca grande (*Ardea alba*)

4.2.7.3.1. Antecedentes

Se define bioacumulación, como el proceso de acumulación de elementos o compuestos químicos en organismos vivos, y en concentraciones más altas a la que estos ocurren en el medio natural al que están expuestos o en los alimentos que los mismos consumen. En otras palabras, la bioacumulación ocurre cuando el secuestro de elementos o compuestos químicos por parte de un organismo es mayor que la degradación o pérdida de los mismos por catabolismo o excreción. Para el caso de un depredador, la bioacumulación puede ocurrir por ingesta de sus presas que han estado expuestas al medio natural, donde tales elementos o compuestos químicos están presentes.

Durante el Programa de Diagnóstico Ambiental del humedal del río Cruces, se capturaron cuatro ejemplares de Garza blanca grande (*Ardea alba*), para estudios de concentraciones de metales pesados y compuestos orgánicos persistentes en sus tejidos corporales. Entre los hallazgos de esos análisis, destaca la presencia de Dioxinas (entre estas la 2378-TCDD y la 12378-PCDD) y Furanos, situación que llevó a incluir dentro del Programa de Monitoreo Ambiental del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios, estudios anuales de metales pesados y compuestos orgánicos persistentes en la Garza blanca grande. Consecuentemente, en este Capítulo (4.2.7.3) se exponen los resultados de tales estudios y

se comparan con los resultados del Programa de Diagnóstico Ambiental, en cuanto a tales elementos y compuestos se refiere.

4.2.7.3.2. Objetivos

- Analizar las concentraciones de metales pesados (Hierro, Aluminio, Manganeso, Cobre, Zinc, Plomo, Cadmio, Arsénico y Mercurio) en tejidos musculares y hepáticos de la Garza blanca grande, durante la primavera del año 2015.
- Analizar las concentraciones de Ácidos grasos y Resínicos y AOX en tejidos musculares y hepáticos de la Garza blanca grande.
- Analizar las concentraciones de Dioxinas, Furanos y Equivalentes tóxicos en tejidos musculares de la Garza blanca grande.
- Comparar los datos obtenidos durante la primavera del año 2015 con los obtenidos como parte del Programa de Diagnóstico Ambiental del HRC y sus ríos tributarios.

4.2.7.3.3. Material y métodos

Para el análisis de elementos y compuestos químicos, se tomaron muestras de hígado y músculo de cuatro especímenes de Garza blanca grande (*Ardea alba*) en diferentes puntos del humedal. La Tabla 4.2.7.3.1 muestra las fechas y sectores de captura de garzas en el humedal del río Cruces y sus ríos tributarios.

Tabla 4.2.7.3.1. Fechas y sectores de captura de especímenes Garza blanca grande (*Ardea alba*) para estudios de concentraciones de elementos y compuestos químicos en sus tejidos corporales. Los

sectores se han ordenado de norte a sur. Valores en paréntesis corresponden a número de ejemplares por sector.

sectores de captura garzas	verano 2015	primavera 2015
eje central del río Cruces (sector estuarial)		
sector Santa María		10 - nov – 2015 (1)
sector Santa Clara	19 - feb – 2015 (1)	10 - nov – 2015 (1)
sector Tres Bocas	21 - feb – 2015 (1)	11 - nov – 2015 (1)
sector Punucapa	22 - feb – 2015 (2)	
ríos tributarios del río Cruces (sector estuarial)		
sector río Pichoy		18 - nov – 2015 (1)

Los especímenes recolectados y/o cazados fueron sometidos a necropsia para obtener los tejidos a analizar. Esos tejidos fueron lavados con abundante agua desionizada, sonicados para eliminar los restos de sedimento que pudieran haber quedado adheridos y luego secados por liofilización para finalmente ser pulverizados. Las muestras así preparadas para análisis de metales pesados (*i.e.,* Hierro, Aluminio, Manganeso, Cobre, Zinc, Plomo, Cadmio, Arsénico y Mercurio) se atacaron mediante una digestión ácida en microondas y posteriormente se analizaron por Espectroscopía de Absorción Atómica de Llama. Debido a su baja concentración en esta matriz, el Plomo se analizó por ICP-MS y/o Espectroscopía de Absorción Atómica con horno de grafito.

Las muestras para análisis de AOX y EOX se analizaron mediante titulación microcoulombimétrica (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 fueron analizadas en el laboratorio Marschwood Scientific Service en Inglaterra, mediante Cromatografía Gaseosa de Alta

Resolución-Espectrometría de Masa de Alta Resolución (HRGC-HRMS), de acuerdo al método EPA 1613.

Las concentraciones de metales pesados, AOX, Dioxinas, Furanos y Equivalentes tóxicos en los tejidos de las garzas estudiadas se comparan con datos de la literatura. Estos últimos son el resultado de una búsqueda bibliográfica sobre concentraciones de tales elementos y compuestos en diferentes aves se realizó como parte del Programa de Diagnóstico del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios.

4.2.7.3.4. Resultados

Metales pesados

Las Tablas 4.2.7.3.2 a 4.2.7.3.10 muestran las concentraciones de Hierro, Aluminio, Manganeso, Cobre, Zinc, Plomo, Cadmio, Arsénico y Mercurio en tejidos hepáticos y musculares de *Ardea alba* (Garza blanca grande), recolectados durante febrero y noviembre 2015.

En general, la concentración de los metales evaluados fue mayor en tejidos hepáticos que en musculares (ver Fig. 4.2.7.3.1 y 4.2.7.3.2). No se detectó Aluminio y Arsénico en ninguno de los tejidos analizados (Tablas 4.2.7.3.3 y 4.2.7.3.9, respectivamente), a la vez que el Manganeso no fue detectado en tejidos musculares (Tabla 4.2.7.3.4) en ambas campañas. El Cadmio solo se detectó en los tejidos hepáticos analizados durante febrero 2015 (Tabla 4.2.7.3.8).

La Tabla 4.2.7.3.11 muestra que en general no se detectaron diferencias significativas ($p>0,05$), al comparar las concentraciones promedio de metales pesados entre ambas campañas. La excepción la constituye el Mercurio, cuyas concentraciones en tejidos

hepáticos y musculares fueron significativamente más altas (p<0,05), durante noviembre 2015 (Tabla 4.2.7.3.10).

Tabla 4.2.7.3.2. Concentraciones de Hierro en tejidos hepáticos y musculares de *Ardea alba*, recolectados durante febrero y noviembre del año 2015. Los valores en paréntesis son desviaciones estándar (dos lecturas para cada garza).

campaña	sectores de captura	Hierro (µg g^{-1})	
		hígado	músculo
febrero 2015	Santa Clara (eje central del río Cruces)	1.343,9	291,9 (3,5)
	Tres Bocas (eje central del río Cruces)	2.283,8	333,7 (3,3)
	Punucapa (eje central del río Cruces)	1.674,6	253,4 (23,7)
	Punucapa (eje central del río Cruces)	622,5	209,3 (0,9)
	promedio total	1.481,4 (692,4)	272,1 (53,2)
noviembre 2015	Santa María (eje central del río Cruces)	1.498,0 (59,9)	267,3 (8,9)
	Santa Clara (eje central del río Cruces)	614,8 (8,3)	224,7 (0,9)
	Tres Bocas (eje central del río Cruces)	2.058,6 (103,5)	214,0 (3,3)
	río Pichoy (río tributario del HRC)	968,9 (11,4)	252,5 (1,7)
	promedio total	1.285,1 (630,6)	239, 6 (24,6)

Tabla 4.2.7.3.3. Resultados de análisis tendientes a evaluar concentraciones de Aluminio en tejidos hepáticos y musculares de *Ardea alba*, recolectados durante febrero y noviembre del año 2015. Los valores en negrilla corresponden al límite de detección del método utilizado.

campaña	sectores de captura	Aluminio (µg g^{-1})	
		hígado	músculo
febrero 2015	Santa Clara (eje central del río Cruces)	**0,3**	**0,3**
	Tres Bocas (eje central del río Cruces)	**0,3**	**0,3**
	Punucapa (eje central del río Cruces)	**0,3**	**0,3**
	Punucapa (eje central del río Cruces)	**0,3**	**0,3**
noviembre 2015	Santa María (eje central del río Cruces)	**0,3**	**0,3**
	Santa Clara (eje central del río Cruces)	**0,3**	**0,3**
	Tres Bocas (eje central del río Cruces)	**0,3**	**0,3**
	río Pichoy (río tributario del HRC)	**0,3**	**0,3**

Tabla 4.2.7.3.4. Concentraciones de Manganeso en tejidos hepáticos y musculares de *Ardea alba*, recolectados durante febrero y noviembre del año 2015. Los valores en negrilla indicados para los tejidos musculares, corresponden al límite de detección del método utilizado. Los valores en paréntesis son desviaciones estándar (dos lecturas para cada garza).

campaña	sectores de captura	Manganeso (µg g^{-1})	
		hígado	**músculo**
febrero 2015	Santa Clara (eje central del río Cruces)	17,6	**0,1**
	Tres Bocas (eje central del río Cruces)	11,9	**0,1**
	Punucapa (eje central del río Cruces)	11,0	**0,1**
	Punucapa (eje central del río Cruces)	12,4	**0,1**
	promedio total	13,2 (3,0)	
noviembre 2015	Santa María (eje central del río Cruces)	13,6 (0,0)	**0,1**
	Santa Clara (eje central del río Cruces)	14,5 (0,6)	**0,1**
	Tres Bocas (eje central del río Cruces)	8,9 (0,6)	**0,1**
	río Pichoy (río tributario del HRC)	10,6 (0,2)	**0,1**
	promedio total	11,9 (2,6)	

Tabla 4.2.7.3.5. Concentraciones de Cobre en tejidos hepáticos y musculares de *Ardea alba*, recolectados durante febrero y noviembre del año 2015. Los valores en paréntesis son desviaciones estándar (dos lecturas para cada garza).
.

campaña	sectores de captura	Cobre (μg g^{-1})	
		hígado	**músculo**
febrero 2015	Santa Clara (eje central del río Cruces)	18,82	12,62 (0,1)
	Tres Bocas (eje central del río Cruces)	18,59	14,55 (0,0)
	Punucapa (eje central del río Cruces)	20,20	12,10 (0,2)
	Punucapa (eje central del río Cruces)	52,03	12,18 (0,1)
	promedio total	27,41 (16,4)	12,86 (1,1)
noviembre 2015	Santa María (eje central del río Cruces)	32,69 (0,3)	14,41 (0,3)
	Santa Clara (eje central del río Cruces)	28,44 (1,0)	13,67 (0,3)
	Tres Bocas (eje central del río Cruces)	22,53 (0,1)	11,48 (0,2)
	río Pichoy (río tributario del HRC)	21,20 (0,2)	16,49 (0,1)
	promedio total	26,22 (5,3)	14,01 (2,1)

Tabla 4.2.7.3.6. Concentraciones de Zinc en tejidos hepáticos y musculares de *Ardea alba*, recolectados durante febrero y noviembre del año 2015. Los valores en paréntesis son desviaciones estándar (dos lecturas para cada garza).

campaña	sectores de captura	Zinc (µg g^{-1})	
		hígado	músculo
febrero 2015	Santa Clara (eje central del río Cruces)	91,84	52,57 (0,2)
	Tres Bocas (eje central del río Cruces)	104,10	69,89 (0,2)
	Punucapa (eje central del río Cruces)	91,34	80,63 (1,3)
	Punucapa (eje central del río Cruces)	153,00	87,49 (0,0)
	promedio total	110,07 (29,2)	72,65 (15,2)
noviembre 2015	Santa María (eje central del río Cruces)	125,55 (0,2)	91,47 (0,4)
	Santa Clara (eje central del río Cruces)	89,09 (1,4)	77,50 (1,3)
	Tres Bocas (eje central del río Cruces)	80,86 (3,8)	69,91 (0,7)
	río Pichoy (río tributario del HRC)	90,65 (1,4)	92,33 (1,6)
	promedio total	96,54 (19,8)	82,80 (11,0)

Tabla 4.2.7.3.7. Concentraciones de Plomo en tejidos hepáticos y musculares de *Ardea alba*, recolectados durante febrero y noviembre del año 2015. Los valores en paréntesis son desviaciones estándar (dos lecturas para cada garza).

campaña	sectores de captura	Plomo (µg g^{-1})	
		hígado	músculo
febrero 2015	Santa Clara (eje central del río Cruces)	0,03	0,08 (0,0)
	Tres Bocas (eje central del río Cruces)	0,02	0,05 (0,0)
	Punucapa (eje central del río Cruces)	0,02	0,02 (0,0)
	Punucapa (eje central del río Cruces)	0,34	0,02 (0,0)
	promedio total	0,10 (0,2)	0,04 (0,0)
noviembre 2015	Santa María (eje central del río Cruces)	0,06 (0,0)	0,05 (0,0)
	Santa Clara (eje central del río Cruces)	0,05 (0,0)	0,16 (0,1)
	Tres Bocas (eje central del río Cruces)	0,05 (0,0)	0,06 (0,0)
	río Pichoy (río tributario del HRC)	0,05 (0,0)	0,04 (0,0)
	promedio total	0,05 (0,0)	0,08 (0,1)

Tabla 4.2.7.3.8. Concentraciones de Cadmio en tejidos hepáticos y musculares de *Ardea alba*, recolectados durante febrero y noviembre del año 2015. Los valores en negrilla corresponden al límite de detección del método utilizado.

campaña	sectores de captura	Cadmio (µg g^{-1})	
		hígado	**músculo**
febrero 2015	Santa Clara (eje central del río Cruces)	0,31	**0,01**
	Tres Bocas (eje central del río Cruces)	0,24	**0,01**
	Punucapa (eje central del río Cruces)	0,20	**0,01**
	Punucapa (eje central del río Cruces)	**0,01**	**0,01**
	promedio total	0,19 (0,1)	
noviembre 2015	Santa María (eje central del río Cruces)	**0,01**	**0,01**
	Santa Clara (eje central del río Cruces)	**0,01**	**0,01**
	Tres Bocas (eje central del río Cruces)	**0,01**	**0,01**
	río Pichoy (río tributario del HRC)	**0,01**	**0,01**

Tabla 4.2.7.3.9. Resultados de análisis tendientes a evaluar concentraciones de Arsénico en tejidos hepáticos y musculares de *Ardea alba*, recolectados durante febrero y noviembre del año 2015. Los valores en negrilla corresponden al límite de detección del método utilizado.

campaña	sectores de captura	Arsénico (µg g^{-1})	
		hígado	músculo
febrero 2015	Santa Clara (eje central del río Cruces)	**0,001**	**0,001**
	Tres Bocas (eje central del río Cruces)	**0,001**	**0,001**
	Punucapa (eje central del río Cruces)	**0,001**	**0,001**
		0,001	**0,001**
noviembre 2015	Santa María (eje central del río Cruces)	**0,001**	**0,001**
	Santa Clara (eje central del río Cruces)	**0,001**	**0,001**
	Tres Bocas (eje central del río Cruces)	**0,001**	**0,001**
	río Pichoy (río tributario del HRC)	**0,001**	**0,001**

Tabla 4.2.7.3.10. Concentraciones de Mercurio en tejidos hepáticos y musculares de *Ardea alba*, recolectados durante febrero y noviembre del año 2015. Los valores en paréntesis son desviaciones estándar (dos lecturas para cada garza).

campaña	sectores de captura	Mercurio (µg g^{-1})	
		hígado	**músculo**
febrero 2015	Santa Clara (eje central del río Cruces)	0,69	0,82 (0,0)
	Tres Bocas (eje central del río Cruces)	1,46	1,03 (0,0)
	Punucapa (eje central del río Cruces)	2,10 0,71	1,29 (0,0) 1,35 (0,0)
	promedio total	1,24 (0,7)	1,12 (0,2)
noviembre 2015	Santa María (eje central del río Cruces)	2,79 (0,0)	1,48 (0,0)
	Santa Clara (eje central del río Cruces)	3,44 (0,1)	1,92 (0,2)
	Tres Bocas (eje central del río Cruces)	3,60 (0,0)	1,37 (0,0)
	río Pichoy (río tributario del HRC)	2,38 (0,0)	1,68 (0,0)
	promedio total	3,05 (0,6)	1,61 (0,2)

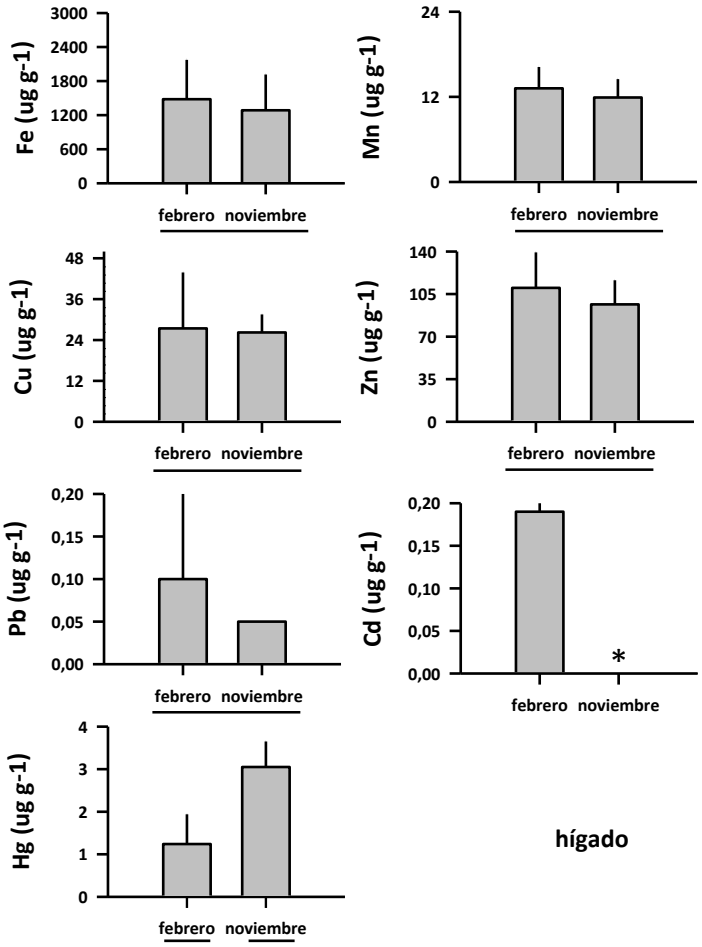


Figura 4.2.7.3.1. Concentraciones de metales pesados en tejidos hepáticos de *Ardea alba*, recolectados durante febrero y noviembre del año 2015. Los valores son promedios con una desviación estándar. * = no detectado; *i.e.* bajo el límite de detección del método utilizado. Barras horizontales inferiores separadas = presencia de diferencias significativas ($p<0,05$); una sola barra horizontal inferior = ausencia de diferencias significativas ($p>0,05$).

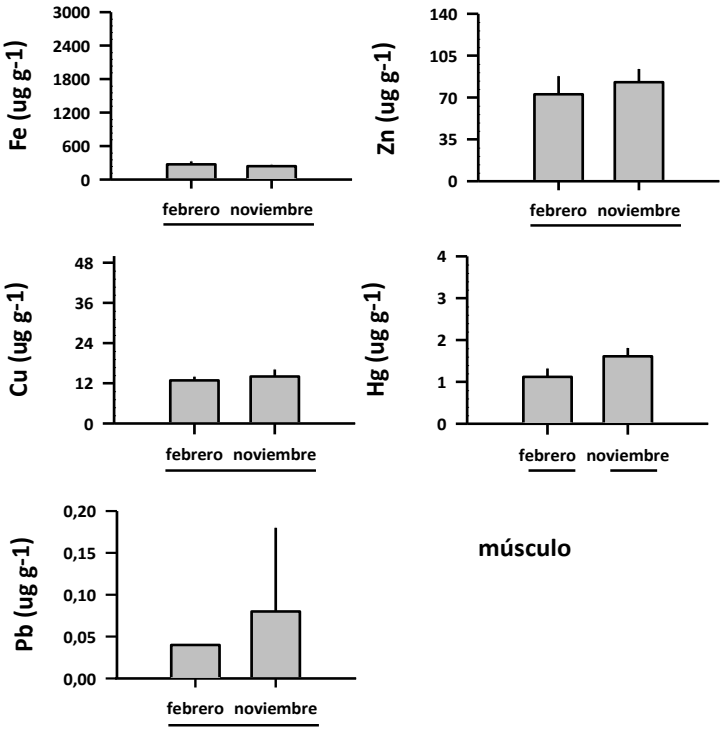


Figura 4.2.7.3.2. Concentraciones de metales pesados en tejidos musculares de *Ardea alba*, recolectados durante febrero y noviembre del año 2015. Los valores son promedios con una desviación estándar. * = no detectado; *i.e.* bajo el límite de detección del método utilizado. Barras horizontales inferiores separadas = presencia de diferencias significativas ($p<0,05$); una sola barra horizontal inferior = ausencia de diferencias significativas ($p>0,05$).

Tabla 4.2.7.3.11. Valores de F (Andeva), H (Kruskall Wallis) y p resultantes de análisis destinados a evaluar eventuales diferencias significativas en las concentraciones de metales pesados en tejidos hepáticos y musculares de garzas entre campañas (febrero y noviembre 2015). Los valores de p en negrilla son significativos (<0,05) para cada prueba. (*) = no cumple homocedasticidad. ND= no detectado.

metales pesados	hígado	músculo
Hierro	F=0,176 ; p=0,690	F=1,230 ; p=0,310
Manganeso	F=0,175 ; p=0,516	ND
Cobre	H=1,333 ; p=0,343*	F=0,444 ; p=0,369
Zinc	H=2,082 ; p=0,200*	F=1,174 ; P=0,320
Plomo	H=1,333 ; p=0,343*	F=1,628 ; p=0,249
Mercurio	F=46,721 ; **p=0,006**	F=8,122 ; **p=0,029**

Ácidos grasos

La Tabla 4.2.7.3.12 y Figura 4.2.7.3.3, muestran que las concentraciones de Ácidos grasos en las garzas estudiadas fueron siempre más altas en tejidos hepáticos: promedios de 2.094,50 y 3.449,75 µg g^{-1} en hígados analizados durante febrero y noviembre 2015, respectivamente, *versus* 1.602,27 y 2.506,48 µg g^{-1} en tejidos musculares estudiados durante esos mismos meses.

Las concentraciones de Ácidos grasos en tejidos hepáticos y musculares fueron significativamente más altas (p<0,05) en las garzas estudiadas durante noviembre del año 2015 (Fig. 4.2.7.3.3).

Tabla 4.2.7.3.12. Concentraciones de Ácidos grasos en tejidos de hígado de especímenes de Garza blanca grande (*Ardea alba*), recolectados durante febrero y noviembre del año 2015. Los valores en paréntesis son desviaciones estándar (dos lecturas para cada garza).

campaña	sectores de captura	Ácidos grasos (μg g^{-1})	
		hígado	músculo
febrero 2015	Santa Clara (eje central del río Cruces)	1.986,00	1.673,53 (25,0)
	Tres Bocas (eje central del río Cruces)	2.123,00	1.362,29 (123,0)
	Punucapa (eje central del río Cruces)	1.870,00 2.399,00	1.373,61 (565,0) 1.999,65 (113,0)
	promedio total	2.094,50 (227,8)	1.602,27 (301,6)
noviembre 2015	Santa María (eje central del río Cruces)	3.084,00	2.386,80 (189,3)
	Santa Clara (eje central del río Cruces)	3.468,70	2.685,58 (39,9)
	Tres Bocas (eje central del río Cruces)	3.522,90	2.482,60 (210,7)
	río Pichoy (río tributario del HRC)	3.723,40	2.470,95 (115,1)
	promedio total	3.449.75 (267,3)	2.506,48 (126,8)

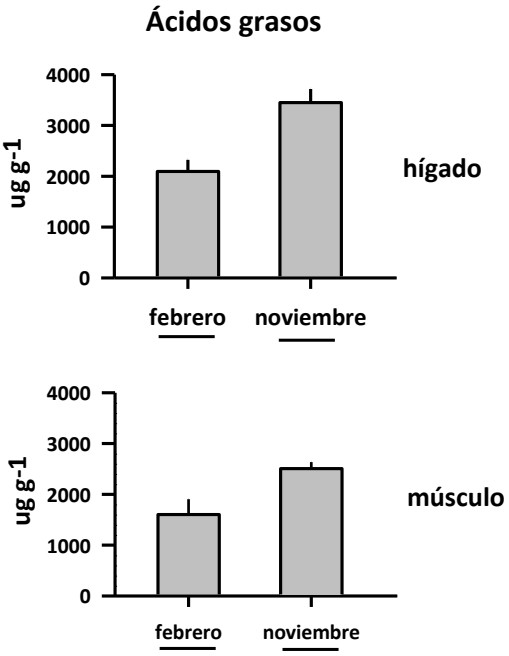


Figura 4.2.7.3.3. Concentraciones de Ácidos grasos en tejidos hepáticos y musculares de *Ardea alba* recolectados durante febrero y noviembre del año 2015. Los valores son promedios con una desviación estándar. Barras horizontales inferiores separadas = presencia de diferencias significativas ($p<0,05$). Resultados de Andeva para tejidos hepáticos: $F = 59,55$, $p = <0,001$; para tejidos musculares: $F = 30,55$, $p = 0,001$.

Ácidos resínicos

La Tabla 4.2.7.3.13 muestra que durante febrero y noviembre del año 2015, no se detectaron Ácidos resínicos en los tejidos de garzas analizados.

Tabla 4.2.6.3.13. Resultados de los análisis llevados a cabo para evaluar concentraciones de Ácidos resínicos en tejidos hepáticos y musculares de *Ardea alba* recolectados durante febrero y noviembre del año 2015. Los valores en negrilla corresponden al límite de detección del método utilizado. SM = sin muestras.

campaña	sectores de captura	Ácidos resínicos (µg g^{-1})	
		hígado	músculo
febrero 2015	Santa Clara (eje central del río Cruces)	**0,01**	**0,01**
	Tres Bocas (eje central del río Cruces)	**0,01**	**0,01**
	Punucapa (eje central del río Cruces)	**0,01**	**0,01**
		0,01	**0,01**
	promedio total		
noviembre 2015	Santa María (eje central del río Cruces)	SM	**0,01**
	Santa Clara (eje central del río Cruces)	SM	**0,01**
	Tres Bocas (eje central del río Cruces)	SM	**0,01**
	río Pichoy (río tributario del HRC)	SM	**0,01**
	promedio total		

AOX

La Tabla 4.2.7.3.14 muestra que las concentraciones de AOX fueron más altas en tejidos hepáticos que en tejidos musculares; hasta 1,7 y 3,7 veces más altas durante febrero y noviembre 2015, respectivamente. Es importante señalar que las concentraciones de AOX en los tejidos hepáticos examinados en las garzas capturadas en noviembre 2015, fueron

1,9 veces más altas que las medidas durante febrero del mismo año; por el contrario, las concentraciones de AOX medidas en tejidos musculares durante noviembre fueron similares a las medidas durante febrero 2015 (*i.e*., 0,9 veces).

Las concentraciones de AOX en los tejidos hepáticos de las garzas analizadas fueron significativamente más altas ($p<0,05$) durante noviembre 2015; las de los tejidos musculares no difirieron significativamente ($p>0,05$) entre campañas (Fig. 4.2.7.3.4).

Tabla 4.2.7.3.14. Concentraciones de AOX en tejidos hepáticos y musculares de *Ardea alba*, recolectados durante febrero y noviembre del año 2015. Los valores en paréntesis son desviaciones estándar (dos lecturas para cada garza).

campaña	sectores de captura	AOX (µg g^{-1})	
		hígado	**músculo**
febrero 2015	Santa Clara (eje central del río Cruces)	26,25	13,51 (3,4)
	Tres Bocas (eje central del río Cruces)	18,56	10,66 (0,8)
	Punucapa (eje central del río Cruces)	26,14 10,65	11,75 (1,1) 12,21 (1,7)
	promedio total	20,40 (7,4)	12,03 (1,2)
noviembre 2015	Santa María (eje central del río Cruces)	35,11 (5,1)	7,04 (0,2)
	Santa Clara (eje central del río Cruces)	32,31 (5,1)	8,87 (2,4)
	Tres Bocas (eje central del río Cruces)	52,60 (0,0)	18,37 (3,9)
	río Pichoy (río tributario del HRC)	32,23 (3,2)	6,71 (1,1)
	promedio total	38,06 (9,8)	10,25 (5,5)

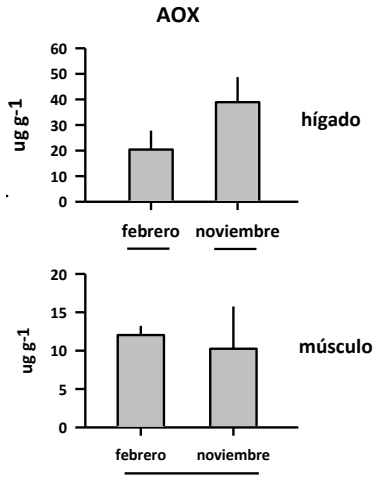


Figura 4.2.7.3.4. Concentraciones de AOX en tejidos hepáticos y musculares de *Ardea alba* recolectados durante febrero y noviembre del año 2015. Los valores son promedios con una desviación estándar. Barras horizontales inferiores separadas = presencia de diferencias significativas ($p<0,05$); una sola barra horizontal inferior = ausencia de diferencias significativas ($p>0,05$). Resultados de Andeva para tejidos hepáticos: $F = 8,27$, $p = 0,028$.

Dioxinas, Furanos y Equivalentes Tóxicos

La Tabla 4.2.7.3.15 muestra que las concentraciones promedio de Dioxinas en tejidos musculares de garzas fueron aproximadamente 4,5 veces más altos en las aves examinadas en noviembre 2015 (Fig. 4.2.7.3.5); sin embargo las diferencias entre febrero y noviembre 2015 no fueron significativas ($p>0,05$) (resultados de Andeva: $F = 4,711$, $p = 0,07$). Tampoco se detectaron diferencias significativas al comparar los valores promedio de Furanos y Equivalentes tóxicos (Tabla 4.2.7.3.15) (resultados de Andeva para Furanos: $F = 0,640$, $p = 0,45$; para Equivalentes tóxicos: $F = 0,046$, $p = 0,85$).

Durante ambas campañas (febrero y noviembre 2015) se detectó en los tejidos musculares analizados, la presencia de las Dioxinas 2,3,7,8-TCDD y 1,2,3,7,8-PCDD (Tabla 4.2.7.3.16 y Fig. 4.2.7.3.6); las concentraciones de las mismas no difirieron significativamente entre campañas (resultados de Andeva para la 2,3,7,8-TCDD: $F = 0,309$, $p = 0,59$; para la 1,2,3,7,8-PCDD : $F = 0,000$, $p = 1,00$) (Fig. 4.2.7.3.5).

Tabla 4.2.7.3.15. Concentraciones de Dioxinas, Furanos y ETQs en tejidos de músculo de especímenes de Garza blanca grande (*Ardea alba*), capturadas durante febrero y noviembre del año 2015. Los valores en paréntesis son desviaciones estándar (dos lecturas para cada garza).

campaña	sectores de captura	Dioxinas (ng g^{-1})	Furanos (ng g^{-1})	ETQs (ng g^{-1})
febrero 20015	Santa Clara (eje central del río Cruces)	0,00275 (0,00007)	0,00235 (0,00035)	0,00144 (0,00003)
	Tres Bocas (eje central del río Cruces)	0,00505 (0,00078)	0,00460 (0,00056)	0,00199 (0,00034)
	Punucapa (eje central del río Cruces)	0,00155 (0,00007) 0,00060 (0,00014)	0,00110 (0,00028) 0,00105 (0,00007)	0,00080 (0,00011) 0,00041 (0,00000)
	promedio total	0,00249 (0,00192)	0,00228 (0,00166)	0,00116 (0,00070)
noviembre 2015	Santa María (eje central del río Cruces)	0,01280 (0,01485)	0,00145 (0,00035)	0,00074 (0,00094)
	Santa Clara (eje central del río Cruces)	0,00950 (0,00127)	0,00085 (0,00049)	0,00112 (0,00080)
	Tres Bocas (eje central del río Cruces)	0,00190 (0,00071)	0,00155 (0,00092)	0,00062 (0,00033)
	río Pichoy (río tributario del HRC)	0,02085 (0,00559)	0,00240 (0,00014)	0,00268 (0,00030)
	promedio total	0,01126 (0,00785)	0,00156 (0,00064)	0,00129 (0,00095)

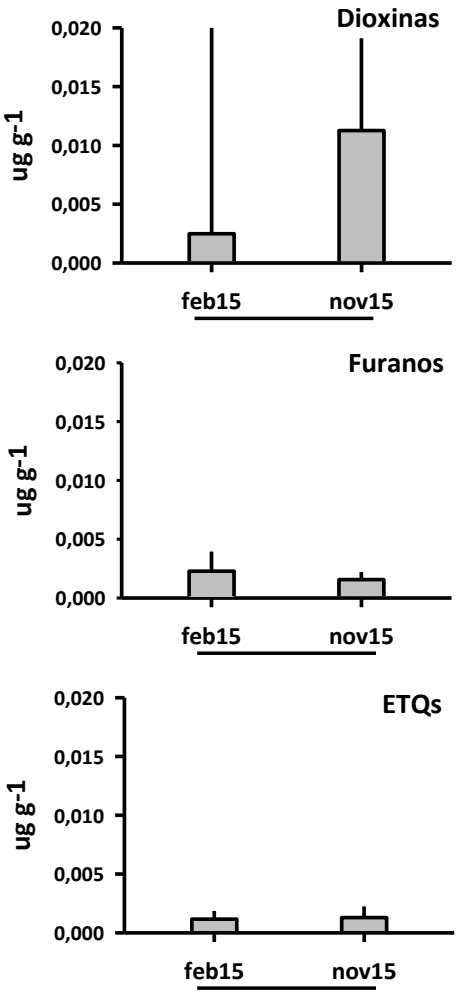


Figura 4.2.7.3.5. Concentración de Dioxinas, Furanos y ETQs en tejidos musculares de *Ardea alba* recolectados durante febrero y noviembre del 2015. Los valores son promedios con una desviación estándar. Una sola barra horizontal inferior = ausencia de diferencias significativas (p>0,05).

Tabla 4.2.7.3.16. Concentraciones de las Dioxinas 2,3,7,8-TCDD y 1,2,3,7,8-PCDD en tejidos de músculo de especímenes de Garza blanca grande (*Ardea alba*), recolectados durante febrero y

noviembre primavera del año 2015. Los valores en paréntesis son desviaciones estándar (dos lecturas para cada garza).

campaña	sectores de captura	2,3,7,8-TCDD (ng g^{-1})	1,2,3,7,8-PCDD (ng g^{-1})
febrero 2015	Santa Clara (eje central del río Cruces)	0,00040 (0,00000)	0,00080 (0,00000)
	Tres Bocas (eje central del río Cruces)	0,00050 (0,00028)	0,00105 (0,00007)
	Punucapa (eje central del río Cruces)	0,00015 (0,00007) 0,00015 (0,00007)	0,00055 (0,00007) 0,00015 (0,00007)
	promedio total	0,00030 (0,00018)	0,00064 (0,00038)
noviembre 2015	Santa María (eje central del río Cruces)	0,00020 (0,00028)	0,00040 (0,00056)
	Santa Clara (eje central del río Cruces)	0,00040 (0,00000)	0,00050 (0,00070)
	Tres Bocas (eje central del río Cruces)	0,00020 (0,00000)	0,00020 (0,00028)
	río Pichoy (río tributario del HRC)	0,00075 (0,00007)	0,000145 (0,00021)
	promedio total	0,00039 (0,00028)	0,00031 (0,00017)

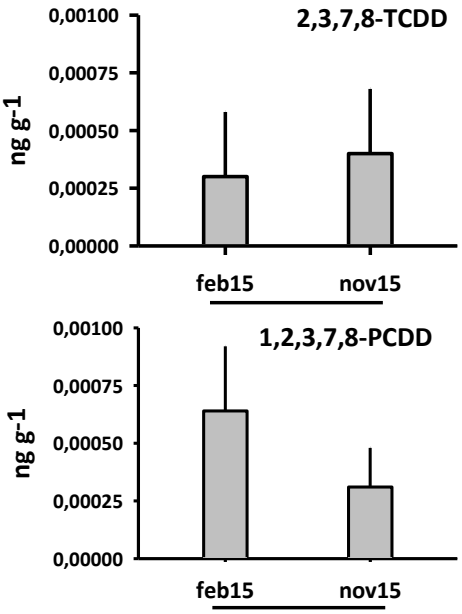


Figura 4.2.7.3.6. Concentraciones de las Dioxinas 2,3,7,8-TCDD y 1,2,3,7,8-PCDD en tejidos musculares de *Ardea alba* recolectados durante febrero y noviembre del año 2015. Los valores son promedios con una desviación estándar. Una sola barra horizontal inferior = ausencia de diferencias significativas (p>0,05).

4.2.7.3.5. Conclusiones

• En general, la concentración de los metales evaluados durante febrero y noviembre del año 2015, fue mayor en tejidos hepáticos que en musculares.

• No se detectó Aluminio y Arsénico en ninguno de los tejidos, durante ambas campañas. El Cadmio solo se detectó en los tejidos hepáticos analizados durante febrero 2015.

• En general, no se detectaron diferencias significativas, al comparar las concentraciones promedio de metales pesados entre ambas campañas. La excepción la constituye el Mercurio, cuyas concentraciones en tejidos hepáticos y musculares fueron significativamente más altas durante noviembre 2015.

• Las concentraciones de Ácidos grasos en las garzas estudiadas fueron siempre más altas en tejidos hepáticos; las concentraciones de estos compuestos en ambos tipos de tejidos fueron significativamente más altas durante noviembre del año 2015.

• No se detectaron Ácidos resínicos en los tejidos de garzas analizados.

• Las concentraciones de AOX fueron más altas en tejidos hepáticos que en tejidos musculares; durante noviembre 2015 las concentraciones fueron significativamente más altas que durante febrero 2015.

• Las concentraciones de Dioxinas en tejidos musculares de garzas fueron aproximadamente 4,5 veces más altos en las aves examinadas en noviembre 2015; sin embargo las diferencias entre febrero y noviembre 2015 no fueron significativas ($p>0,05$).

• No se encontraron diferencias significativas entre las concentraciones de Furanos y Equivalente tóxicos al comparar las campañas de febrero y noviembre 2015.

• Durante ambas campañas se detectó en los tejidos musculares analizados, la presencia de las Dioxinas 2,3,7,8-TCDD y 1,2,3,7,8; las concentraciones de las mismas no difirieron significativamente entre campañas.

4.2.8. MAMIFEROS ACUATICOS

4.2.8.1. Antecedentes

La importancia de la presencia o ausencia de mamíferos acuáticos como el Coipo y el Huillín en humedales ha sido utilizada para describir el estado de salud ambiental de los mismos; es decir, pueden ser utilizados como bioindicadores de calidad ambiental como es el caso del Huillín en las riberas del río Cruces (Oporto, 2006-2009). Por otra parte, mamíferos como el Coipo han sido mencionados como controladores de la composición vegetacional, reduciendo la propagación de plantas acuáticas emergentes y/o nadantes (Crooks, 2002; Carter & Leonard, 2002; Guichón, 2003). En lo que compete a la presencia de especies invasoras como el Visón, este afectaría negativamente las poblaciones de especies nativas a tal punto que son consideradas la segunda mayor causa de extinciones después de la perdida de hábitat (Wilcove *et al.*, 1998; Crego & Jiménez, 2013), poniendo en riesgo la conservación de la biodiversidad local.

En este Capítulo se entrega información obtenida a partir de censos realizados a lo largo de las riberas del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios (HRC), durante el invierno y primavera del año 2015 y verano del 2016 y se la compara con aquella obtenida durante el Programa de Diagnóstico Ambiental del HRC.

4.2.8.2. Objetivos

- Evaluar la presencia y distribución de mamíferos acuáticos en el HRC durante el primer año del Monitoreo Ambiental del HRC.
- Comparar la presencia y distribución de esos mamíferos con los datos obtenidos durante el Programa de Diagnóstico Ambiental del HRC.

4.2.8.3. Material y métodos

Durante los días 28 al 30 de septiembre, 18 al 20 de noviembre de 2015 y 28 al 30 de enero de 2016, se recorrió el humedal del río Cruces, sus ríos tributarios, el río Calle Calle

y parte del río Valdivia (Fig.4.2.8.1), para evaluar la presencia de visones (*Neovison vison*), coipos (*Myocastor coypus*) y huillines (*Lontra provocax*). Tales evaluaciones estuvieron basadas en la realización de avistamientos directos y en el registro de signos de presencia como huellas y madrigueras o fecas, las cuales fueron georeferenciadas en coordenadas UTM (huso WGS-84) con un GPS (Global Position System) GARMIN 60CSx.

Además de los períodos arriba indicados y durante todas las actividades de terreno del primer año del Programa de Monitoreo Ambiental del HRC, se estuvo atento para registrar cualquier avistamiento de mamíferos acuáticos en el área de estudio.

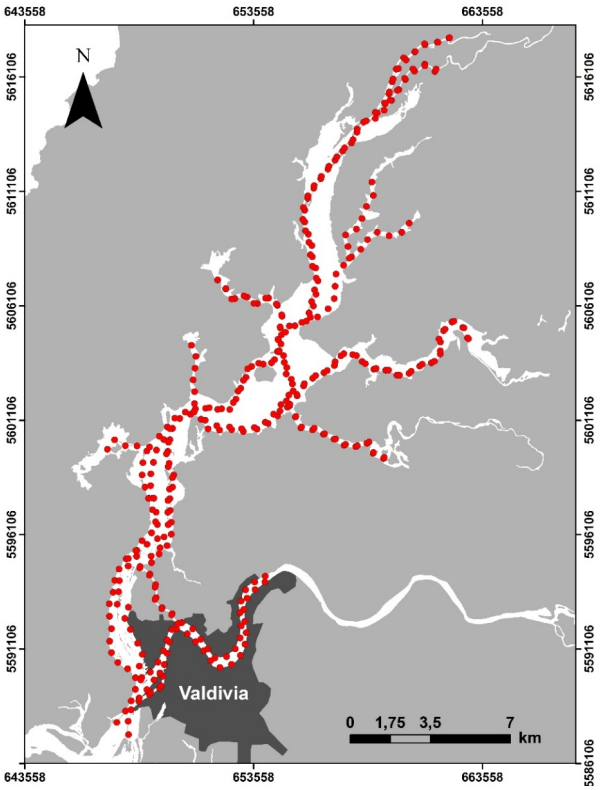


Figura 4.2.8.1. Esquema con líneas punteadas en rojo señalando el recorrido de navegación seguido para el avistamiento de mamíferos acuáticos en el HRC durante el desarrollo del programa de Monitoreo Ambiental del HRC 2015-2016.

4.2.8.4. Resultados

La Tabla 4.2.8.1 detalla la totalidad de avistamientos y registros de signos de presencia de mamíferos acuáticos durante el desarrollo de las actividades de terreno del primer año del Programa de Monitoreo Ambiental, lo que se representa de manera gráfica y espacial en la Figura 4.2.8.2.

Para fines comparativos se agregan en este Capítulo: i) Tabla 4.2.8.2 que recoge la información recopilada durante el primer año de desarrollo del Programa de Diagnóstico Ambiental del HRC y ii) Figura 4.2.8.3 que es la representación gráfica de la información entregada en esa Tabla.

Tabla 4.2.8.1. Registros de avistamientos y signos de presencia de *Neovison vison* (Visón), *Myocastor coypus* (Coipo) y *Lontra provocax* (Huillín) en el área del humedal del río Cruces, sus ríos tributarios y porciones de los ríos Calle Calle y Valdivia, durante el primer año del Programa de Monitoreo Ambiental del HRC (2015-2016). Los sectores fueron georeferenciados mediante la utilización de coordenadas UTM (WGS-84), con sus fechas correspondientes de bitácora.

sector	fecha	coordenadas UTM		especies			observaciones
		X	Y	*Visón*	Coipo	Huillín	
río Cruces, sector Carriquilda	08/04/15	667373	5620511			X	un individuo en el agua
canal mareal Cau Cau	15/04/15	650214	5592490	X			muelle, marina Jesús Brieva
canal mareal Cau Cau, sector baliza ARMADA de Chile	21/04/15	648635	5594726	X			fecas y huellas frescas, playa de arena
río Cruces, sector Isla Teja	21/04/15	647772	5594769			X	letrinas en buen estado y frescas

río Cruces, sector Península de 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

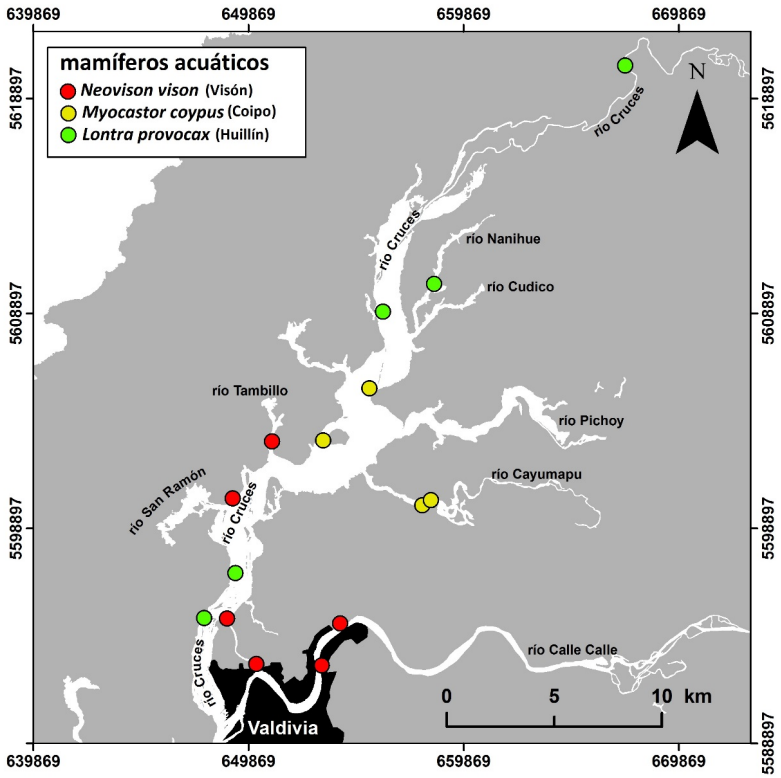


Figura. 4.2.8.2. Ubicación de los avistamientos registrados de Visón, Coipo y Huillín en el área de estudio, durante la ejecución del primer año del Programa de Monitoreo Ambiental del HRC (2015-2016).

Tabla 4.2.8.2. Registros de avistamientos y signos de presencia de *Neovison vison* (Visón), *Myocastor coypus* (Coipo) y *Lontra provocax* (Huillín) en el área del humedal del río Cruces, sus ríos tributarios y porciones de los ríos Calle Calle y Valdivia durante el Programa de Diagnóstico Ambiental del HRC (2014-2015). Los sectores fueron georeferenciados mediante la utilización de coordenadas UTM (WGS-84), con sus fechas correspondientes de bitácora.

sector	fecha	coordenadas UTM		especies			observaciones
		X	Y	*Visón*	Coipo	Huillín	
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
río Cruces/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	X			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
	16/09/14	648973	5597704	X			fecas frescas

río Cruces, sector Punucapa							
río Cruces, sector Punucapa	16/09/14	649027	5597548			X	fecas frescas y antiguas
río Cruces, sector Rucaco	04/10/14	680173	5620035	X			F ecas y huellas
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
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	654277	5603803		X		comederos y madrigueras
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
San Martin	10/12/14	655776	5609604			X	un individuo en el agua

San Martin	10/12/14	655764	5610122			X	un individuo en el agua
sector tres Bocas, río Tambillo	14/12/14	651020	5602212	X			un individuo entre totoras

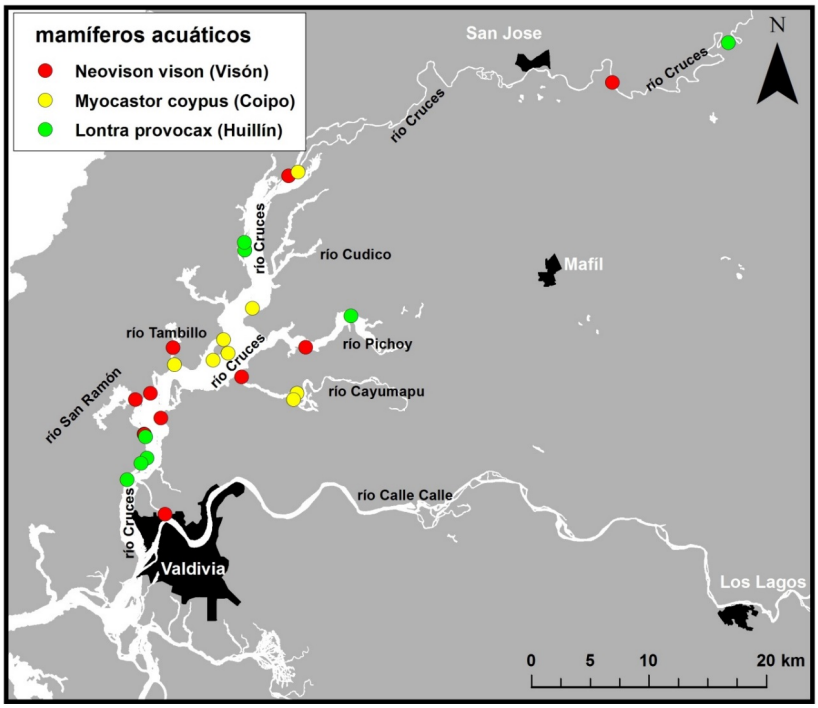


Figura. 4.2.8.3. Ubicación de los avistamientos registrados de Visón, Coipo y Huillín en el área de estudio durante la ejecución del Programa de Diagnóstico Ambiental del HRC (2014-2015).

La comparación de los registros de avistamiento de mamíferos acuáticos del Programa de Diagnóstico del HRC (Tabla 4.2.8.2 y Fig. 4.2.8.3), con los registros del primer

año del Programa de Monitoreo 2015-2016 (Tabla 4.2.8.1 y Fig. 4.2.8.2), muestra que en general no se observaron cambios dentro de los patrones espaciales de los avistamientos y evidencias, tanto para especímenes de huillínes como de coipos. Ambas distribuciones presentaron un patrón similar; los huillines ocupando el eje central del HRC y los coipos restringidos a la zona central del HRC en zonas con abundantes islas o afloramientos sedimentarios cubiertos por *Scirpus californicus* (Totora).

La comparación de los datos obtenidos para los visones en ambos programas, muestra que la distribución observada fue más restringida durante el primer año del Programa de Monitoreo que durante el de Diagnóstico, pero si se evidenció la tendencia de desplazamiento de los mismos, hacia sectores urbanos aledaños a cuerpos de agua. La disminución de los avistamientos de esta especie dentro del área del HRC, podría ser efecto de las actividades de remoción de los mismos mediante trampeo. Esas actividades son realizadas por la Corporación Nacional Forestal (CONAF) con apoyo del Servicio Agrícola Ganadero (SAG) desde mediados del año 2014; las mismas se han ido intensificando en el tiempo con la adquisición de un mayor número de trampas, lo que resulta en un aumento de los sectores de captura de visones.

4.2.8.5. Conclusiones

- Si bien los avistamientos directos e indirectos de Huillín y Coipo durante el primer año del Programa de Monitoreo fueron escasos, los registros obtenidos sugieren una aparente similitud en las distribuciones espaciales de estas especies con las observadas durante el Programa de Diagnóstico Ambiental del HRC (2014-2015) en el HRC.
- Los datos de avistamientos de Visón fueron escasos durante el primer año del Programa de Monitoreo (probablemente por efecto de actividades de trampeo por

parte de CONAF y SAG); sin embargo se observó una tendencia a que los registros se desfasaran hacia sectores urbanos aledaños a los cuerpos de agua.

4.2.8.6. Referencias

Animal Welfare Institute. 2000. Endangered species handbooks.

Carter, J & B. Leonard. 2002. A review of the literature on the worldwide distribution, spread of, and efforts to eradicate the coypu (*Myocastor coypus*). Wildlife Society Bulletin, 30:162-175.

Crooks, J. 2002. Characterizing ecosystem-level consequences of biological invasions: the role of ecosystem engineers. OIKOS 97: 153–166.

Crego, R. & Jimenez J. 2013. Informe sobre estudio piloto de aspectos ecológicos del visón Americano (*Neovison vison*) exótico en isla Navarino, Chile. 50 pp.

Guichón, M. 2003. Tesis Doctoral: Distribución espacial, comportamiento y estructura de poblaciones del coipo *Myocastor coypus* en la cuenca del Río Luján (Buenos Aires, Argentina). www.digital.bl.fcen.uba.ar.

Oporto, J. 2006. Prospección del Huillín (*Lontra provocax*) en la zona media del río Cruces, Provincia de Valdivia. Corporación Terra Australis. 2006. 31 pp.

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. 70 pp.

Wilcove, D.S., D. Rothstein, J. Dubow, A. Phillips & E. Losos. 1998. Threats to imperiled quantifying species in the United States. BioScience 48: 607–615.

4.3. ANALISIS COMPARATIVOS DE DATOS OBTENIDOS EN PROGRAMAS DE DIAGNOSTICO Y MONITOREO CON ESTUDIOS PREVIOS DE RIESGO ECOLOGICO

4.3.1. Antecedentes

Con el objetivo de realizar predicciones y evaluar tempranamente las condiciones del ecosistema del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios, el Comité Científico y Social sugirió considerar dentro del diseño final del Diagnóstico Ambiental del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios (2014-2015) una metodología que incluyera la evaluación del riesgo ecológico local.

Para cumplir con lo sugerido en este comité, durante el desarrollo del Programa Diagnóstico Ambiental del HRC, se contrastaron los resultados obtenidos de los estudios de calidad de agua con datos referenciales señalados en estudios de Riesgo Ecológico realizados por Encina *et al*. (2009, 2010, 2011) dentro de la misma área estudiada, aplicando una aproximación teórica utilizando los "end point" ecotoxicológicos de bioensayos agudos realizados con Hierro, Aluminio y Manganeso para géneros y familias de especies presentes en el HRC (Encina *et al*., 2009).

En este contexto y con el objetivo de evaluar las condiciones químicas del agua del área de estudio durante el primer año del Programa de Monitoreo Ambiental del HRC y sus ríos tributarios, se realizaron análisis comparativos entre las concentraciones de Hierro, Aluminio y Manganeso disuelto en el agua obtenidas durante abril y julio 2015, con las estudiadas durante ese programa de Diagnóstico y las entregadas por Encina *et al*. (2011) en sus estudios de riesgo ecológico.

4.3.2. Objetivos

- Realizar estudios comparativos de las concentraciones de Hierro, Aluminio y Manganeso registradas como parte de los programas de Monitoreo y Diagnóstico Ambiental del HRC y sus ríos tributarios, con las concentraciones de efectos no observados (NOEC) obtenidas para siete especies locales de importancia ecológica (Encina *et al*., 2011).
- Evaluar el Riesgo Ecológico Potencial de las siete especies locales utilizadas, en base a los resultados derivados de los análisis de las comparaciones contempladas en el objetivo anterior.

4.3.3. Material y métodos

Basados en los resultados obtenidos por el estudio realizado por Encina *et al*. (2011), cuyo segundo objetivo general fue determinar los niveles de sensibilidad crónica (efectos subletales) a determinados xenobióticos (Hierro, Aluminio y Manganeso disueltos) sobre siete especies locales de mayor relevancia ecológica del HRC; se utilizaron los valores de NOEC ("No Observed Effect Concentration") para evaluar y comparar las concentraciones de tres metales objeto de estudio dentro de los capítulos de calidad de agua y sedimentos, tanto del Programa de Diagnóstico (2014-2015) como del Programa de Monitoreo Ambiental del HRC (2015-2016).

El fundamento teórico de la estimación de estos valores de protección ecológica, contempla la exposición de una concentración alta que no causa efecto (*e.g.* mortalidad, alteraciones reproductivas, cambios en comportamientos, alimentación, etc.) en la población estudiada al ser comparada con un efecto control (NOEC) de manera experimental. Por lo general, estos valores son usados con frecuencia como un indicador general de la toxicidad aguda de alguna sustancia específica presente en el medio acuático (Newman & Unger, 2003).

Teniendo en cuenta estos valores de concentraciones, se trabajó en base a un esquema conceptual, representado por un gráfico X-Y, donde el eje "X" incluye las concentraciones de un elemento determinado en el medio (*e.g.*, Hierro, Aluminio y Manganeso disueltos) y el eje "Y" representa el riesgo ecológico potencial de ese elemento al sistema o especie modelo objetivo (Fig. 4.3.1).

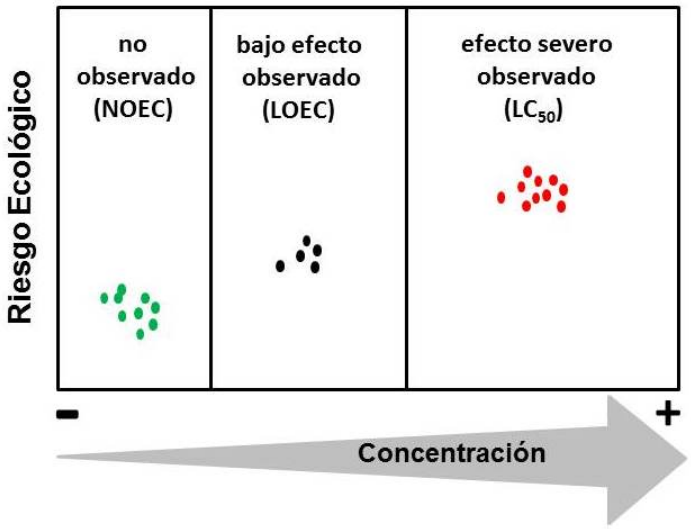


Figura 4.3.1. Esquema conceptual elaborado para evaluar los valores de las concentraciones de Hierro, Aluminio y Manganeso basados en la bibliografía *versus* los valores de estos parámetros obtenidos en las estaciones establecidas en el Programa de Diagnóstico y Monitoreo Ambiental del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios. NOEC: No Observed Effect Concentration; LOEC: Lowest Observed Effect Concentration y LC_{50}: Median Lethal Concentration.

Por lo tanto y teniendo el esquema conceptual de evaluación y los valores de las concentraciones recopilados de los bioensayos toxicológicos (Tabla 4.3.1) y de los análisis llevados a cabo en las ocho estaciones de muestreo del Programa de Monitoreo y sus equivalentes del Programa de Diagnóstico (Tablas 4.3.2 a 4.3.4), la metodología final utilizada para la comparación fue la siguiente:

- Mediante un programa de diseño de gráficos (SigmaPlot 11.0), se confeccionaron gráficos "X-Y", donde en el eje "X" se representan las ocho estaciones utilizadas en el Programa de Monitoreo del HRC y en el eje "Y" las concentraciones registradas para Hierro, Aluminio y Manganeso durante el Programa de Diagnóstico y el primer año del Programa de Monitoreo del HRC (Fig. 4.3.2 a 4.3.4).
- Una vez confeccionados los gráficos anteriores, se marcó mediante una línea paralela al eje "X" los valores NOEC para cada una de los siete taxa utilizados en los bioensayos de toxicología realizados por Encina *et al.* (2011) (Fig. 4.3.2 a 4.3.4).
- Posteriormente, se evaluó la proximidad de los valores de las concentraciones de Hierro, Aluminio y Manganeso disueltos obtenidas en el agua superficial de las ocho estaciones del área de estudio del Programa de Monitoreo (además de los valores obtenidos durante el Programa de Diagnóstico en las mismas estaciones) a la línea referencial representada por los valores NOEC obtenidos por Encina *et al*. (2011). Esto permitió establecer el Riesgo Ecológico Potencial (REP) para cada una de los taxa utilizados en este análisis según las concentraciones registradas durante los años 2014 (Programa de Diagnóstico) y 2015 (Programa de Monitoreo).

4.3.4. Resultados

Previo a la presentación de los análisis que integran los resultados de las campañas realizadas durante el desarrollo de los Programas de Diagnóstico (2014-2015) y Monitoreo Ambiental del HRC y sus ríos tributarios (2015-2016), se realiza la siguiente aclaración. Durante una evaluación actualizada de los valores correspondientes al NOEC (No Observed Effect Concentration) y LC_{50} (Median Lethal Concentration) de las especies locales objetivo (Tabla 4.3.1.), se detectó un error de cálculo y transcripción en los valores utilizados de concentraciones de Hierro, Aluminio y Manganeso obtenidas mediante bioensayos de toxicidad solo para el rotífero del género *Brachionus* en los estudios de Encina *et al.* (2011).

Los nuevos valores corregidos de NOEC (destacados con negrita en Tabla 4.3.1.) para *Brachionus* sp., posicionan a esta especie local como la más sensible ante los elementos que aquí se analizan. La comparación de dichos valores con las concentraciones de Hierro, Aluminio y Manganeso disueltos en el agua de las ocho estaciones vinculadas al Programa de Monitoreo Ambiental, muestra que casi la totalidad de las concentraciones de esos metales pesados tanto para los muestreos del Programa de Diagnóstico como el del Monitoreo, sobrepasan el NOEC establecido en los bioensayos de Encina *et al*. (2011) (ver Fig. 4.3.2 a 4.3.4), lo cual según esos autores podría afectar en la reproducción de huevos de esta especie en cuestión.

En este punto, es necesario referirse a los resultados de otros estudios donde se ha evaluado la calidad de agua del HRC y su eventual efecto sobre especies acuáticas. Esos estudios fueron parte del Diagnóstico Ambiental del HRC, llevado a cabo por la UACh durante el año 2012 y financiado por el Ministerio del Medio Ambiente (MMA) y el Servicio de Evaluación Ambiental (SEA) y consistieron en exponer a embriones de peces cebra a muestras de agua de diferentes sectores del HRC. Para ello se utilizó una metodología de bioensayos crónicos (siete días) basada en el test FET (Fish Embryo Toxicity) de la OECD (2006). Las incubaciones se realizaron exponiendo seis grupos de 20 individuos en etapa de bástula durante seis días en placas de cultivo cada una con seis pocillos y con 5 ml de aguas experimentales. Estas últimas fueron obtenidas de los siguientes sectores del HRC: río Cruces sector Ciruelos y Tres Bocas y ríos Pichoy, Cayumapu y Calle Calle. No se detectaron diferencias significativas ($p>0,05$) entre los porcentajes de mortalidad de embriones y larvas de peces cebra incubados en aguas del HRC *vs*. aquellos de los individuos cultivados en aguas controles (río Calle Calle); asimismo, la cuantificación de la presencia de efectos embriotóxicos (*e.g.* edemas pericárdicos) y el éxito de eclosión de los individuos experimentales, no difirió significativamente entre tratamientos (*i.e*. tipos de agua según sitio de origen en el HRC) (UACh, 2014). Esos resultados permitieron concluir que la calidad de las aguas del humedal y al momento de esas evaluaciones, no presentaban efectos deletéreos sobre los peces estudiados (UACh, 2014).

No obstante las conclusiones anteriores, debe tenerse presente que los estudios arriba mencionados con pez cebra, no fueron realizados para poner a prueba elementos específicos como fue el objetivo de los ensayos llevados a cabo por Encina *et al.* (2011), sino para evaluar la calidad de agua *in toto* de sitios específicos; por lo tanto, los resultados en estricto rigor no son comparables. Aun así, las comparaciones realizadas ejemplifican la poca generalidad que muestran muchos de los estudios realizados para evaluar la eventual toxicidad de aguas como las del HRC.

Tabla 4.3.1. Resumen de las concentraciones (µg/L) obtenidas para Hierro (Fe), Aluminio (Al) y Manganeso (Mn) utilizadas en Bioensayos de Toxicidad para NOEC y LC_{50} en siete especies locales del humedal del río Cruces. Los datos fueron extraídos de Encina *et al.* (2011). Los valores de NOEC y LC_{50} en negrita corresponden a valores corregidos de la tabla original del Programa de Diagnóstico Ambiental (2014-2015) (*i.e.* Tabla 4.13.1).

Especies	grupo	Metal	NOEC	LC_{50}
Microalga *Scenedesmus quadricauda*	Fitoplancton	Fe	1200	6300
	Clase Chlorophyceae	Al	4600	9700
		Mn	5200	9400
Microalga del género *Chlorella*	Fitoplancton	Fe	600	1200
	Clase Chlorophyceae	Al	1500	7200
		Mn	900	1400
Cladócero del género *Simocephalus*	Zooplancton	Fe	750	1500
	Clase Branchiopoda	Al	1000	5500
	Orden Cladocera	Mn	2200	7300
Rotífero del género *Brachionus*	Zooplancton	Fe	**1,3**	**4,3**
	Clase Rotífera	Al	**4,8**	**5,5**
		Mn	**0,8**	**1,0**
Copépodo del género *Mesocyclops*	Zooplancton	Fe	600	1800
	Clase Crustacea	Al	800	1600
	Orden Copepoda	Mn	400	800
Insecto de la familia Leptophlebiidae	Macrobentos	Fe	500	4300
	Clase Insecta	Al	800	3000
	Orden Ephemeroptera	Mn	500	7500
Insecto de la familia Chironomidae	Macroinvertebrado	Fe	5500	9100
	Clase Insecta	Al	5500	24700
	Orden Diptera	Mn	5800	36000

Tabla 4.3.2. Concentraciones de Hierro disueltos en el agua superficial de las ocho estaciones del área de estudio correspondiente al Programa de Diagnóstico y Monitoreo Ambiental del Humedal del río Cruces y sus ríos tributarios (años 2014 y 2015, respectivamente). Los valores son promedios con su desviación estándar en paréntesis. Las estaciones de muestreo se agrupan en cuatro sectores como: límnico (L), eje central río Cruces (EE), ríos tributarios (T) y fuera del humedal del río Cruces (F).

estaciones	**Hierro (µg / L)**				
	año 2014			**año 2015**	
Porción superior del río Cruces (sector límnico = L)	**abril**	**mayo**	**julio**	**abril**	**mayo**
1 (sector Ciruelos)	111,2 (31,0)	47,2 (5,6)	45,6 (4,3)	138,5 (31,4)	44,8 (19,2)
2 (sector Rucaco)	10,7 (3,7)	47,8 (7,9)	46,6 (12,4)	68,3 (23,0)	45,3 (16,1)
Eje central del río Cruces (sector Estuarial = EE)					
3 (sector Fuerte San Luís)	65,2 (13,6)	46,8 (0,7)	40,0 (6,2)	83,8 (2,2)	64,6 (3,7)
4 (sector Santa Clara)	57,2 (7,4)	100,3 (1,7)	53,9 (12,0)	31,1 (3,2)	64,5 (2,0)
5 (sector Punucapa)	44,0 (2,1)	64,8 (6,7)	52,7 (15,3)	15,5 (2,8)	71,3 (2,1)
Ríos tributarios del río Cruces (sector Estuarial = T)					
6 (río Pichoy interior)	117,5 (38,1)	136,1 (53,8)	63,9 (4,9)	103,9 (0,6)	114,7 (1,8)
7 (río Cayumapu interior)	93,0 (1,2)	112,0 (24,3)	66,5 (1,2)	34,2 (6,1)	100,1 (34,9)
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios = F					
8 (río Calle Calle)	23,7 (0,2)	33,2 (0,0)	23,7 (0,2)	43,5 (2,8)	25,2 (9,9)

Tabla 4.3.3. Concentraciones de Aluminio disueltos en el agua superficial de las ocho estaciones del área de estudio correspondiente al Programa de Diagnóstico y Monitoreo Ambiental del Humedal del río Cruces y sus ríos tributarios (años 2014 y 2015, respectivamente). Los valores son promedios con su desviación estándar en paréntesis. Las estaciones de muestreo se agrupan en cuatro sectores como: límnico (L), eje central río Cruces (EE), ríos tributarios (T) y fuera del humedal del río Cruces (F).

estaciones	**Aluminio (µg / L)**				
	año 2014			**año 2015**	
Porción superior del río Cruces (sector límnico = L)	**abril**	**mayo**	**julio**	**abril**	**mayo**
1 (sector Ciruelos)	9,9 (2,0)	8,2 (1,1)	20,4 (1,4)	10,5 (1,6)	18,6 (4,2)
2 (sector Rucaco)	6,3 (0,6)	11,2 (0,9)	23,4 (7,0)	10,1 (0,4)	18,3 (4,9)
Eje central del río Cruces (sector Estuarial = EE)					
3 (sector Fuerte San Luís)	7,6 (1,5)	11,6 (0,3)	11,9 (1,2)	10,8 (0,4)	20,7 (0,1)
4 (sector Santa Clara)	12,9 (1,4)	14,8 (1,2)	17,9 (2,1)	8,2 (1,1)	21,8 (0,1)
5 (sector Punucapa)	9,0 (0,5)	11,8 (0,8)	13,5 (3,2)	5,7 (0,1)	25,5 (1,0)
Ríos tributarios del río Cruces (sector Estuarial = T)					
6 (río Pichoy interior)	12,6 (1,8)	21,0 (5,3)	28,3 (1,0)	12,0 (0,0)	44,4 (0,7)
7 (río Cayumapu interior)	6,6 (0,5)	19,2 (2,8)	38,5 (1,6)	1,3 (0,2)	48,7 (14,6)
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios = F					
8 (río Calle Calle)	5,3 (0,6)	20,0 (1,1)	10,5 (1,7)	6,3 (0,0)	24,6 (6,5)

Tabla 4.3.4. Concentraciones de Manganeso disueltos en el agua superficial de las ocho estaciones del área de estudio correspondiente al Programa de Diagnóstico y Monitoreo Ambiental del Humedal del río Cruces y sus ríos tributarios (años 2014 y 2015, respectivamente). Los valores son promedios con su desviación estándar en paréntesis. Las estaciones de muestreo se agrupan en cuatro sectores como: límnico (L), eje central río Cruces (EE), ríos tributarios (T) y fuera del humedal del río Cruces (F).

estaciones	**Manganeso (µg / L)**				
	año 2014			**año 2015**	
Porción superior del río Cruces (sector límnico = L)	**abril**	**mayo**	**julio**	**abril**	**mayo**
1 (sector Ciruelos)	17,7 (0,28)	4,7 (0,17)	1,4 (0,16)	11,4 (1,1)	2,6 (0,5)
2 (sector Rucaco)	24,4 (0,52)	5,5 (0,51)	1,6 (0,35)	25,3 (0,9)	2,8 (0,2)
Eje central del río Cruces (sector Estuarial = EE)					
3 (sector Fuerte San Luís)	26,5 (1,47)	10,0 (0,12)	2,2 (0,02)	3,5 (0,3)	2,8 (0,0)
4 (sector Santa Clara)	0,9 (0,05)	9,2 (5,49)	2,0 (0,03)	0,2 (0,0)	1,3 (0,0)
5 (sector Punucapa)	1,4 (0,16)	0,8 (0,02)	2,5 (0,33)	1,8 (0,1)	1,5 (0,0)
Ríos tributarios del río Cruces (sector Estuarial = T)					
6 (río Pichoy interior)	27,0 (0,31)	19,1 (0,45)	22,6 (0,87)	19,7 (2,9)	8,8 (0,2)
7 (río Cayumapu interior)	22,4 (0,19)	4,9 (0,46)	5,4 (0,12)	27,8 (1,9)	9,8 (0,6)
Fuera del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios = F					
8 (río Calle Calle)	3,5 (0,07)	0,9 (0,07)	1,8 (0,25)	3,4 (0,0)	2,3 (0,2)

Para las seis especies restantes objeto de la evaluación de Encina *et al.* (2011) (*i.e.* todas menos el rotífero del género *Brachionus*; Tabla 4.3.1), los valores registrados de Hierro (valores extremos de 136,1 y 10,7 µg/L), Aluminio (valores extremos de 48,7 y 1,3 µg/L) y Manganeso (valores extremos de 27,8 y 0,9 µg/L) disueltos en el agua de las ocho estaciones monitoreadas, fueron inferiores a los valores indicados por Encina *et al.* (2011) como productores de efectos adversos en las especies por ellos estudiadas. Por el contrario, las concentraciones de Hierro, Aluminio y Manganeso disueltas en el agua se encuentran por debajo de las concentraciones nocivas reportadas por ese estudio (ver Fig. 4.3.2 a 4.3.4).

La integración de los resultados de Encina *et al.* (2011) con las concentraciones de Hierro, Aluminio y Manganeso disueltos en el agua de las ocho estaciones que son parte del Programa de Monitoreo, se presenta en las Figuras 4.3.2 a 4.3.4. Debido a las grandes diferencias en las magnitudes de los valores representados en los ejes "Y" de los gráficos (concentraciones de metales), fue necesario utilizar escalas logarítmicas para reducir esas diferencias a rangos más cercanos y obtener así una representación más apropiada para una mejor comprensión gráfica de los resultados.

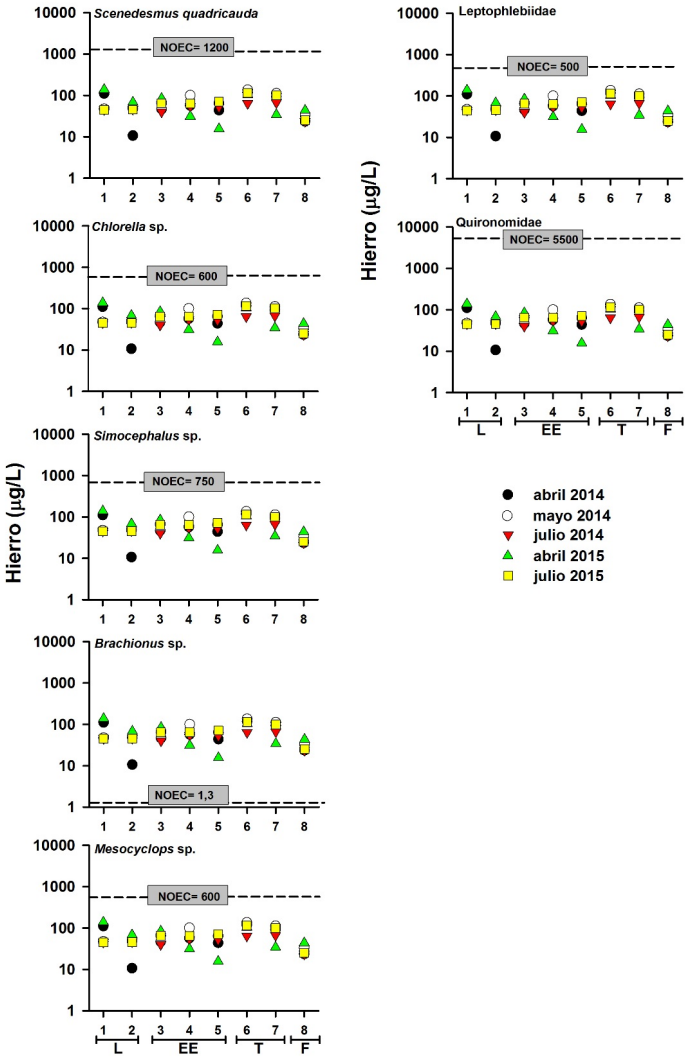


Figura 4.3.2. Resumen gráfico de la comparación de valores NOEC (No Observed Effect Concentration) para Hierro disuelto en las siete especies sometidas a bioensayos toxicológicos por Encina *et al.* (2011) y concentraciones de Hierro disuelto en el agua superficial de las ocho estaciones del Programa de Monitoreo Ambiental del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios. Nótese que la escala del eje Y es logarítmica.

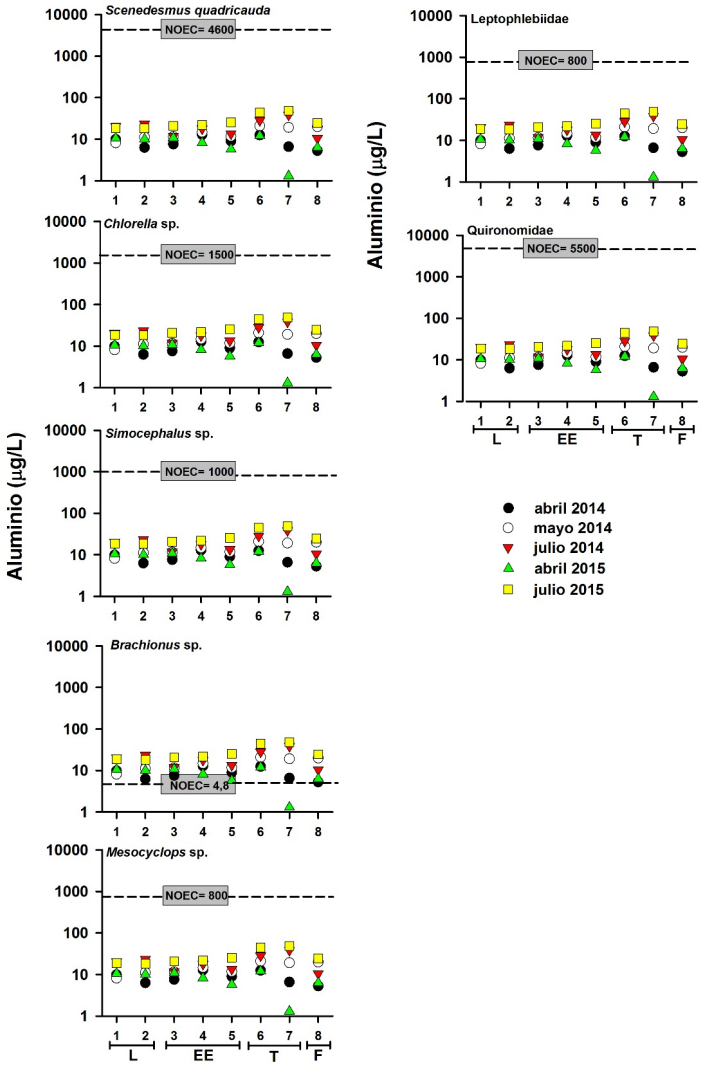


Figura 4.3.3. Resumen gráfico de la comparación de valores NOEC (No Observed Effect Concentration) para Aluminio disuelto en las siete especies sometidas a bioensayos toxicológicos por Encina *et al.* (2011) y concentraciones de Aluminio disuelto en el agua superficial de las ocho estaciones del Programa de Monitoreo Ambiental del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios. Nótese que la escala del eje Y es logarítmica.

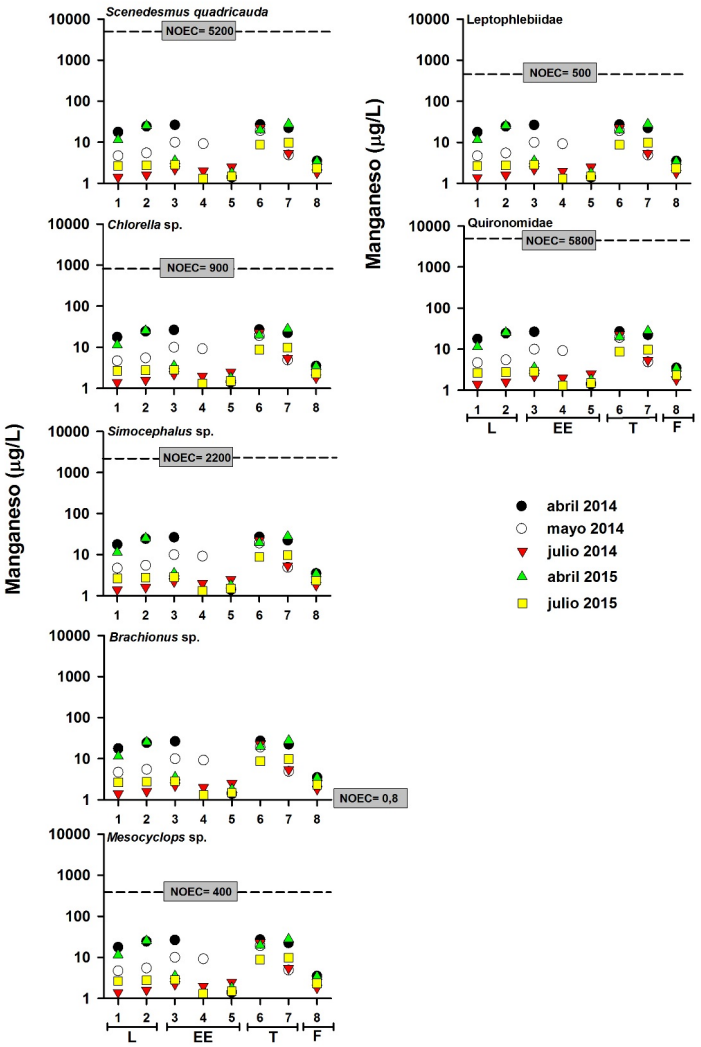


Figura 4.3.4. Resumen gráfico de la comparación de valores NOEC (No Observed Effect Concentration) para Manganeso disuelto en las siete especies sometidas a bioensayos toxicológicos por Encina *et al.* (2011) y concentraciones de Manganeso disuelto en el agua superficial de las ocho estaciones del Programa de Monitoreo Ambiental del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios. Nótese que la escala del eje Y es logarítmica.

4.3.5. Discusión

Los análisis comparativos realizados en este estudio, evidencian que de mantenerse las actuales concentraciones de Hierro, Aluminio y Manganeso disueltos en las aguas del HRC, estas no presentarían riesgo ecológico potencial para la mayor parte de las especies incluidas en la Tabla 4.3.1.

La utilización de variadas especies biológicas tanto estandarizadas como nativas, diferentes procedimientos de laboratorio, manipulación de mesocosmos, variados estadios de desarrollo y múltiples respuestas fisiológicas a la exposición (*e.g.* tamaño de huevos, número de huevos, mediciones corporales, formación de edemas, respiración, entre otros), otorgan un panorama complejo a la hora de establecer protocolos establecidos para bioensayos toxicológicos enfocados a la evaluación de riesgos asociados a la contaminación de cuerpos de agua por sustancias ambientales y xenobióticas (Newman & Unger, 2003; Encina *et al*., 2009, 2010, 2011; De la Paz, 2012 y UACh, 2014). Lo anterior puede explicar interpretaciones tan diversas cuando se evalúa riesgo ecológico o la eventual toxicidad de un cuerpo acuático; *e.g.*, el caso del rotífero del género *Brachionus* en el estudio de Encina *et al.* (2011) y del cordado del género *Danio* (pez cebra) en el estudio de la UACh (2014).

Otro aspecto que resta generalización a este tipo de estudios se refiere a la categorización de la importancia de especies de relevancia ecológica, para su utilización en bioensayos toxicológicos en micro o mesocosmos. Debido a lo restringido de esos ambientes experimentales, se discrimina una gran parte de organismos que podrían ser indicadores más adecuados para este tipo específicos de estudios (*e.g.* aves acuáticas).

4.3.6. Conclusiones

• Durante el periodo comprendido entre el otoño del año 2014 y el invierno del año 2015, las concentraciones de Hierro, Aluminio y Manganeso disueltas en el agua del área de estudio alcanzaron valores extremos de 136,1 - 10,7; 48,7 - 1,3 y 27,8 - 0,9 µg/L respectivamente.

• Las concentraciones anteriormente mencionadas estuvieron muy por debajo de las concentraciones que según Encina *et al.* (2011), producen efectos no observados (NOEC) en seis de las siete especies objetivo evaluadas por esos investigadores y mencionadas en este Capítulo.

• Por lo tanto y en base a estos estudios, puede concluirse que las actuales condiciones de calidad de agua en el área del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios en referencia sólo para las concentraciones de Hierro, Aluminio y Manganeso disuelto, no presentan un riesgo ecológico para la mayor parte de organismos como los contemplados en el estudio de Encina *et al.* (2011).

4.3.7. Referencias

Encina, F. 2009. Aproximación Ecotoxicológica y Evaluación de Riesgo Ecológico teórico en apoyo a la elaboración del Anteproyecto de Normas Secundarias de Calidad Ambiental para la protección de las aguas de la cuenca del río Valdivia. 185 pp.

Encina, F. 2010. Evaluación de Riesgo Ecológico para el Santuario de la Naturaleza Carlos Anwandter como Apoyo a la Elaboración del Anteproyecto de las Normas Secundarias de Calidad Ambiental para la Protección de las Aguas de la Cuenca del rio Valdivia. 144 pp.

Encina, F. 2011. Evaluación de Riesgo Ecológico (Crónico) para el Santuario de la Naturaleza Carlos Anwandter como apoyo a la elaboración del Anteproyecto de las Normas Secundarias de Calidad Ambiental para la protección de las aguas de la cuenca del río Valdivia. 74 pp.

Newman, M. C., and M. A. Unger. 2003. Fundamentals of ecotoxicology. Second Edition. Lewis Publishers, CRC Press. Boca Raton, USA. 458 pp.

OECD, 2006. OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development) Guideline for the Testing of Chemicals. Draft Proposal for a New Guideline Fish Embryo Toxicity (FET) Test. OECD, Paris. Draft Guideline, May 30, 2006 (1st Version).

UACh. 2014. Diagnóstico Ambiental del Humedal del Río Cruces Basado en la Comparación de Condiciones Ambientales Actuales e Históricas: Base para su Monitoreo y Sustentabilidad. 349 pp.

4.4. CAMBIOS DE USO DEL SUELO

4.4.1. Antecedentes

El HRC y sus ríos tributarios, constituyen la fase distal del sistema hidrológico del que forma parte y por lo tanto es el receptor natural de las alteraciones significativas que se verifiquen en la cuenca aportante. Entendiendo que la cuenca hidrográfica como un sistema de alta complejidad formado por el sistema natural, el sistema socio económico y el sistema construido, y sus múltiples interacciones, resulta absolutamente necesario y pertinente realizar un análisis de la forma en que se comportan los sistemas socio económicos en la cuenca del río Cruces, de manera de aproximarse a la comprensión de su estado actual y las tendencias de evolución.

Lo anterior implica la necesidad de una mirada integradora cuando se trabaja, como en este caso, con sistemas de carácter socio ambiental, es decir sistemas que tienen como fuente de transformación alteraciones o cambios que son transferidos desde los sistemas socios económicos a los sistemas naturales.

Una buena parte de lo que ocurre en la cuenca hidrológica del río Cruces, termina impactando, de una u otra manera, al HRC, por ello es necesario tener claridad respecto a la evolución pasada y las tendencias futuras de la población y los patrones de poblamiento. Las actividades económicas por su parte, constituyen un incentivo a la expansión demográfica y consecuentemente de las áreas pobladas. Esto es válido tanto para actividades industriales como para las de tipo silvo agropecuario, las que además tienen un importante efecto en el cambio de la cobertura del suelo.

Específicamente, se debe tener presente el hecho de que el HRC está sometido a una serie de presiones de uso provenientes de actividades que se desarrollan directamente en él o en sus riberas. Un factor importante en estas presiones lo constituye la cercanía a la ciudad de Valdivia, la cual tiene una función turística basada precisamente en su condición fluvial, de la cual este humedal forma parte importante y significativa. El crecimiento futuro de la ciudad de Valdivia y de los otros centros poblados menores que interactúan con el

humedal, hacen posible prever un incremento de estas presiones con el consiguiente riesgo para la sustentabilidad de esta área natural.

4.4.2. Objetivos

- Caracterizar la distribución de las coberturas del suelo al año 2015.
- Evaluar las transferencias entre coberturas de uso del suelo entre los años 2014 y 2015.
- Analizar los cambios ocurridos en el poblamiento del área de influencia sobre el HRC.
- Comparar los resultados obtenidos en el primer año del Programa de Monitoreo Ambiental (2015) con los resultados del Programa de Diagnóstico Ambiental del HRC y sus ríos tributarios realizado durante el año 2014.

4.4.3. Materiales y métodos

El área monitoreada corresponde a una superficie de 335.576,2 hectáreas, abarcando la totalidad de la cuenca del río Cruces la que drena hacia el HRC y sus ríos tributarios. Su área se extiende desde el sur de la ciudad de Villarrica (Región de La Araucanía) hasta la ciudad de Valdivia (Región de Los Ríos) y se presenta en la Figura 4.4.1.

Para estudiar de forma más detallada los usos en la cercanía del humedal y sus ríos tributarios, se generó una cobertura de información que contiene los usos de la tierra ubicados a una distancia de 1 kilómetro de los usos “Humedales” y “Cursos de Agua”. Esta zona de influencia (o zona “Buffer”) representa una superficie total de 65.107,4 ha. La Figura 4.4.2 presenta el área de influencia del HRC. Esta misma superficie se utilizó en el análisis de los cambios ocurridos en la población y el poblamiento.

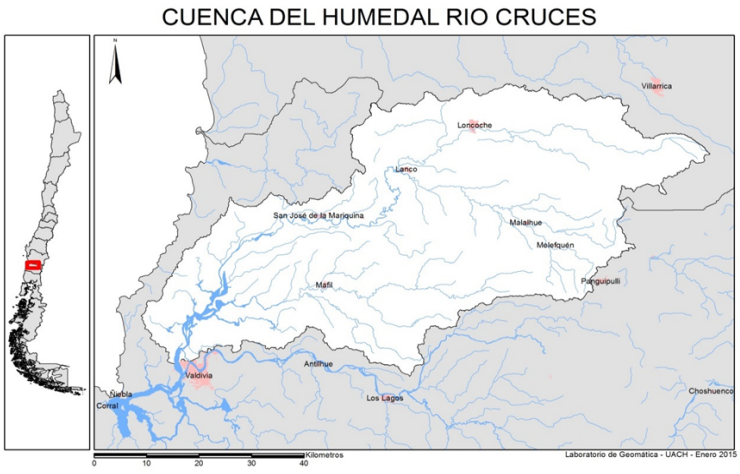


Figura 4.4.1. Área de estudio.

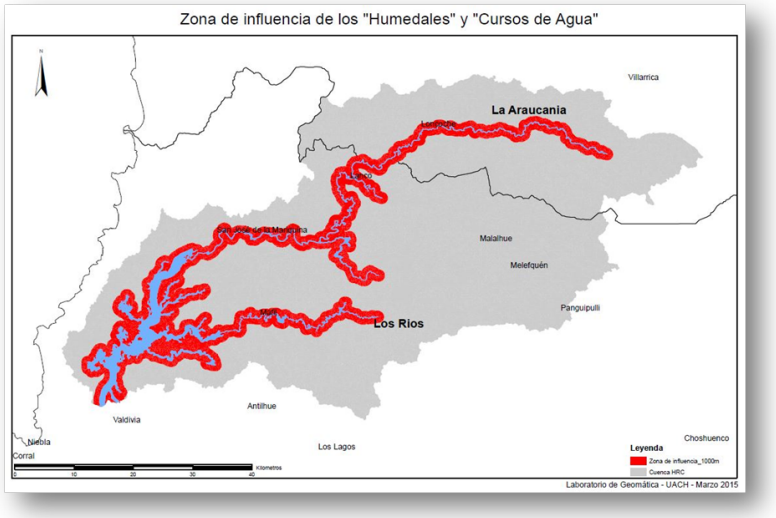


Figura 4.4.2. Ubicación de la zona de influencia del HRC.

El monitoreo de los cambios en el uso del suelo se realizó utilizando imágenes Landsat 8 al inicio y término del año 2015, (enero y noviembre, respectivamente). El programa Landsat 8 dispone de 11 bandas que captan el espectro visible, infrarrojo cercano (NIR) e infrarrojo de onda corta (SWIR). Tiene una resolución de 15 metros en pancromático y de 30 m en multi-espectral.

Sobre la base de la información resultante del análisis de las imágenes se confeccionaron las matrices de transferencia de superficie entre periodos. Estas matrices se elaboran mediante la cuantificación de las superficies que han cambiado de uso entre los periodos estudiados.

Para el estudio de las condiciones de la población y el poblamiento, el monitoreo se aplicó a nivel de localidad y entidad de población, solamente en el área de influencia directa sobre el HRC o zona Buffer, esto ya que al no disponer de información demográfica oficial, es imposible determinar los volúmenes de población presente en toda la superficie de la cuenca aportante al HRC. El análisis corresponde así al área de un kilómetro, aproximadamente, a ambos lados del eje del río Cruces y de sus principales ríos tributarios, la que se constituye en el área de influencia directa sobre el humedal y que corresponde a la misma superficie definida en el monitoreo de cambios en el uso del suelo.

La metodología empleada consistió en un levantamiento de las viviendas presentes en la mencionada área de influencia, tanto con un trabajo de campo como por información obtenida de imágenes disponibles. Luego se estimó la población a partir de una aproximación del número de habitantes por vivienda, calculado sobre la base de la información del censo del año 2002 e imágenes del año 2004.

4.4.4. Resultados

Los resultados obtenidos en esta primera etapa del Programa de Monitoreo del HRC se presentan a continuación, comenzando por los cambios en el uso del suelo, tanto a escala de la cuenca del río Cruces en su totalidad, como en el área de influencia directa. Para el caso del análisis de población, los resultados se refieren al área de influencia solamente.

Balance de superficies de uso actual en el periodo 2014 a enero 2015 y noviembre 2015

La Tabla 4.4.1 presenta el detalle de los resultados obtenidos en el proceso de monitoreo de las superficies y los cambios del uso del suelo respecto al año base 2014 (Fig. 4.4.3). Los puntos de medición, respecto al año base son enero y noviembre del año 2015.

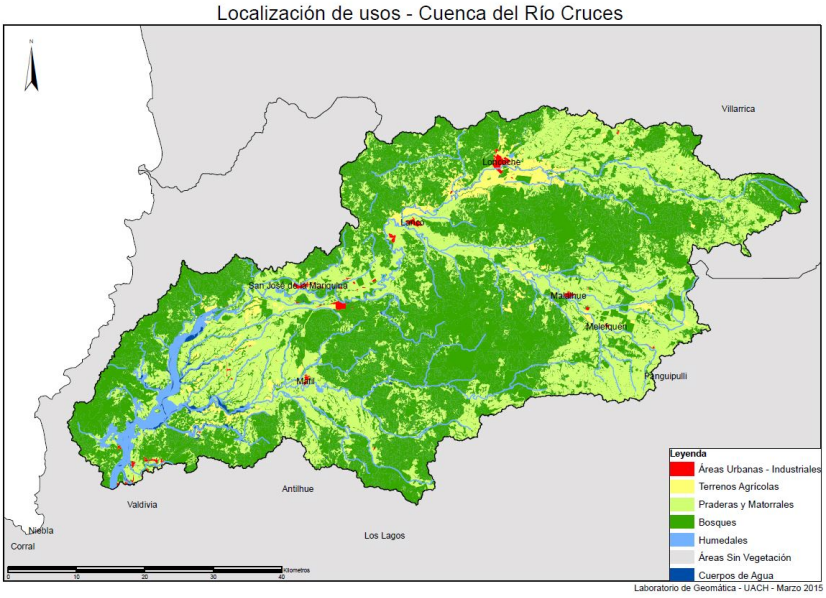


Figura 4.4.3. Distribución de los usos del suelo. Línea base año 2014.

Tabla 4.4.1. Balance uso actual del suelo, período diciembre 2014 - enero 2015. Cuenca del río Cruces.

Uso Actual	2014 (diciembre)		2015 (enero)		Cam
	Superficie (ha)	%	Superficie (ha)	%	Superficie (ha)
1. Áreas Urbanas-Industriales	**1.995,1**	**0,6**	**2.072,3**	**0,6**	**77,2**
1.1 Ciudades-Pueblos-Zonas Indus.	1.676,2	0,5	1.711,9	0,5	35,7
1.2 Minería Industrial	318,9	0,1	360,4	0,1	41,5
2. Terrenos Agrícolas	**12.099,3**	**3,6**	**15.422,8**	**4,6**	**3.323,5**
2.1 Terrenos de Uso Agrícola	3.103,2	0,9	3.483,4	1,0	380,2
2.2 Rotación Cultivo-Pradera	8.996,1	2,7	11.939,4	3,6	2.943,3
3. Praderas y Matorrales	**108.728,8**	**32,4**	**97.678,6**	**29,1**	**-11.050,2**
3.1 Praderas	98.302,9	29,3	87.341,0	26,0	-10.961,9
3.2 Matorral-pradera	2.334,5	0,7	2.333,6	0,7	-0,9
3.3 Matorral	3.802,8	1,1	3.761,2	1,1	-41,6
3.4 Matorral Arborescente	4.288,6	1,3	4.242,8	1,3	-45,8
4. Bosques	**203.867,1**	**60,8**	**211.533,8**	**63,0**	**7.666,7**
4.1 Plantaciones	78.434,3	23,4	86.323,6	25,7	7.889,3
4.2 Bosque Nativo	120.808,1	36,0	120.685,1	36,0	-123,0
4.3 Bosque Mixto	4.624,7	1,4	4.525,1	1,3	-99,6
5. Humedales	**5.811,2**	**1,7**	**5.794,0**	**1,7**	**-17,2**
5.1 Vegetación herbácea permanente en orillas de ríos	1.680,2	0,5	1.680,2	0,5	0,0
5.2 Marismas Herbáceas	396,5	0,1	396,5	0,1	0,0
5.3 Ñadis Herbáceos	2.853,1	0,9	2.853,1	0,9	0,0
5.6 Vegas	510,4	0,2	493,2	0,1	-17,2
5.7 Otros terrenos húmedos	371,0	0,1	371,0	0,1	0,0
6. Áreas Sin Vegetación	**36,9**	**0,0**	**36,9**	**0,0**	**0,0**
6.7 Otros Terrenos Sin Vegetación	1,4	0,0	1,4	0,0	0,0
6.8 Cajas de Rio	35,5	0,0	35,5	0,0	0,0
8. Cuerpos de Agua	**3.037,8**	**0,9**	**3.037,8**	**0,9**	**0,0**
8.2 Ríos	2.870,2	0,9	2.870,2	0,9	0,0
8.3 Lago-Laguna-Embalse-Tranque	167,6	0,0	167,6	0,0	0,0
Total general	**335.576,2**	**100,0**	**335.576,2**	**100,0**	**0,0**

Los usos más representativos en superficie para el periodo continúan siendo “Bosques” y “Praderas y Matorrales”, constituyendo más del 90% de la matriz de superficie de la cuenca. Los “Terrenos Agrícolas” ocupan menos del 5%, mientras que los “Humedales” representan alrededor del 2% de la superficie del área de estudio.

El principal cambio en el uso del suelo detectado en el primer periodo de 2 meses, ocurre en los “Terrenos Agrícolas” que hacia enero de 2015 aumentaron en un 27,5% (3.323,5 hectáreas), seguidos por una disminución de “Praderas y Matorrales” en un 10,2% (11.050,2 hectáreas), esto revela la actividad normal que se realiza en el ámbito rural en el periodo estival. También se puede observar una leve disminución del 0,3% (17,2 hectáreas) en la superficie del uso “Humedales”.

Al igual que en enero de 2015, al analizar el periodo diciembre 2014 – noviembre 2015 (Tabla 4.4.2), el principal cambio ocurre en los "Terrenos Agrícolas" que a noviembre de 2015 aumentaron en un 83,9% (10.152 hectáreas). Otro cambio importante es la disminución de "Praderas y Matorrales" en un 16,4% (17.874,8 hectáreas). Las Figuras 4.4.4 a 4.4.6 muestran la distribución de la superficie según sus usos para los años y meses señalados.

Tabla 4.4.2. Balance regional uso actual del suelo, período diciembre 2014 - noviembre 2015.

	2014 (diciembre)		2015 (noviembre)		Camb
Uso Actual	Superficie (ha)	%	Superficie (ha)	%	Superficie (ha)
1. Áreas Urbanas-Industriales	**1.995,1**	**0,6**	**2.079,4**	**0,6**	**84,3**
1.1 Ciudades-Pueblos-Zonas Indus.	1.676,2	0,5	1.711,9	0,5	35,7
1.2 Minería Industrial	318,9	0,1	367,5	0,1	48,6
2. Terrenos Agrícolas	**12.099,3**	**3,6**	**22.251,3**	**6,6**	**10.152,0**
2.1 Terrenos de Uso Agrícola	3.103,2	0,9	3.483,4	1,0	380,2
2.2 Rotación Cultivo-Pradera	8.996,1	2,7	18.767,9	5,6	9.771,8
3. Praderas y Matorrales	**108.728,8**	**32,4**	**90.854,0**	**27,1**	**-17.874,8**
3.1 Praderas	98.302,9	29,3	80.516,4	24,0	-17.786,5
3.2 Matorral-pradera	2.334,5	0,7	2.333,6	0,7	-0,9
3.3 Matorral	3.802,8	1,1	3.761,2	1,1	-41,6
3.4 Matorral Arborescente	4.288,6	1,3	4.242,8	1,3	-45,8
4. Bosques	**203.867,1**	**60,8**	**211.522,8**	**63,0**	**7.655,7**
4.1 Plantaciones	78.434,3	23,4	86.332,2	25,7	7.897,9
4.2 Bosque Nativo	120.808,1	36,0	120.670,3	36,0	-137,8
4.3 Bosque Mixto	4.624,7	1,4	4.520,3	1,3	-104,4
5. Humedales	**5.811,2**	**1,7**	**5.794,0**	**1,7**	**-17,2**
5.1 Vegetación herbácea permanente en orillas de ríos	1.680,2	0,5	1.680,2	0,5	0,0
5.2 Marismas Herbáceas	396,5	0,1	396,5	0,1	0,0
5.3 Ñadis Herbáceos	2.853,1	0,9	2.853,1	0,9	0,0
5.6 Vegas	510,4	0,2	493,2	0,1	-17,2
5.7 Otros terrenos húmedos	371,0	0,1	371,0	0,1	0,0
6. Áreas Sin Vegetación	**36,9**	**0,0**	**36,9**	**0,0**	**0,0**
6.7 Otros Terrenos Sin Vegetación	1,4	0,0	1,4	0,0	0,0
6.8 Cajas de Rio	35,5	0,0	35,5	0,0	0,0
8. Cuerpos de Agua	**3.037,8**	**0,9**	**3.037,8**	**0,9**	**0,0**
8.2 Ríos	2.870,2	0,9	2.870,2	0,9	0,0
8.3 Lago-Laguna-Embalse-Tranque	167,6	0,0	167,6	0,0	0,0
Total general	**335.576,2**	**100,0**	**335.576,2**	**100,0**	**0,0**

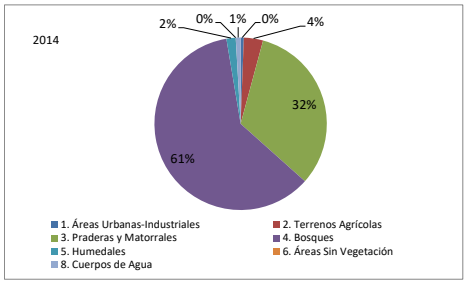


Figura 4.4.4. Distribución de superficie por uso de suelo año base 2014.

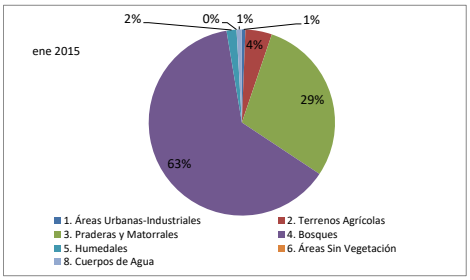


Figura 4.4.5. Distribución de superficie por uso de suelo enero 2015.

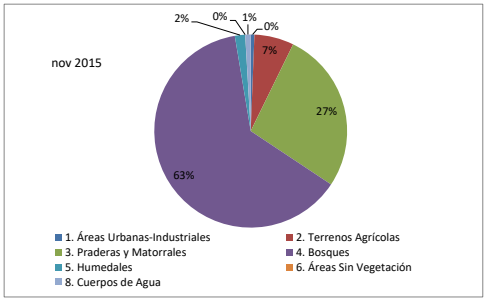


Figura 4.4.6. Distribución de superficie por uso de suelo noviembre 2015.

Transferencia de superficies de uso del suelo entre periodos

Las matrices de las Tablas 4.4.3 y 4.4.4 indican la modificación detectada en los usos de suelo y su cuantía en superficie por categorías de uso del suelo según COT (Carta de Ocupación de la Tierra).

Tabla 4.4.3. Matriz de transferencia de superficies por uso de suelo período diciembre 2014 - enero 2015

.

	Usos 2015 enero														
	1		2		3				4						
										4.2					
Usos 2014	1.1	1.2	2.1	2.2	3.1	3.2	3.3	3.4	4.1	4.2.1	4.2.2	4.2.3	4.2.4	4.3	5
1 Áreas Urbanas e Industriales	1.676,2	318,9													
1.1 Ciudades, pueblos, zonas Industriales	1.676,2														
1.2 Minería Industrial		318,9													
2 Terrenos Agrícolas		4,4	3.099,3	8.972,7					22,9						
2.1 Terreno de uso agricola			3.099,3						3,9						
2.2 Rotación cultivo/pradera		4,4		8.972,7					19,0						
3 Praderas y Matorrales	33,0	17,9	384,1	2.928,6	87.238,4	2.321,9	3.734,7	4.241,8	7.828,4						
3.1 Praderas	23,0	16,0	384,1	2.927,1	87.194,2				7.758,5						
3.2 Matorral Pradera	10,0					2.321,9			2,6						
3.3 Matorral		1,9			41,1		3.734,7		25,1						
3.4 Matorral Arborescente				1,5	3,1			4.241,8	42,2						
4 Bosques	2,7	19,2		38,1	102,6	11,7	26,5	1,0	78.455,1	16.841,9	90.750,3	12.600,3	492,6	4.525,1	
4.1 Plantaciones		19,1		38,1	41,4		2,4		78.333,3						
4.2 Bosque Nativo	2,7	0,1			61,2	11,7	24,1		52,9	16.841,9	90.702,8	12.600,3	492,6	17,8	
4.2.1 Bosque Nativo Adulto						8,9				16.841,9	20,6				
4.2.2 Bosque Nativo Renoval	2,7	0,1			61,2	2,8	24,1		52,9		90.682,2			17,8	
4.2.3 Bosque Nativo Adulto Renoval												12.600,3			
4.2.4 Bosque Nativo Achaparrado													492,6		
4.3 Bosque Mixto								1,0	68,9		47,5			4.507,3	
5 Humedales									17,2						5.794,0
6 Áreas Desprovistas de Vegetación															
8 Cuerpos de Agua															
Total general	**1.711,9**	**360,4**	**3.483,4**	**11.939,4**	**87.341,0**	**2.333,6**	**3.761,2**	**4.242,8**	**86.323,6**	**16.841,9**	**90.750,3**	**12.600,3**	**492,6**	**4.525,1**	**5.794,0**

Durante este período se observó que las principales transferencias se produjeron desde el uso “Praderas y Matorrales” hacia el uso “Plantaciones” con 7.828,4 hectáreas y hacia el uso “Terrenos Agrícolas” con alrededor de 3.300 hectáreas, es decir, se produjo una transferencia principalmente a través de la habilitación de praderas para uso forestal y agrícola. Esta transferencia de praderas y matorrales a plantaciones explica el aumento en superficie del uso “Bosque”. De la misma manera se observó un aumento de 77,2 hectáreas en el uso “Áreas urbanas e industriales”.

Tabla 4.4.4. Matriz de transferencia de superficies por uso de suelo período diciembre 2014 - noviembre 2015.

	Usos 2015 noviembre														
	1		2		3					4					
										4.2					
Usos 2014	1.1	1.2	2.1	2.2	3.1	3.2	3.3	3.4	4.1	4.2.1	4.2.2	4.2.3	4.2.4	4.3	5
1 Áreas Urbanas e Industriales		318,9													
1.1 Ciudades, pueblos, zonas Industriales	1.676,2														
1.2 Minería Industrial		318,9													
2 Terrenos Agrícolas		4,4	3.099,3	8.972,7					22,9						
2.1 Terreno de uso agrícola			3.099,3						3,9						
2.2 Rotación cultivo/pradera		4,4		8.972,7					19,0						
3 Praderas y Matorrales	33,0	25,0	384,1	9.742,3	80.413,8	2.321,9	3.734,7	4.241,8	7.832,2						
3.1 Praderas	23,0	23,1	384,1	9.740,8	80.369,6				7.762,3						
3.2 Matorral Pradera	10,0					2.321,9			2,6						
3.3 Matorral		1,9			41,1		3.734,7		25,1						
3.4 Matorral Arborescente				1,5	3,1			4.241,8	42,2						
4 Bosques	2,7	19,2		52,9	102,6	11,7	26,5	1,0	78.459,9	16.841,9	90.735,5	12.600,3	492,6	4.520,3	
4.1 Plantaciones		19,1		38,1	41,4		2,4		78.333,3						
4.2 Bosque Nativo	2,7	0,1		14,8	61,2	11,7	24,1		52,9	16.841,9	90.688,0	12.600,3	492,6	17,8	
4.2.1 Bosque Nativo Adulto						8,9				16.841,9	20,6				
4.2.2 Bosque Nativo Renoval	2,7	0,1		14,8	61,2	2,8	24,1		52,9		90.667,4			17,8	
4.2.3 Bosque Nativo Adulto Renoval												12.600,3			
4.2.4 Bosque Nativo Achaparrado													492,6		
4.3 Bosque Mixto								1,0	73,7		47,5			4.502,5	
5 Humedales									17,2						5.794,0
6 Áreas Desprovistas de Vegetación															
8 Cuerpos de Agua															
Total general	**1.711,9**	**367,5**	**3.483,4**	**18.767,9**	**80.516,4**	**2.333,6**	**3.761,2**	**4.242,8**	**86.332,2**	**16.841,9**	**90.735,5**	**12.600,3**	**492,6**	**4.520,3**	**5.794,0**

Para el período diciembre 2014 y noviembre 2015 aumenta considerablemente la transferencia de superficie desde el uso “Praderas y Matorrales” hacia el uso “Terrenos Agrícolas” con 10.126,4 hectáreas con lo que se reitera una tendencia hacia dicho cambio de uso del suelo. En ambos períodos existe además una transferencia de superficie de 17,2 hectáreas del uso “Humedales” hacia el uso “Plantaciones”.

Detalle en la zona de influencia directa del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios (buffer de 1000 m alrededor del HRC)

Para estudiar de forma más detallada los usos en la cercanía del humedal y sus ríos tributarios, se generó una cobertura de información que contiene los usos de la tierra ubicados a una distancia de 1 kilómetro de los usos “Humedales” y “Cursos de Agua”. Esta zona de influencia (o zona “Buffer”) representa una superficie total de 65.107,4 hectáreas y ha sido representada en la Figura 4.4.2.

Las matrices de las Tablas 4.4.5 y 4.4.6 indican la modificación detectada en los usos de suelo y su cuantía en superficie por categorías de uso del suelo según COT (Carta de Ocupación de la Tierra).

Tabla 4.4.5. Matriz de transferencia para zona Buffer período diciembre 2014 - enero 2015.

	Usos 2015 enero														
	1		2		3				4						
										4.2					
Usos 2014	1.1	1.2	2.1	2.2	3.1	3.2	3.3	3.4	4.1	4.2.1	4.2.2	4.2.3	4.2.4	4.3	5
1 Áreas Urbanas e Industriales	1.062,0	196,8													
1.1 Ciudades, pueblos, zonas Industriales	1.062,0														
1.2 Minería Industrial		196,8													
2 Terrenos Agrícolas			929,4	4.853,6					8,0						
2.1 Terreno de uso agrícola			929,4						3,9						
2.2 Rotación cultivo/pradera				4.853,6					4,1						
3 Praderas y Matorrales	6,9	8,9	209,5	1.571,6	19.061,6	864,0	761,2	749,4	586,7						
3.1 Praderas	6,9	8,9	209,5	1.571,6	19.061,6				584,7						
3.2 Matorral Pradera						864,0									
3.3 Matorral							761,2		2,0						
3.4 Matorral Arborescente								749,4							
4 Bosques		19,0		17,3	6,5	2,8		1,0	8.561,3	421,9	14.170,8	1.192,2	270,9	1.082,5	
4.1 Plantaciones		19,0		17,3	6,5				8.541,5						
4.2 Bosque Nativo						2,8			3,0	421,9	14.159,0	1.192,2	270,9		
4.2.1 Bosque Nativo Adulto										421,9					
4.2.2 Bosque Nativo Renoval						2,8			3,0		14.159,0				
4.2.3 Bosque Nativo Adulto Renoval												1.192,2			
4.2.4 Bosque Nativo Achaparrado													270,9		
4.3 Bosque Mixto								1,0	16,8		11,8			1.082,5	
5 Humedales															5.495,7
6 Áreas Desprovistas de Vegetación															
8 Cuerpos de Agua															
Total general	**1.068,9**	**224,7**	**1.138,9**	**6.442,5**	**19.068,1**	**866,8**	**761,2**	**750,4**	**9.156,0**	**421,9**	**14.170,8**	**1.192,2**	**270,9**	**1.082,5**	**5.495,7**

En el área Buffer, para el período diciembre 2014 - enero 2015, la principal modificación en el uso del suelo ocurre con la transferencia desde el uso “Praderas y matorrales” hacia el uso “Agrícola” con 1.781 ha. Otra modificación de menor cuantía pero que eventualmente afectarían el HRC corresponde al uso “Áreas urbanas e industriales”, que se incrementaron en 34,8 ha. Este cambio corresponde principalmente a expansión de proyectos industriales e inmobiliarios alrededor del HRC. El bosque nativo disminuyó sólo en 3,8 ha., de las cuales pasaron al uso “Praderas y matorral” 0,8 ha. y 3 ha. a “Plantaciones”. La misma tendencia se revela para el periodo diciembre 2014 a noviembre 2015 que se presenta en la matriz de transferencia de la Tabla 4.4.6.

Tabla 4.4.6. Matriz de transferencia para zona Buffer período diciembre 2014 - noviembre 2015.

	Usos 2015 noviembre															
	1		2		3				4							
										4.2						
Usos 2014	1.1	1.2	2.1	2.2	3.1	3.2	3.3	3.4	4.1	4.2.1	4.2.2	4.2.3	4.2.4	4.3	5	6
1 Áreas Urbanas e Industriales	1.062,0	196,8														
1.1 Ciudades, pueblos, zonas Industriales	1.062,0															
1.2 Minería Industrial		196,8														
2 Terrenos Agrícolas			929,4	4.853,6					8,0							
2.1 Terreno de uso agrícola			929,4						3,9							
2.2 Rotación cultivo/pradera				4.853,6					4,1							
3 Praderas y Matorrales	6,9	13,5	209,5	1.571,6	19.057,0	864,0	761,2	749,4	586,7							
3.1 Praderas	6,9	13,5	209,5	1.571,6	19.057,0				584,7							
3.2 Matorral Pradera						864,0										
3.3 Matorral							761,2		2,0							
3.4 Matorral Arborescente								749,4								
4 Bosques		19,0		17,3	6,5	2,8		1,0	8.561,3	421,9	14.170,8	1.192,2	270,9	1.082,5		
4.1 Plantaciones		19,0		17,3	6,5				8.541,5							
4.2 Bosque Nativo						2,8			3,0	421,9	14.159,0	1.192,2	270,9			
4.2.1 Bosque Nativo Adulto										421,9						
4.2.2 Bosque Nativo Renoval						2,8			3,0		14.159,0					
4.2.3 Bosque Nativo Adulto Renoval												1.192,2				
4.2.4 Bosque Nativo Achaparrado													270,9			
4.3 Bosque Mixto								1,0	16,8		11,8			1.082,5		
5 Humedales															5.495,7	
6 Áreas Desprovistas de Vegetación																35,5
8 Cuerpos de Agua																
Total general (ha)	**1.068,9**	**229,3**	**1.138,9**	**6.442,5**	**19.063,5**	**866,8**	**761,2**	**750,4**	**9.156,0**	**421,9**	**14.170,8**	**1.192,2**	**270,9**	**1.082,5**	**5.495,7**	**35,5**

Población y poblamiento del área de influencia sobre el HRC

Para el monitoreo del comportamiento referido a población y uso del suelo, la cuenca aportante al HRC compromete superficies que pertenecen administrativamente a las regiones de La Araucanía y Los Ríos, de ellas se considerarán las comunas de Lanco, Mariquina, Máfil y Valdivia. Las comunas de Valdivia, Mariquina y Lanco presentan un crecimiento poblacional positivo en los últimos años con cifras del orden de entre 5 y 10%, las que resultan superiores al crecimiento de la Región de Los Ríos. El mayor crecimiento se ha verificado en las comunas de Valdivia y Mariquina, mientras Máfil, manifiesta un crecimiento negativo o casi nulo.

Con el propósito de conseguir un análisis de mayor detalle, el monitoreo se aplicó a nivel de localidad y entidad de población, solamente en el área de influencia directa sobre el HRC, esto ya que al no disponer de información demográfica oficial, es imposible

determinar los volúmenes de población presente en toda la superficie de la cuenca aportante al HRC. Específicamente, se ha centrado el análisis en el área de un kilómetro, aproximadamente, a ambos lados del eje del río Cruces y de sus principales ríos tributarios, la que se constituye en el área de influencia directa sobre el humedal y que corresponde a la misma superficie definida como zona Buffer en el monitoreo de usos del suelo.

La entidad población corresponde a lugares en que se encuentra la población en algún tipo de asentamiento, de cualquier tamaño. Por su parte, las localidades corresponden a un agrupamiento de entidades de reducido número de habitantes, o de población dispersa, a las que se les asigna un nombre, generalmente representativo de la entidad de mayor rango. Las localidades de población son áreas en las que se encuentra población, a diferencia de las entidades que son puntos con habitantes en algún grado de concentración. La Tabla 4.4.7 presenta el listado de localidades pobladas que se encuentran en el área de influencia directa del HRC.

Tabla 4.4.7. Habitantes en localidades del área de estudio. 1992 – 2002.

comuna	localidad	censo 1992	censo 2002
MARIQUINA	SAN JOSE DE LA MARIQUINA		7790
MARIQUINA	CHONQUI/VERONICA	41	27
MARIQUINA	CAHUINCURA	0	5
MARIQUINA	AGUA BONITA	78	6
MARIQUINA	CUYAN/ CUYAN-QUECHUCO	52	73
MARIQUINA	QUINTRAHUEQUE	14	13
MARIQUINA	QUILO-QUILO		19
MARIQUINA	PUILE	220	114
MARIQUINA	CIRUELOS	555	586
MARIQUINA	PONPON	134	167
MARIQUINA	PUILE	270	49
MARIQUINA	MELIQUINA	179	141
MARIQUINA	RUCACO	121	126
MARIQUINA	TRALCAO	234	279
MARIQUINA	PELCHUQUIN	1192	1128

MARIQUINA	ESTACION MARIQUINA	674	555
MARIQUINA	ASCUE	136	257
MARIQUINA	SANTA MARIA	48	25
MARIQUINA	IÑIPULLI	216	174
MARIQUINA	CUYINHUE	57	167
MARIQUINA	CRUCES	5	9
MARIQUINA	LOCUCHE	132	98
MARIQUINA	BELLAVISTA	14	0
LANCO	TROLTROHUE	53	34
LANCO	IMULFUDI	139	165
LANCO	PILFITRANA	39	18
LANCO	TRANA	51	40
LANCO	EL ARCO	122	64
LANCO	PUENTE NEGRO	98	63
MAFIL	PUTABLA		16
VALDIVIA	VALDIVIA	3949	5267
VALDIVIA	CAUCAU	34	47
VALDIVIA	CHOROCAMAYO	131	101
VALDIVIA	LOS PINOS	62	2
VALDIVIA	PICHOY	73	82
VALDIVIA	LOS CASTAÑOS	189	427
VALDIVIA	CABO BLANCO	112	121
VALDIVIA	PUNUCAPA	0	2
VALDIVIA	SANTA ELVIRA	371	19
VALDIVIA	EL PELU	0	11
VALDIVIA	CAYUMAPU	234	70
VALDIVIA	CHANCOYAN	147	110
VALDIVIA	MOLCO	182	102
VALDIVIA	PUNUCAPA	111	125
VALDIVIA	ISLA HUEPE	2	4
VALDIVIA	EL PELU	4	0
VALDIVIA	EL POTRERO	44	26
VALDIVIA	ISLA RIALEJO	0	3
VALDIVIA	TAMBILLO	31	46
VALDIVIA	CORCOVADO	23	14
VALDIVIA	SAN PEDRO	7	5
VALDIVIA	IÑIPULLI	0	0
VALDIVIA	SAN RAMON	25	0

Según el censo del año 2002, el total de población en el área de estudio alcanza a 18.792 habitantes. Proyectando esa población a una tasa constante de 1,5% anual, resultante de la tendencia de crecimiento demográfico observada entre los años 1992 y 2002, se llega a la cifra de 22.468 habitantes para el año 2014 y 22.805 habitantes al año 2015.

Del análisis de la información proveniente de las proyecciones de población y de terreno, se ha podido establecer que el mayor dinamismo en lo referente a población se ha producido en la localidad de Punucapa y Cabo Blanco, ambas de la comuna de Valdivia. La Figura 4.4.7 muestra la distribución de las viviendas existentes en el área de influencia directa que fue definida para este estudio. De esa área se ha seleccionado Cabo Blanco y Punucapa, tanto por su dinamismo en los últimos años, como por las proyecciones que sobre ambas localidades se hacen respecto a la evolución del poblamiento en los próximos años. La distribución de las viviendas que presenta la Figura 4.4.7 corresponde a información recopilada en terreno y complementada por análisis de imágenes de Google Earth del año 2014-2015.

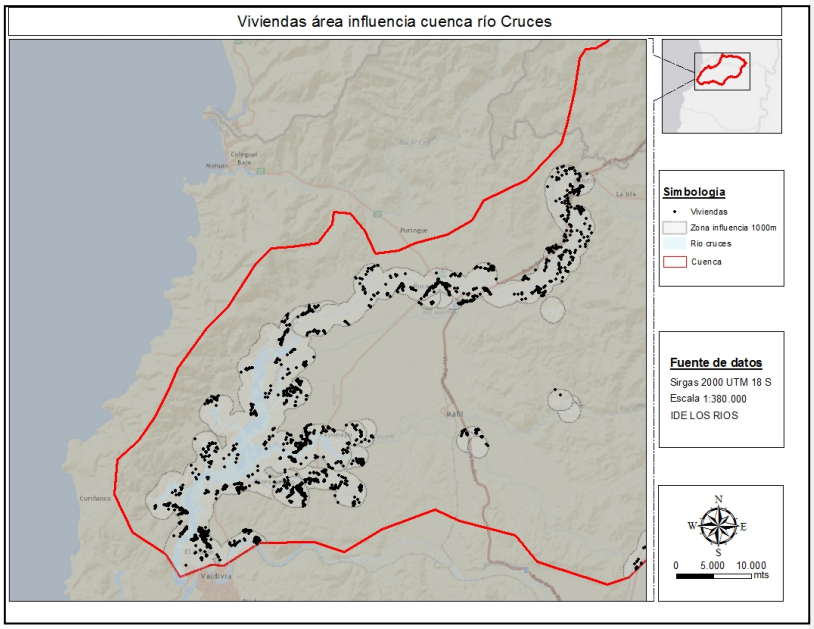


Figura 4.4.7. Distribución de viviendas en el área de influencia directa sobre el HRC.

En el caso de la localidad de Cabo Blanco, la Figura 4.4.8 y 4.4.9, permiten observar el incremento en el número de viviendas entre los años 2004 y 2015. El 2004, la localidad contaba con 121 habitantes que ocupaban 54 viviendas. Con el propósito de establecer comparaciones entre ambos años, se ha calculado que en promedio, el año 2002 vivían 2,25 personas en cada vivienda. El año 2015 se cuenta un total de 104 viviendas. Asumiendo que la proporción de habitantes por vivienda se mantiene a través del tiempo sin cambios, significa que en la actualidad viven en Cabo Blanco un total de aproximadamente 234 personas, lo que implica un incremento de un 93%. Es decir, que el crecimiento que ha experimentado este sector prácticamente ha duplicado la población.

La tendencia al crecimiento que manifiesta la localidad puede considerarse como una tendencia continua en el futuro, atendiendo por una parte al espacio aun disponible en

la localidad, como a los proyectos viales en estudio, diseño o ejecución y a la tendencia generalizada de migración por amenidad. Tratándose de un sector de espacios amplios, con la posibilidad de vivencia cercana a la naturaleza y que goza de una importante carga de belleza escénica, sobre todo en las proximidades al humedal, es posible proyectar un incremento sustancial en la ocupación residencial del sector de Cabo Blanco, el que deberá ser monitoreado con una frecuencia anual para determinar posibles cambios en las tendencias y para obtener una adecuada aproximación a los posibles efectos sobre el sistema del HRC. Se debe tener en consideración que recién el año 2017 se considera la realización de un Censo abreviado, a partir del cual será posible obtener información más precisa sobre el área de interés de este estudio.

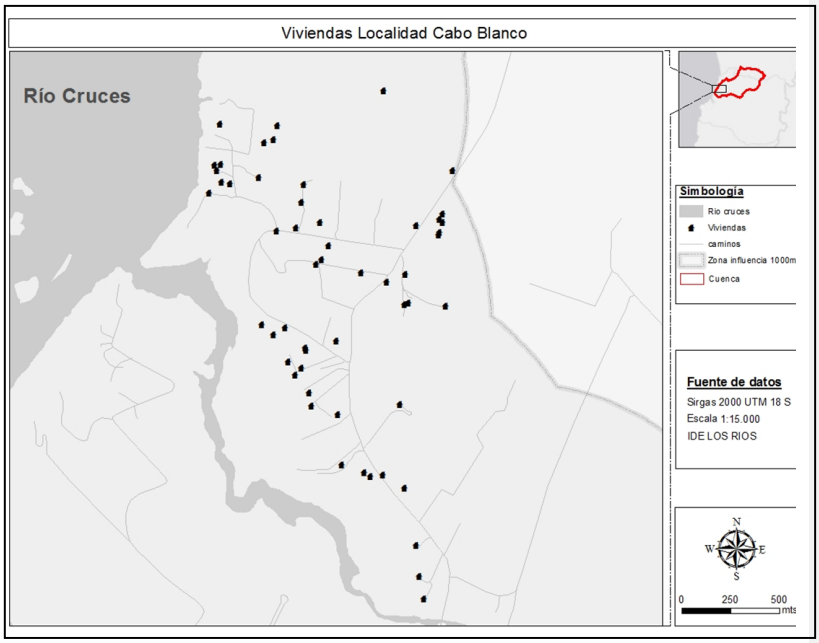


Figura 4.4.8. Distribución de viviendas en Cabo Blanco, comuna de Valdivia. Año 2004.

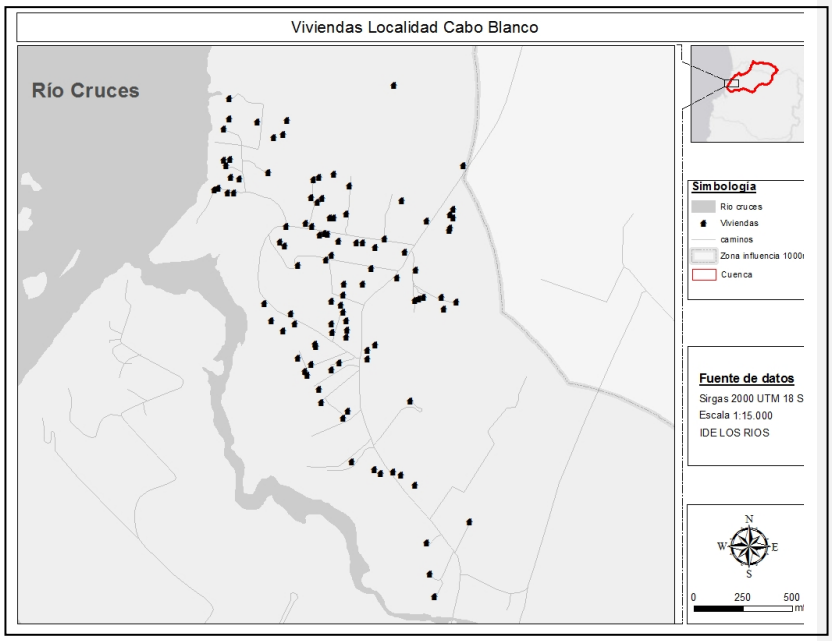


Figura 4.4.9. Distribución de viviendas en Cabo Blanco, comuna de Valdivia. Año 2015.

Por su parte, la localidad de Punucapa contaba el año 2004 con 125 habitantes distribuidos en 55 viviendas (Fig. 4.4.10 y 4.4.11), lo que permite estimar una ocupación de 2,27 habitantes por vivienda. Haciendo el mismo ejercicio que en caso de Cabo Blanco y dado que al 2015 la localidad tiene 75 viviendas, la población actual alcanzaría a 170 habitantes.

Lo anterior implica un incremento del orden del 36%, cifra que si bien es inferior a la de Cabo Blanco, debe observarse con precaución toda vez que se trata de una localidad con un mayor grado de aislamiento. La distancia que separa a Punucapa de Valdivia, puede por un lado servir de atractivo para quienes buscan un disfrute de la tranquilidad y la naturaleza, pero puede significar un desincentivo para quienes requieren viajar diariamente a Valdivia por razones de estudio o trabajo. Para este caso, también se debe tener presente

el rol que puede jugar el mejoramiento de la ruta Valdivia - Curiñanco y que significará una reducción de la fricción de la distancia, lo que redundará en un incremento de la atracción potencial para quienes integran la corriente de los migrantes por amenidad.

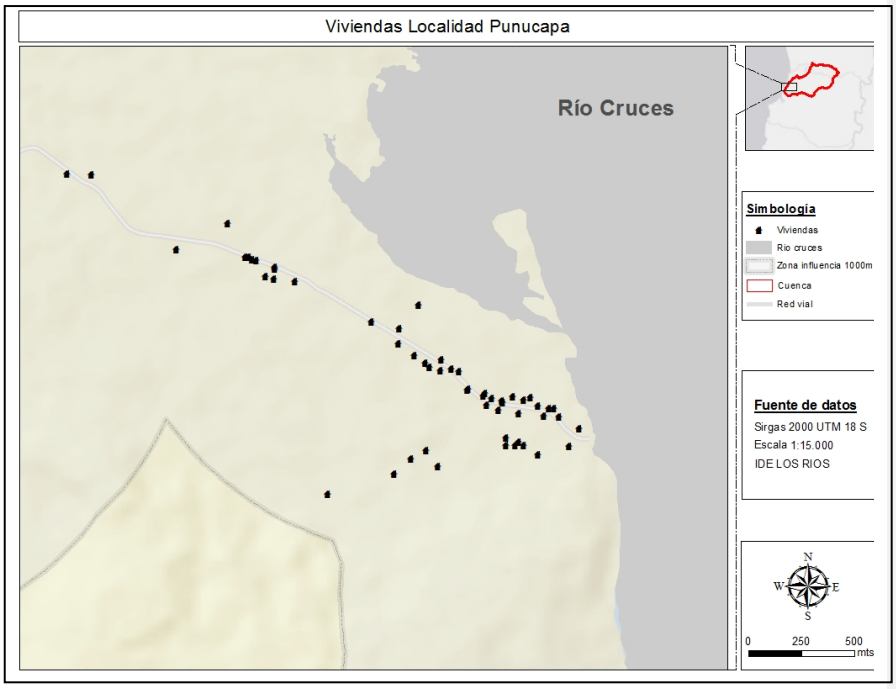


Figura 4.4.10. Distribución de viviendas en Punucapa, comuna de Valdivia. Año 2004.

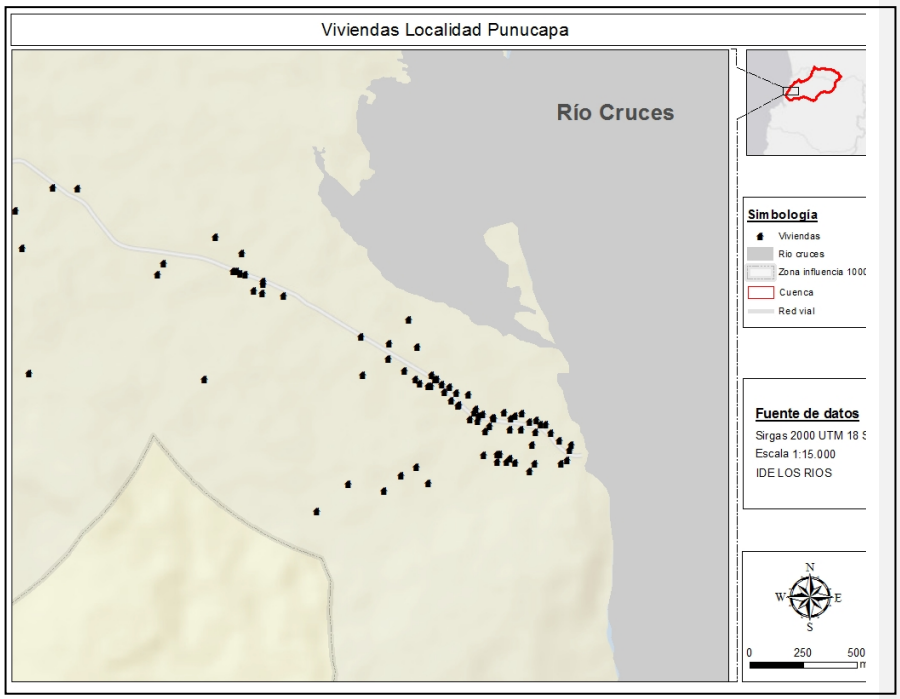


Figura 4.4.11. Distribución de viviendas en Punucapa, comuna de Valdivia. Año 2015.

En términos generales se mantiene la tendencia observada en esta temática en el Programa de Diagnóstico Ambiental HRC durante el año 2014, por cuanto el área de influencia directa sobre el humedal presenta una tendencia de crecimiento moderada, manteniendo la concentración de la población en las ciudades, principalmente en Valdivia. Las localidades y entidades rurales en tanto, manifiestan una tendencia más bien a la estabilidad en cuanto al volumen de habitantes, o bien una tendencia claramente negativa. Sólo escapan a esta tendencia general, las localidades de Cabo Blanco y Punucapa, ambas de la comuna de Valdivia. Se trata en ambos casos, pero sobre todo en Cabo Blanco, de una manifestación de la expansión de la ciudad de Valdivia, dispersándose hacia las periferias rurales.

Respecto a la normativa que rige o debería regir estos procesos de expansión del área urbanizada de la ciudad, aún se mantiene en etapa de aprobación el nuevo Plan Regulador Comunal, por lo que se mantiene en vigor el Plan Regulador del año 1988, con todas sus modificaciones, las que no afectan a los sectores inmediatos al humedal.

4.4.5. Conclusiones

• Se puede apreciar que si bien el grado de modificación de las variables Uso del Suelo, Población y Poblamiento, resulta moderado, es posible apreciar algunas tendencias de carácter general que deben ser monitoreadas con frecuencia a lo menos anual. Es el caso de las transferencias de superficies bajo uso de suelo "Praderas y matorrales", que mantiene la tendencia a la disminución. Además, se observa un incremento en la superficie de uso "Áreas urbanas e Industriales", que coincide con la tendencia que se aprecia al estimar la población en áreas seleccionadas próximas al HRC.

• Los usos del suelo más representativos del HRC para el periodo, son "Bosques" con 211.533,8 hectáreas de las cuales el 59.2% corresponden a Bosque Nativo y el 40.8% a plantaciones de especies exóticas, que junto al uso "Praderas y Matorrales", constituyen más del 90% de la matriz de superficie de la cuenca.

• Los "Terrenos Agrícolas" ocupan menos del 10%, mientras que los "Humedales" representan alrededor 2% de la superficie del área de estudio.

• Durante el año 2015, la superficie del uso "Terrenos Agrícolas" se incrementó en 3.323.5 hectáreas.

• El uso del suelo "Praderas y Matorrales" presentó una disminución en el año 2015 de 18.016.6 hectáreas, siendo en el periodo estival (Diciembre 2014 – Enero 2015) la mayor disminución con 11.050,2 hectáreas.

• También se puede observar una disminución del 0,3% (17,2 hectáreas) en la superficie del uso "Humedales".

• En el área Buffer (zona de 1000 m alrededor del HRC) la principal modificación en el uso del suelo ocurre con la transferencia desde el uso “Praderas y Matorrales” hacia el uso “Agrícola” con 1.781 hectáreas.

• Otra modificación, pero de menor cuantía corresponden al uso “Áreas urbanas e industriales”, que se incrementó en 34,8 hectáreas.

• La dinámica demográfica del área de influencia estudiada mantiene un ritmo moderado no apreciándose modificaciones de relevancia, excepto en el sector de Cabo Blanco y Punucapa.

• El área de estudio aún carece de un Instrumento de Ordenamiento Territorial que le otorgue algún grado de protección legal.

4.5. CONOCIMIENTO ECOLÓGICO LOCAL

4.5.1. Antecedentes

La importancia del conocimiento tradicional en el estudio de las relaciones ecológicas tiene sus primeros antecedentes en la década de 1950 a través del desarrollo de la etnoecología (Reyes-García, 2008). Sin embargo, el conocimiento local y su aplicación al manejo de recursos naturales y, luego, al estudio de los ecosistemas, adquirió nueva vigencia a partir de la segunda mitad de la década de 1980 (Blaikie *et al.,* 1997; Gómez-Baggethun, 2009). Un aspecto distintivo entre las primeras aproximaciones al conocimiento ecológico local (en adelante CEL) y las miradas contemporáneas, es que no se centra en la colección de datos o conocimiento *factual* de modo aislado, sino en los procesos que permiten situar ese conocimiento en los campos de prácticas y medios de vida de las comunidades que le dan sentido (Blaikie *et al.,* 1997; Warburton & Martin, 1999), así como también a la identificación de interfaces de conocimiento, entendidas como la articulación dinámica entre conocimiento científico, experto y experiencial/local (Long, 2001). A este cambio paradigmático se le ha denominado de "pluriversidad epistémica" (Escobar, 2000) o "diálogo de saberes" (Leff, 2006) y supone adoptar transformaciones en las formas como se desarrollan las investigaciones, proyectos, programas y políticas sobre desarrollo para incluir activamente la experiencia y conocimiento de los actores locales y comunitarios.

En el período comprendido entre mayo del 2014 y enero del 2015, se realizó un trabajo de diagnóstico del CEL en el marco del diagnóstico del HRC realizado por la UACH. En este diagnóstico, el estudio del componente CEL consideró los siguientes parámetros:

a) Interpretación de percepciones y experiencias, para lo cual se identificaron ***hitos*** de experiencias compartidas por los habitantes del humedal, que permitieron ordenar temporalmente las ***experiencias*** y ***percepciones*** de los actores locales.

b) Identificación de transformaciones o cambios detectados por los actores locales en el HRC, los cuales constituyen ***socio-bio-indicadores*** registrados durante el período 2004-2014, ya sea en aspectos cualitativos o cuantitativos de agentes bióticos y abióticos o bien cambios en el comportamiento de los habitantes del humedal en relación a actividades previamente desarrolladas.

c) Identificación de amenazas o transformaciones asociadas a aspectos negativos identificados por los actores para la mantención y mejoramiento de la vida social y la calidad ambiental del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios en el futuro inmediato o a largo plazo.

d) Indicaciones para el monitoreo que pudieran ser de utilidad o interés de seguimiento para el monitoreo en el conjunto de estudios, así como la disposición de participar de los actores entrevistados en las acciones de seguimiento y monitoreo local a partir de 2015.

El trabajo de levantamiento y análisis de información que se realizó en el estudio mencionado apuntó principalmente al diagnóstico del CEL de las comunidades que habitan el HRC, sin embargo la continuidad de este componente en la etapa de monitoreo no está orientada al seguimiento del CEL diagnosticado sino a implementar un modelo que involucre a las comunidades locales en el monitoreo del HRC. Es por este motivo que, aun cuando la información del diagnóstico constituye la base sobre la cual se fundan las actividades del monitoreo y parte de dicha información será profundizada en este período, en esta etapa resulta fundamental recabar información primaria y secundaria que permita diseñar un sistema de monitoreo en que participen distintos actores vinculados al HRC.

Los resultados que se presentan a continuación corresponden a las actividades realizadas entre octubre del 2015 y enero de 2016, las cuales han estado orientadas fundamentalmente a establecer contacto con potenciales informantes y a la caracterización

del tejido social del área de estudio a partir de la realización de entrevistas a actores clave, proceso que se estima concluirá en mayo del 2016.

4.5.2. Objetivos

- Poner en valor el CEL a través del rescate de las experiencias y la memoria de los habitantes en torno al HRC.
- Vincular el conocimiento ecológico local con el conocimiento científico obtenido por la UACh, en torno a los resultados del Programa de Diagnóstico y Monitoreo del HRC.
- Diseñar e implementar un sistema de observación y monitoreo con activa participación de las comunidades locales, servicios públicos y universidad que contribuya a mejorar la calidad ambiental del HRC.

Productos y actividades

A continuación se presentan las actividades y productos esperados del componente CEL en la etapa de monitoreo, junto con los plazos estimados para su obtención.

Tabla 4.5.1. Objetivos, actividades y productos esperados

OBJETIVO	ACTIVIDADES	PRODUCTOS ESPERADOS	PLAZO
i. Poner en valor el conocimiento ecológico local través del rescate de las experiencias y la memoria en torno al HRC.	1. Contacto con actores locales para identificación de informantes clave	1. Catastro de actores locales contactados y entrevistados	cctubre 2015-febrero 2016
	2. Contacto con informantes clave	2. Catastro de informantes clave	octubre 2015 febrero 2016
		3. Mapa de informantes clave georreferenciados	octubre 2015-mayo 2016
	3. Elaboración de etnografía del HRC	4. Documento con etnografía del HRC	marzo 2016-marzo 2017
	4. Edición de material para ser entregado a la comunidad	5. Material etnográfico editado en distintos formatos, según público objetivo.	marzo 2017-junio 2017
	5. Entrega de material a la comunidad	6. Material etnográfico entregado a la comunidad.	Julio 2017-diciembre 2017
ii. Vincular el conocimiento ecológico local con el conocimiento científico obtenido por la UACH, en torno a los resultados del Programa de Diagnóstico y Monitoreo del HRC.	1. Contacto con actores locales para identificación de informantes clave	1. Catastro de actores locales contactados y entrevistados	octubre 2015-febrero 2016
	2. Contacto con informantes clave	2. Catastro de informantes clave	octubre 2015-febrero 2016
		3. Insumos para diseño de instancias de diálogo a partir de entrevistas a informantes clave.	octubre 2015-mayo 2016
	3. Diseño de instancias de diálogo entre actores vinculados al HRC	4. Documento con diseño de instancias de diálogo entre actores vinculados al HRC	marzo 2017-junio 2017
	4. Implementación de instancias de diálogo	5. Instancias de diálogo entre actores vinculados al HRC implementadas	julio 2017-diciembre 2017

OBJETIVO	ACTIVIDADES	PRODUCTOS ESPERADOS	PLAZO
iii. Diseñar e implementar un sistema de observación y monitoreo con activa participación de las comunidades locales, servicios públicos y universidad que contribuya a mejorar la calidad ambiental del HRC.	1. Contacto con actores locales para identificación de informantes clave	1. Catastro de actores locales contactados y entrevistados	octubre 2015-febrero 2016
	2. Contacto con informantes clave	2. Catastro de informantes clave	octubre 2015-mayo 2016
		3. Caracterización del tejido social del HRC, según zona.	octubre 2015-mayo 2016
	4. Recopilación bibliográfica de experiencias de monitoreo ambiental con participación de actores locales	4. Documento con revisión y sistematización de información secundaria,	marzo 2016-junio 2016
	5. Información primaria	5. Insumos para diseño de sistema de monitoreo local a partir de entrevistas a informantes clave.	abril 2016-julio 2016
	5. Diseño de sistema de observación y monitoreo local del HRC	6. Documento con propuesta de diseño de sistema de observación y monitoreo local del HRC.	agosto 2016–noviembre 2016
		7. Validación de la propuesta de diseño con actores clave.	diciembre 2016
	5. Implementación del sistema de monitoreo	8. Implementación de acciones y actividades para monitoreo del HRC con participación de actores locales.	enero 2017 en adelante

4.5.3. Material y métodos

Para efectos de este estudio, el área de investigación ha considerado las mismas localidades cercanas al humedal que fueron consideradas para la etapa de diagnóstico, no obstante durante el desarrollo de las actividades se pueden agregar nuevas localidades como resultado de la propia investigación. Con el objetivo de facilitar el trabajo en terreno

y la presentación de resultados, el área de investigación se ha dividido en cuatro sectores o zonas según su ubicación cardinal con respecto al HRC, como se muestra en la Figura 4.5.1.

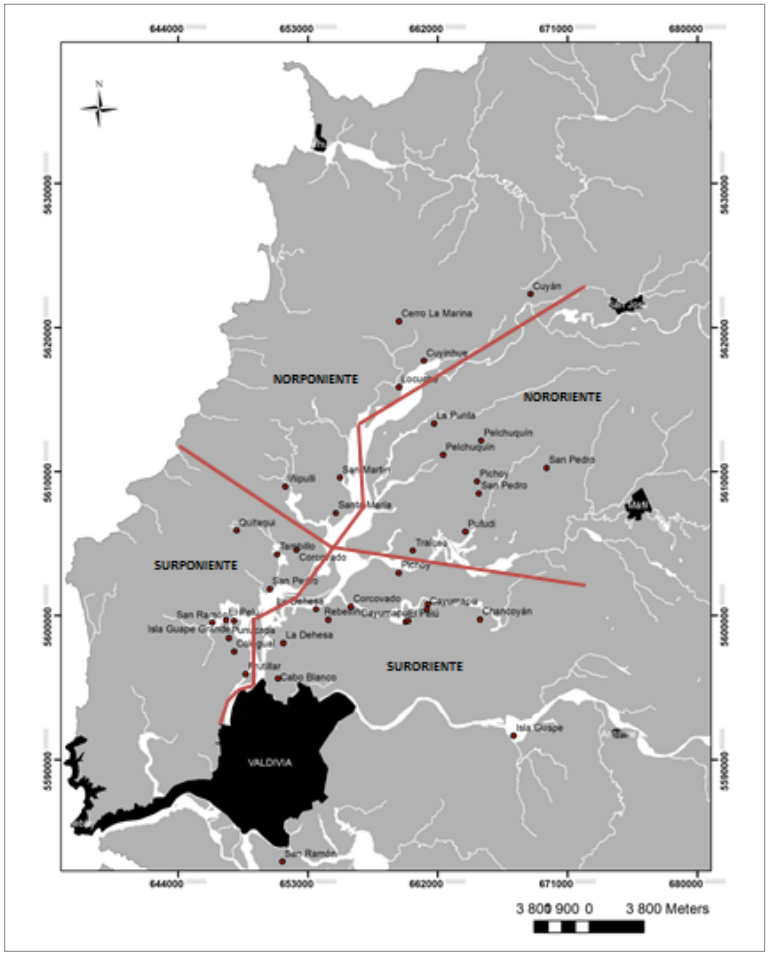


Figura 4.5.1. Área y zonas de investigación del componente CEL.

Para la obtención de la información primaria, en esta primera etapa se realizó un acercamiento con los diferentes actores a partir de la base de datos obtenida en el

diagnóstico del HRC en el componente CEL y se clasificaron los informantes según objetivo, como se muestra en la Tabla 4.5.2.

Tabla 4.5.2. Perfil de informantes clave por objetivo.

OBJETIVO	TIPO DE INFORMANTE
i. Poner en valor el conocimiento ecológico local a través del rescate de las experiencias y la memoria en torno al HRC.	Adultos mayores de 60 años que estén localizados cerca del HRC y tengan una experiencia de vida continúa en la localidad donde se encuentran actualmente.
ii. Vincular el conocimiento ecológico local con el conocimiento científico obtenido por la UACH, en torno a los resultados del monitoreo del HRC.	Dirigentes de organizaciones sociales de las distintas localidades del HRC y miembros de la comunidad que se han vinculado activamente al HRC en distintos períodos.
iii. Diseñar e implementar un sistema de observación y monitoreo con activa participación de las comunidades locales, servicios públicos y universidad que contribuya a mejorar la calidad ambiental del HRC.	Dirigentes de organizaciones sociales de las distintas localidades del HRC, miembros de la comunidad que se han vinculado activamente al HRC en distintos períodos, directivos, profesores de escuelas- en particular aquellos a cargo de actividades o talleres ambientales-, personas que vivan en puntos estratégicos para el monitoreo ambiental, personas que realizan alguna actividad o labor en el territorio de estudio vinculada directa o indirectamente al humedal, funcionarios públicos, investigadores.

A partir de las entrevistas realizadas, se realizó una selección de informantes claves aplicando la técnica de "bola de nieve", que consiste en entrevistar a una persona y pedirle que sugiera a otra que considere una buena informante, procedimiento que se realiza con los actores entrevistados hasta que los nombres se comiencen a repetir (Russell, 1998). A los informantes se les realizó una entrevista abierta donde se les consultó por su disposición a trabajar en este monitoreo, sobre las formas de vinculación que ellos estiman convenientes para el trabajo que se desea realizar, sobre las características de las organizaciones y redes sociales de las localidades donde viven, entre otros temas.

4.5.4. Resultados

A partir de las entrevistas realizadas en esta etapa y aplicando el método de "bola de nieve" para la identificación de informantes clave, se construyó un catastro de actores entrevistados e informantes clave para las fases sucesivas de este estudio. Debido a la importancia de respetar el acuerdo de confidencialidad con los actores contactados, en este informe no se presentan los datos personales de los entrevistados sino un resumen de los contactos realizados por categoría y localidad, como se puede ver en la siguiente tabla.

Tabla 4.5.3. Contactos según categoría por localidad y sector.

Sector	Localidad	Contacto según Categoría
Nororiente	Tralcao	1 Dirigente 1 Adulto Mayor 1 Director escuela
	Pelchuquín	4 Dirigentes 2 Adultos mayores 2 Directores escuelas
	La Punta	1 Dirigente 1 Adulto Mayor 1 Director escuelas
	Pufudi	0
Subtotal		**14**
Norponiente	Iñipulli	1 Dirigente 1 Director escuela 1 Adulto Mayor
	Santa María	0
	San Martín	0
	Locuche	1 Dirigentes
	Cuyinhue	1 Dirigente 1 Director escuelas
	Cerro La Marina	1 Dirigente
	Cuyán	1 Director escuela
	San José	1 Adulto Mayor
Subtotal		**9**
Suroriente	Cabo Blanco	1 Profesional
	Rebellín	0
	Villa Cayumapu	1 Dirigente 1 Director Escuela
	Chancoyán	1 Adulto Mayor

Sector	Localidad	Contacto según Categoría
	Camino Real	1 Dirigente 3 Adultos Mayores
Subtotal		**8**
Surponiente	Punucapa	2 Dirigente 3 Adultos Mayores 1 Profesional 1 Director Escuela
	Frutillar	0
	Quitaqui	1 Dirigente 2 Adulto Mayor
Subtotal		**10**
Total		**41**

La nómina de adultos mayores entrevistados y que han manifestado su interés en participar de la etnografía del HRC, será el insumo para el trabajo antropológico de registro de estas experiencias de vida en torno al HRC que se realizará en la siguiente etapa de este estudio. A la fecha se cuenta con un total de 15 adultos mayores (en adelante AM) que han manifestado disposición a participar de este relato, los cuales presentan la siguiente distribución espacial en el territorio y que se muestra en la Figura 4.5.2



Figura 4.5.2 Distribución espacial de los adultos mayores que participarán de la etnografía del HRC.

En la Figura 4.5.2 se puede apreciar la amplitud espacial que presentan los participantes dentro del territorio del HRC, identificados cada uno con el símbolo AM. Como se observa en la figura, en esta etapa se han presentado algunas dificultades para establecer contacto con informantes del sector Norponiente, contando a la fecha sólo con un informante con interés en participar de este trabajo en la localidad de Iñipulli (AM 13).

Por otra parte, en esta etapa se han realizado entrevistas a profesores y directivos de 9 escuelas localizadas en el área de investigación, las cuales señalan su disposición a participar en el proceso de diseño e implementación de un sistema monitoreo local que permanezca en el tiempo y que sea capaz de articularse con otras instancias relacionadas con el HRC. El catastro de directivos y docentes de establecimientos educacionales entrevistados será completado hasta el mes de mayo del año 2016. A continuación se presenta un mapa con la distribución espacial de los establecimientos educacionales.



Figura 4.5.3. Distribución espacial de los establecimientos educacionales que manifietan disposición a participar del monitoreo del HRC.

Por otra parte, las entrevistas realizadas en esta etapa han permitido recabar indicaciones y sugerencias para el diseño de instancias de diálogo multisectorial, en las cuales se favorezca un intercambio efectivo de conocimiento científico, experto y local o "diálogo de saberes" como se ha denominado anteriormente, con el objetivo de incluir activamente la experiencia y conocimiento de los actores locales y comunitarios en el monitoreo del HRC. Estas entrevistas también han permitido realizar una caracterización del tejido social que permitirá sustentar un sistema de observación y monitoreo del HRC

que se base en una activa participación de actores locales y comunitarios. A continuación se resume por zona la información recabada.

Zona Nororiente

Esta zona limita al Sur con el río Pichoy y al oeste con el río Cruces. En esta etapa se realizó un acercamiento a las localidades de Tralcao, La Punta y Pelchuquín, que pertenecen administrativamente a la comuna de Mariquina. Estas tres localidades cuentan con Juntas de Vecinos. En Tralcao se concentra una mayor cantidad de organizaciones sociales, como un Comité Agua Potable Rural, Agrupación de Mujeres, Agrupación Artístico-Cultural, Asociación Indígena y Comunidad Indígena. En la localidad de La Punta se encuentra una comunidad indígena. Dentro del sector de Pelchuquín está constituido un Comité de Agua Potable Rural y se encuentran los Comités de Vecinos de Lanihue y Nanihual, quienes están en proceso de organización para conformar nuevas Juntas de Vecinos.

En las tres localidades se aprecia una buena organización sostenida principalmente por sus dirigentes, la participación de socios en las reuniones es variable según el tema que se desea tratar, y en ellas participan generalmente las mismas personas.

Se tiene amplio conocimiento acerca de los sucesos acontecidos luego del cambio ambiental del HRC el año 2006, y se manifiesta, por parte de las personas, que se observó un cambio significativo en el humedal. Además, se observa un desconocimiento y confusión con respecto a las medidas judiciales dictadas contra la Planta Valdivia, a excepción de la medida 5, que corresponde a un Programa de Desarrollo Comunitario, y es ampliamente conocida por parte de las personas entrevistadas, ya que la transferencia de recursos a las comunidades ha implicado la realización de varias actividades por parte de Comunidad Humedal. En cambio en gran parte de las entrevistas se observó un total desconocimiento con respecto al Monitoreo del HRC, teniendo que explicar en términos generales en que consiste para introducir al trabajo que se desea realizar en este componente. El

desconocimiento es mayor si se consulta sobre los estudios específicos que se están desarrollando en el contexto del monitoreo, no obstante durante el período de diagnóstico se realizó una presentación de los resultados del estudio en San José y Punucapa.

Al consultar sobre la disponibilidad para trabajar en conjunto con otras instituciones ligadas al HRC, se manifiesta una respuesta positiva, se hace notar la necesidad de un acercamiento con el conocimiento científico, especialmente con la UACh, ya que existen variados temas, tanto físicos como biológicos que se mantienen en desconocimiento.

En el sector de Tralcao se realiza anualmente la Fiesta de la Cereza en el mes de enero, realizándose este año la novena versión que fue inaugurada con la presencia del Alcalde de Mariquina. En conversación con dirigentes de esa localidad, se expresó que esta festividad sería una buena instancia de vinculación con la UACH, mostrándose interés en que la casa de estudios se inserte en las actividades que se desarrollan en él, en el marco del monitoreo del humedal y su vinculación con las comunidades que lo habitan.

En noviembre se realiza la semana de aniversario de la localidad de Pelchuquín, en donde se manifestó que debido a la gran cantidad de personas que participan, sería una buena instancia para generar un espacio donde compartir conocimientos entre los científicos de la UACh y los vecinos del sector.

En todas las localidades surgió la idea de relacionar a los niños a través de las escuelas, con el conocimiento emanado desde el monitoreo y la UACh, no obstante se expresó que existe una falta de credibilidad en la UACh, debido principalmente a experiencias donde algunos proyectos no han tenido la continuidad o desarrollo propuesto hacia ellos, dejando en el camino algunas experiencias las cuales finalmente no se concretaron, como proyectos relacionados con actividades silvoagropecuarias desarrollados hace algunos años por docentes de esa área disciplinaria.

Se sugirió desarrollar material audiovisual para la transmisión de información más fácilmente.

Zona Norponiente

En esta zona, que limita al sur con el estero Santa María y al este con el río Cruces, las localidades visitadas en esta etapa fueron Iñipulli, Locuche, Cuyán y San José de la Mariquina (sólo escuelas), las cuales dependen administrativamente de la comuna de Mariquina. En todas las localidades existen Junta de Vecinos. En Iñipulli se encuentran constituidos una comunidad indígena y un Club Deportivo. En el sector de Locuche se encuentra la Agrupación de Turismo La Ruta del Castillo, cuyos integrantes pertenecen a diferentes localidades de la zona norponiente del HRC.

En este sector existen algunos conflictos entre los vecinos producto de las actividades realizadas en el marco de la Medida 5, lo que ha generado un debilitamiento del tejido social que destaca debido a la baja cantidad de habitantes que presenta esta zona.

Se observa una vocación silvoagropecuaria tanto en el territorio como en las formas de vida. La Agrupación de Turismo está en proceso de reactivación, producto de la baja concurrencia de turistas luego del cambio ambiental, evento que produjo una merma en la economía de varias personas que se dedicaban a comercializar producto y servicios a los turistas que transitaban comúnmente por la ruta T-248 que une San José con Iñipulli.

En la localidad de Iñipuli se realiza anualmente una feria costumbrista la que se señaló por parte de un dirigente de la Junta de Vecinos como una instancia adecuada para un acercamiento entre la comunidad y la UACh, para intercambiar conocimiento en el marco del monitoreo y también en otros ámbitos. En este sector se ve a la UACh como un "vecino fantasma", ya que no tienen contacto con sus académicos ni autoridades aun cuando la Universidad posee dos fundos a su cargo en este sector. Por lo tanto, se plantea que no se observa una vinculación o un acercamiento de parte de la Universidad en apoyo

de la comunidad, reclamando que los adelantos que se puedan generar en el territorio de la localidad son beneficiosos también para los fundos administrados por UACh. En este sentido, se recomienda utilizar estos terrenos para realizar actividades de vinculación con esta zona.

Al igual que la zona anterior, la mayor parte de los informantes manifestaron que las actividades que tengan que ver con intercambio de conocimiento, deben sustentarse en el uso de metodologías didácticas y prácticas y tener en especial consideración a los niños de las escuelas, ya que ellos deben ser los principales beneficiados. Al respecto, es importante tener en consideración que en este sector se observan escuelas con una baja matricula y sólo de nivel básico, debiendo viajar a San José diariamente aquellos alumnos que continúan sus estudios de educación media.

Por último, y al igual que en otras zonas, si bien la participación de la comunidad en las actividades es buena, en general se observa que esta participación es realizada por la misma gente.

Zona Suroriente

En esta zona, que comprende desde el sur del río Pichoy hasta el norte del río Calle Calle y administrativamente pertenece a la comuna de Valdivia, se visitó la localidad de Cayumapu y se tuvo contacto con un habitante del sector de la Dehesa. En Cayumapu se encuentran organizados en dos Juntas de Vecinos Villa Cayumapu y Camino Real, en Villa Cayumapu se encuentran un Comité de Agua Potable, una comunidad indígena y un Comité de Salud. Las localidades de Cabo Blanco y Chancoyán también cuentan con Juntas de Vecinos.

Las organizaciones sociales visitadas se encuentran cohesionadas y con alta participación de la comunidad en general, pero se manifiesta que son las mismas personas que se presentan en las diferentes actividades que se organizan.

En esta localidad se manifestó el interés por participar en actividades en conjunto con la UACh por parte de todos los informantes y se sugirieron diferentes instancias de diálogo e intercambio de conocimiento, tanto en el marco del Monitoreo del HRC como otros ámbitos que esté trabajando la UACh. En esta zona se sugirió un método de vinculación con la UACh a través de voluntariado o de prácticas en las comunidades aledañas al humedal, de tal forma de que alumnos recién egresados o en proceso, puedan involucrarse en la comunidad y ayudar al desarrollo en variados ámbitos a las comunidades.

Por otra parte se sugiere realizar actividades de vinculación que tengan un cierto grado de formalidad, como charlas educativas y experiencias prácticas con niños y adultos, y otras actividades de vinculación con menor grado de formalidad, como los días de campo que se realizan cada cierto tiempo en los sectores de Cayumapu. En estos últimos, la comunidad se reúne en torno a actividades recreativas, juegos y muestras de la gastronomía local. Se sugirió que pueden hacerse “mateadas” para poder transmitir y vincular el CEL con el conocimiento científico.

Al igual que las otras zonas, se declara que la vinculación del conocimiento debe estar relacionada en forma prioritaria hacia los niños. En el sector de Camino Real los niños de la comunidad realizan una revista llamada “El Cisnecito”, en donde se rescata tanto el conocimiento local como las costumbres y expresiones culturales del sector. Con respecto a esta iniciativa, se sugirió un trabajo conjunto con otras áreas de la UACh que no están necesariamente trabajando en los estudios del monitoreo, como por ejemplo con la carrera de periodismo.

Además se manifestó que desde hace años la comunidad en general vive “de espaldas al río”, perdiéndose la relación que existía desde antes del cambio ambiental, como actividades recreativas, balneario e incluso algunas productivas como la pesca de Carpas.

Se manifiesta la necesidad de incluir a otras instituciones en el rescate del humedal, especialmente una coordinación de la fiscalización más eficiente, especialmente el fin de semana donde la mayoría de los servicios públicos no funcionan.

Los entrevistados expresan la necesidad de empoderar a las personas en el cuidado y conocimiento del humedal, ya que se asume por parte de los dirigentes, la responsabilidad de cuidar el humedal, se dice que la alerta de la contaminación del HRC surge de la misma comunidad que vive a orillas del HRC, por lo tanto se le deberían entregar más herramientas, tanto técnicas como físicas para poder observar y generar información a partir del HRC.

Se hace el alcance que se observan diversas amenazas al ecosistema del HRC, aparte de Planta Valdivia, como son las fábricas de chicha, lecherías, mataderos y aguas servidas y que se deberían tomar en cuenta a la hora de evaluar el estado del HRC.

Zona Surponiente

Esta zona al igual que en el diagnóstico está delimitada al norte con el estero Santa María, al este con el río Cruces y al oeste con el Cerro Oncol (cordillera de la costa), se recorrió en esta etapa las localidades de Punucapa y Quitaqui. En este sector se visitaron las localidades de Punucapa y Quitaqui.

En el caso de Quitaqui, sus habitantes históricamente han mantenido una estrecha relación con el HRC debido a que la forma más fácil de acceder a la localidad es por la vía fluvial, ya que por vía terrestre el camino se encuentra en malas condiciones. Sin embargo, este mismo aislamiento ha favorecido la migración campo-ciudad y actualmente la población se encuentra muy dispersa territorialmente y cuenta con escasos espacios de encuentro, ya que por ejemplo la Escuela debió cerrar por falta de matrícula.

En el caso de Punucapa los habitantes se encuentran organizados en una junta de vecinos, además de otros tipos de organizaciones sociales comunitarias como Comités de

agua potable, Comité y agrupación de artesanos, Club deportivo, entre otras. En el caso de esta localidad, si bien existen conflictos entre organizaciones y al interior de ellas, hay muchas personas que participan de actividades vinculadas al HRC y que tienen interés en involucrarse en el cuidado y monitoreo del Humedal. En el caso de Quitaqui, por las características del territorio y la estructura etaria de la población (muchos adultos mayores y muy pocos jóvenes y niños), la participación de la comunidad es mucho menor.

4.5.5. Discusión y recomendaciones preliminares

• En relación a la puesta en valor del CEL a través del rescate de las experiencias y la memoria en torno al HRC, se ha constatado la existencia de un número importante de adultos mayores que son poseedores de la historia local del HRC y cuyos relatos no han sido recopilados anteriormente por otras iniciativas. En este sentido, la identificación de hitos de experiencias compartidas por los habitantes del humedal que se realizó en el diagnóstico constituye un insumo fundamental para la elaboración de la etnografía del HRC, por cuanto permitirá ordenar temporalmente las experiencias y percepciones de los actores locales. La elaboración de esta etnografía, si bien tiene un valor en sí misma porque se registra el conocimiento de estos actores locales, puede también valorizarse a partir del uso que distintos actores vinculados al HRC hagan de ella, como por ejemplo en las iniciativas de desarrollo turístico que se están desarrollando en distintas localidades del HRC y que actualmente no cuentan con un relato unificado ni completo respecto de la historia del territorio.

• Muchos actores entrevistados en esta etapa, al igual que un grupo importante de los informantes del diagnóstico, manifiestan incertidumbre y desconocimiento frente a los cambios ambientales acontecidos en el HRC, y expresan también preocupación por los niveles de contaminación del agua y sus efectos en la salud, las actividades productivas y los usos domésticos y recreativos. Al respecto, se

plantea la necesidad de que la UACH comparta el conocimiento que tiene del HRC con las comunidades locales en formatos que, por una parte permitan a los actores comprender la información recibida, y que por otra parte favorezcan el diálogo multisectorial.

• Tal como fue descrito en la etapa el diagnóstico, existe una desconfianza institucional no sólo hacia la empresa sino también hacia los servicios públicos y la universidad, cuyas causas son variadas pero comparten el sentimiento de la comunidad de no ser suficientemente consideradas, no sólo durante el conflicto ambiental sino también con posterioridad en las actividades de diagnóstico y monitoreo del HRC. En este sentido, las actividades y productos que se generen en el marco de este estudio deben fundarse sobre el diálogo y la articulación entre sectores e iniciativas, para promover la generación de sinergias y la participación activa de los actores locales e institucionales en el monitoreo del HRC.

• Con respecto al diseño de un sistema de monitoreo con participación de distintos actores vinculados al HRC, del contacto con organizaciones sociales en esta etapa se puede decir que en varios sectores existen conflictos internos y una débil estructura asociativa, factores que dificultarán un involucramiento sostenido en el tiempo de estos actores en el monitoreo del HRC.

• Los establecimientos educacionales constituyen nodos en la comunidad que facilitan la participación de diversos actores locales. Esto, sumado a la buena disposición para participar en las actividades de monitoreo y cuidado del HRC que han manifestado los docentes y directivos de los establecimietos educacionales que han sido contactados en esta etapa, permiten inferir que serán actores clave en el establecimiento de la estructura basal de este sistema de monitoreo.

Por último, se sugiere que las actividades y acciones que se realicen el el marco de este estudio sean programadas y diseñadas teniendo en consideración otras medidas que se están implementando en relación al HRC (como el Centro de Investigación de Humedales o el Programa de Desarrollo Comunitario, entre otros),

con el objetivo de generar sinergias y potenciar lineamientos estratégicos potencialmente comunes, como podría ser la educación ambiental.

4.5.6 Conclusiones

- Luego de realizada la primera etapa del contacto inicial con informantes clave, se concluye que existe una buena disposición para participar en el monitoreo local del HRC por parte de los actores entrevistados, no obstante persiste la desconfianza institucional hacia la empresa, la universidad y los servicios públicos.
- Las organizaciones sociales entrevistadas presentan variadas condiciones de asociatividad, participación y liderazgo, aspectos que podrían dificultar la participación de algunas de ellas en sistema de monitoreo del HRC.
- La buena disposición a participar y el interés en temas ambientales por parte de los establecimientos educacionales entrevistados permiten inferir que con ellos es factible generar redes de trabajo colaborativo que sustenten el monitoreo local del HRC. No obstante, la gran carga de trabajo de los docentes y la ausencia de incentivos para realizar gestión y educación ambiental son elementos fundamentales que si no se abordan adecuadamente podrían comprometer la sostenibilidad de las redes generadas.

4.5.7 Referencias

Blaikie, P.K., Brown, P., Dixon, P., Sillitoe, M., Stocking & Tang, L. 1997. Knowledge in action: local knowledge as a development resource and barriers to its incorporation in natural resource research and development. Agricultural Systems, 55:217–237

Escobar, A. 2000. El lugar de la naturaleza y la naturaleza del lugar: ¿globalización o postdesarrollo? En: Edgardo Lander (comp.) La colonialidad del saber: eurocentrismo y ciencias sociales. Perspectivas Latinoamericanas. Buenos Aires: CLACSO, Consejo Latinoamericano de Ciencias Sociales.

Gómez-Baggethun, E. (2009). Perspectivas del conocimiento ecológico local ante el proceso de globalización. Papeles de relaciones ecosociales y cambio global, 107, 57-67.

Leff, E. 2006. Aventuras de la epistemología ambiental: de la articulación de las ciencias al diálogo de saberes. México: Siglo XXI.

Long, N. 2001. Development Sociology: Actor Perspectives. London: Routledge.

Reyes-García, V. 2008. El conocimiento tradicional para la resolución de problemas ecológicos contemporáneos. *Papeles de Relaciones Ecosociales y Cambio Global*, 100, 109-116.

Russell, B. 1998. Research Methods in Cultural Anthropology. Ed. Sage, London. Warburton & Martin, 1999

5. CONCLUSIONES INTEGRADAS

A continuación se resumen las conclusiones más relevantes resultantes del Primer Año del Programa de Monitoreo del HRC (abril 2015 a marzo 2016).

Calidad de agua:

Las concentraciones de metales pesados disueltos presentaron diferencias significativas entre sectores del área de estudio; sólo las concentraciones de Cobre y Zinc presentaron diferencias entre años (2015 > 2014), lo que muestra un patrón altamente heterogéneo en el área de estudio. Los metales pesados particulados, presentaron complejos patrones de variación espacial y temporal. El Manganeso (Mn), Cobre (Cu), Cadmio (Cd), Zinc (Zn) y Arsénico (As) presentaron variaciones significativas entre años, siendo mayores las concentraciones durante el año 2015 con respecto al 2014. Por otra parte, Hierro (Fe) y Manganeso (Mn) presentaron variaciones entre sectores, con una tendencia a tener concentraciones más altas en los ríos tributarios.

No se detectaron Ácidos Resínicos durante la campaña de abril 2015; situación similar a los observado durante el año 2014 (Programa de Diagnóstico Ambiental del HRC). Las concentraciones de AOX fueron significativamente más bajas durante el año 2015 comparado con las del año 2014; las concentraciones más altas se detectaron en el eje central y estuarial del humedal. No se detectaron diferencias significativas al comparar concentraciones de Dioxinas, Furanos, EQT entre años y sectores del área de estudio.

Tal como lo observado durante el Programa de Diagnóstico Ambiental, no se detectó la presencia de la Dioxina TCDD o 2378 en el agua de ninguna de las estaciones muestreadas ni en ninguna de las dos campañas realizadas durante el año 2015 (abril y julio).

Calidad de sedimento:

Las concentraciones de metales pesados en los sedimentos del área de estudio, no variaron significativamente entre los años 2014 y 2015; sin embargo sí se detectaron variaciones en estos elementos asociadas a diferencias significativas entre sectores del humedal. Los metales que mostraron diferencias entre sectores fueron el Hierro (Fe),

Aluminio (Al), Manganeso (Mn), Arsénico (As) y Plomo (Pb), con una tendencia a concentraciones más bajas en el sector límnico del humedal. Los análisis del Factor de Enriquecimiento, Índice de Geoacumulación e Índice de Carga de Contaminación, muestran que los metales en sedimentos se encuentran en términos generales en ausencia de contaminación.

No se detectaron Ácidos Resínicos durante la campaña de abril 2015; situación similar a los observado durante el año 2014 (Programa de Diagnóstico Ambiental del HRC). Las concentraciones de AOX no variaron significativamente al comparar años y sectores del HRCdel humedal.

Las concentraciones de Dioxinas y Furanos estuvieron cercanas al límite de detección de la técnica utilizada. No se detectó la presencia de la TCDD o 2378, en los sedimentos de ninguna de las estaciones muestreadas.

Planicies sedimentarias intermareales

Las extensiones areales y formas de las planicies muestran una heterogeneidad amplia, situación que en este momento no puede ser asociada a ningún factor o proceso específico ocurrente dentro del HRC.

La magnitud de los contenidos de materia orgánica total en de los sedimentos analizados sugiere que las planicies estudiadas - aun cuando sean lugares activos de depositación - están fuertemente influencias por las corrientes mareales (*i.e*, movimiento de agua).

Lo anterior es coincidente con la variabilidad espacial del potencial redox, el cual muestra que la mayor parte de los sedimentos de las planicies estudiadas no muestran falta de oxígeno en el agua intersticial.

Macrófitas acuáticas

Durante el año 2015, la distribución espacial de las macrófitas acuáticas fue muy similar a la documentada en el año 2014, particularmente para el caso del Luchecillo (*Egeria densa*). En el caso del Huiro verde (*Potamogeton lucens*), se concluye que esta especie cuenta con una distribución más restringida, lo que podría reflejar barreras abióticas a su distribución en el humedal. Sin embargo, no se cuenta con la información necesaria para aseverar si esta especie enfrenta restricciones de tipo abiótico solamente.

La distribución histórica de especies como el Huiro (*Potamogeton pusillus*) o la Flecha de agua (*Sagittaria montevidensis*), es importante en el humedal del río Cruces y ríos tributarios. La distribución ambiental modelada de ambas especies es amplia lo que indica que las condiciones ambientales actuales en el área son favorables para expansión espacial de las mismas. Se ha observado frecuentemente su aparición en zonas de dominancia por parte del Luchecillo, por lo que monitoreos posteriores permitirán determinar el curso de la interacción a nivel poblacional entre ambas especies.

Macroinfauna de fondos sedimentarios

En general, durante el muestreo de abril y noviembre de 2015 (Programa de Monitoreo Ambiental) y noviembre 2014 (Programa de Diagnóstico Ambiental), la abundancia total de la macroinfauna fue mayor en los sedimentos de las orillas que en los de los cauces; sin embargo, esta tendencia no fue significativa ($p>0,05$) en la mayoría de los sitios de estudio. Los resultados de los análisis de varianza de las abundancias promedio de la macroinfauna en los sedimentos de las orillas a través del tiempo (2015 vs. 2014), no mostraron una clara tendencia al aumento o disminución, a su vez los sedimentos de los cauces con excepción del sector de Punucapa, no mostraron diferencias significativas.

Los Oligoquetos de las familias Tubificidae y Naididae, el poliqueto *Prionospio (M.) patagonica* y el anfípodo *Paracorophium hartmannorum* fueron los grupos más importantes en el eje central del río Cruces y que en general dominaron en los sitios de estudio, a la vez que el oligoqueto Tubificidae lo hizo en los ríos Tributarios y fuera del humedal del río Cruces.

Macrofauna de fondos ritrales

La comparación de los valores de riqueza de especies, abundancia y biomasa de la macrofauna recolectada en el río Cruces durante los años 2014 y 2015, no muestra en general tendencias de variabilidad que puedan ser atribuibles a fenómenos ajenos al medio natural.

La calidad del agua en cuanto a carga orgánica se refiere, ha sido en general buena o muy buena durante los años 2014 y 2015; se concluye esto en base a los valores estimados del Índice Biótico de Hilsenhoff, los cuales muestran en general que durante esos años, el agua ha tenido mayor calidad durante la primavera.

Fauna de camarones

Los resultados de cuatro campañas estacionales de muestreo realizadas durante los años 2014 y 2015 y destinadas a evaluar la abundancia del Camarón de río *S. spinifrons* sobre transectos replicados, muestran que las abundancias poblacionales de esta especie, son muy variables en el área de estudio.

Las concentraciones de Hierro, Manganeso y Plomo fueron significativamente más altas ($p<0,05$) en los camarones analizados durante el año 2014, mientras que las de Zinc y Mercurio fueron más altas en especímenes recolectados durante el año 2015. Las concentraciones de Aluminio, Cobre y Cadmio no presentaron diferencias estadísticamente significativas ($p>0,05$) entre los camarones recolectados en los años 2014 y 2015. No se detectó Arsénico en ninguna de las campañas hasta ahora realizadas.

Las concentraciones de Ácidos grasos y AOX en los tejidos corporales de *S. spinifrons* no presentaron diferencias significativas ($p>0,05$) al comparar años y sitios de muestreo. Las concentraciones de Dioxinas y Furanos, son inferiores a los encontradas en la literatura. No se detectó la presencia de la Dioxina 2378 en los tejidos de camarones analizados en esta campaña de monitoreo.

Ictiofauna

Durante los años 2014 y 2015, la fauna de peces de las riberas del área de estudio ha estado primariamente representada por especies nativas, con mayores capturas durante los muestreos de otoño vs. los de primavera de los años 2014 y 2015.

Galaxias maculatus (Puye) ha sido la especie más representativa de la ictiofauna ribereña durante las campañas de los años 2014 y 2015. No se detectó la presencia de *Gambusia affinis* (la especie más abundante luego del Puye), en varias estaciones durante las campañas de la primavera 2014, otoño 2015 y primavera 2015.

Los metales pesados más representativos (*i.e.*, mayores concentraciones) en los tejidos corporales del Puye fueron Hierro, Aluminio y Zinc. En general, las concentraciones de Hierro y Aluminio aumentaron entre campañas para los sectores Ciruelos y Calle Calle y disminuyeron en el tiempo para el sector Rucaco. No se ha detectado Cadmio y Arsénico en las muestras de puyes recolectadas en el área de estudio, a la vez que el Mercurio mostró en general, concentraciones más bajas en los peces recolectados durante el otoño del año 2015.

No se han detectado Ácidos resínicos en ninguna de las muestras analizadas durante las tres campañas hasta ahora realizadas (otoño y primavera 2014 y otoño 2015).

•Las concentraciones de AOX fueron más bajas durante la campaña del otoño 2015; durante la misma, los peces recolectados en el río Calle Calle fueron los que tuvieron las concentraciones más altas de AOX en sus tejidos corporales.

Durante las dos campañas del año 2014, las concentraciones más altas de Dioxinas se detectaron en peces del río Calle Calle, a la vez que durante la campaña otoñal del año 2015, los puyes del sector Rucaco fueron los de mayores concentraciones. No se detectó la presencia de las Dioxinas 2378 y 12378 en los tejidos corporales de puyes recolectados durante el otoño del año 2015; durante las campañas del año 2014 tampoco se había detectado la 2378, a la vez que la 12378 se había detectado en puyes de Ciruelos y Calle Calle.

En relación a lo observado durante el año 2014, se observó un aumento de la presencia de parásitos en puyes de las estaciones Pichoy, Cayumapu y Calle Calle. No se observaron lesiones macro ni microscópicas indicativas de un cuadro infeccioso bacteriano o viral específico en los peces examinados. Tampoco se observaron lesiones microscópicas indicativas de un cuadro tóxico o carencial en los peces examinados.

Herpetofauna

La comunidad de anfibios del HRC está dominada por las ranas *B. taeniata* y *C. gayi*. Esta última especie aumentó considerablemente su abundancia durante los muestreos del año 2015. No se determinó presencia de tortuga de orejas rojas (*Trachemys scripta*) en el HRC.

Avifauna

En términos generales, los valores de riqueza de especies y abundancia total de la avifauna durante el primer año del Programa de Monitoreo del HRC, fueron mayores en aquellos sectores localizados en el eje central del río Cruces y en los ríos tributarios

localizados en la vertiente occidental del mismo.Esto es similar a lo observado durante el Programa de Diagnóstico Ambiental del HRC.

Durante el primer año del Programa de Monitoreo, se detectó que las abundancias del Cisne de cuello negro continúa al alza. Por el contrario, durante el año 2015 la Tagua tuvo abundancias poblacionales significativamente más bajas que las estimadas para los años 2013 y 2014. Las abundancias de la Taguita, no se han recuperado desde los cambios ambientales del año 2004.

Las abundancias poblacionales de la Garza cuca, Garza blanca grande y Garza blanca chica, tienden a mantenerse relativamente constantes y en rangos de variabilidad, probablemente relacionados a estacionalidad.

En general, la concentración de los metales evaluados durante febrero y noviembre del año 2015 en la Garza blanca grande, fue mayor en tejidos hepáticos que en musculares. No se detectó Aluminio y Arsénico en ninguno de los tejidos, durante ambas campañas. El Cadmio solo se detectó en los tejidos hepáticos analizados durante febrero 2015 (Programa de Diagnóstico Ambiental del HRC).

En general, no se detectaron diferencias significativas, al comparar las concentraciones promedio de metales pesados entre ambas campañas. La excepción la constituye el Mercurio, cuyas concentraciones en tejidos hepáticos y musculares fueron significativamente más altas durante noviembre 2015.

No se detectaron Ácidos resínicos en los tejidos de garzas analizados. Las concentraciones de AOX fueron más altas en tejidos hepáticos que en tejidos musculares; durante noviembre 2015 (Programa de Monitoreo Ambiental) las concentraciones fueron significativamente más altas que durante febrero 2015 (Programa de Diagnóstico Ambiental).

Las concentraciones de Dioxinas en tejidos musculares de garzas fueron aproximadamente 4,5 veces más altos en las aves examinadas en noviembre 2015; sin embargo las diferencias entre febrero y noviembre 2015 no fueron significativas ($p>0,05$). Durante ambas campañas se detectó en los tejidos musculares analizados, la presencia de las Dioxinas 2,3,7,8 y 1,2,3,7,8 (no se detectaron diferencias significativas entre esas campañas).

Mamíferos acuáticos

Los registros obtenidos Huillín y Coipo durante el primer año del Programa de Monitoreo, sugieren una aparente similitud en las distribuciones espaciales de estas especies con las observadas durante el Programa de Diagnóstico Ambiental del HRC (2014-2015).

Los datos de avistamientos de Visón fueron escasos durante el primer año del Programa de Monitoreo (probablemente por efecto de actividades de trampeo por parte de CONAF y SAG); sin embargo se observó una tendencia a que los registros se desfasaran hacia sectores urbanos aledaños a los cuerpos de agua.

Cambios de uso del suelo

Los usos del suelo más representativos del HRC para el año 2015, son “Bosques” con 211.533,8 hectáreas de las cuales el 59.2% corresponden a Bosque Nativo y el 40.8% a plantaciones de especies exóticas, que junto al uso “Praderas y Matorrales”, constituyen más del 90% de la matriz de superficie de la cuenca. Durante el año 2015, la superficie del uso “Terrenos Agrícolas” se incrementó en 3.323.5 hectáreas.

El uso del suelo “Praderas y Matorrales” presentó una disminución en el año 2015 de 18.016.6 hectáreas, siendo en el periodo estival (diciembre 2014 - enero 2015) la mayor disminución con 11.050,2 hectáreas. También se puede observar una disminución del 0,3% (17,2 hectáreas) en la superficie del uso “Humedales”.

En el área Buffer (zona de 1000 m alrededor del HRC) la principal modificación en el uso del suelo ocurre con la transferencia desde el uso “Praderas y Matorrales” hacia el uso “Agrícola” con 1.781 hectáreas.

La dinámica demográfica del área de influencia estudiada mantiene un ritmo moderado no apreciándose modificaciones de relevancia, excepto en el sector de Cabo Blanco y Punucapa. El área de estudio aún carece de un Instrumento de Ordenamiento Territorial que le otorgue algún grado de protección legal.

Conocimiento ecológico local

Luego de realizada la primera etapa del contacto inicial con informantes clave, se concluye que existe una buena disposición para participar en el monitoreo local del HRC por parte de los actores entrevistados, no obstante persiste la desconfianza institucional hacia la empresa, la universidad y los servicios públicos.

Las organizaciones sociales entrevistadas presentan variadas condiciones de asociatividad, participación y liderazgo, aspectos que podrían dificultar la participación de algunas de ellas en sistema de monitoreo del HRC.

La buena disposición a participar y el interés en temas ambientales por parte de los establecimientos educacionales entrevistados permiten inferir que con ellos es factible generar redes de trabajo colaborativo que sustenten el monitoreo local del HRC. No obstante, la gran carga de trabajo de los docentes y la ausencia de incentivos para realizar gestión y educación ambiental son elementos fundamentales que si no se abordan adecuadamente podrían comprometer la sostenibilidad de las redes generadas.

Consideraciones finales

En términos generales, los resultados del Programa de Monitoreo Ambiental del HRC correspondiente al primer año del mismo (abril 2015-marzo 2016), concuerdan con

los resultados del Programa de Diagnóstico Ambiental realizado durante el año 2014 y verano del año 2015 y cuyos resultados mostraron una recuperación significativa del HRC, después de los cambios ambientales observados durante el año 2004. Lo anterior se basa primariamente en lo siguiente:

i) La comparación de los datos de calidad de agua y sedimentos obtenidos en ambos programas, no evidencian diferencias significativas que pudiesen sugerir algún grado de disminución de esa calidad en el HRC. Por ejemplo, las concentraciones de Dioxinas y Furanos contínuan con valores muy bajos y cercanos a los límites de detección.

ii) Básicamente, el Luchecillo ocurre en todo el HRC; otras plantas consumidas por el Cisne de cuello negro, como *Potamogeton pusillus* y *P. lucens* ocurren en gran parte del área de estudio pero con coberturas más bajas que las que presenta el Luchecillo.

iii) *Sagitta montevidensis* o Flecha de agua ha aumentado su presencia en gran parte del HRC, con excepción de ríos como el Pichoy y Cayumapu.

iv) La fauna ritral - utilizada como indicador de carga orgánica – muestra que la calidad de agua en la porción superior o limnética del área de estudio, se mantiene como buena.

v) Las abundancias poblacionales del Cisne de cuello negro, continúan al alza.

6. EQUIPO DE TRABAJO

Se incluye a continuación el equipo de académicos, investigadores, asistentes técnicos y de investigación, que participaron en el primer año del Programa de Monitoreo Ambiental del humedal del río Cruces y sus ríos tributarios (abril 2015 - marzo 2016).

i) Variabilidad ambiental de largo plazo en el área de estudio

Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile
Pedro Rubilar, Biólogo Marino, M.Sc. Estadística (c)
Eduardo Jaramillo, Ph.D.

ii) Estudios específicos

Calidad del agua y sedimentos

Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas, Laboratorio de Oceanografía Química (LOQ), Universidad de Concepción

Marco Salamanca, Biólogo Marino, M.Sc., Ciencias Marinas Ambientales, Ph.D. Oceanografía Costera
Cristián Chandia, Biólogo Marino, Diplomado en Ingeniería Química Ambiental
Claudia Figueroa, Químico Analista
Gabriela Franyola, Biólogo Marino
Verónica Pinto, Químico Analista
Francesca Gauthier, Químico Analista
Juanita Elgorriaga, Químico Analista
Carlos Casanueva, Químico Analista
Leonardo Rosemberg, Biólogo Marino
Edgardo Muñoz, Técnico de terreno
Michel Rivas, Técnico de terreno

Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile

Eduardo Jaramillo, Ph.D.
Marcia González, M.Sc., mención Zoología
Mario Manzano, Lic. en Ciencias Biológicas, Dr. © Biología Marina
Emilio Acuña, Biólogo Marino

Facultad de Ciencias, Universidad Santo Tomás, Santiago

Nelson Lagos, Biólogo Marino, Dr. en Ciencias Biológicas, mención Ecología

Flujos de material suspendido en un canal estuarial del río Cruces

Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile

Mario Pino, Geólogo, Dr. rer. nat.

Planicies sedimentarias intermareales

Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile

Mario Manzano, Lic. Ciencias Biológicas, Dr. © Biología Marina
Eduardo Jaramillo, Ph.D.

Distribución espacial y cobertura de macrófitas acuáticas

Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile
Eduardo Jaramillo, Ph.D.
Cristina San Martín, M.Sc., mención Botánica
Carlos Velásquez, Biólogo Marino
Mario Manzano, Lic. en Ciencias Biológicas, Dr. © Biología Marina
Carla Cárdena, Biólogo Marino

Consultor Externo Carlos Ramírez, Dr. rer.nat.

Facultad de Arquitectura, Urbanismo y Geografía, Universidad de Concepción
Helen de la Fuente, Geógrafo

Macrófitas acuáticas y sensores remotos

Facultad de Ciencias, Universidad Santo Tomás, Santiago
Fabio Labra, Biólogo Marino, Dr. en Ciencias Biológicas, mención Ecología

Macroinfauna de fondos sedimentarios

Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile
Eduardo Jaramillo, Ph.D.
Marcia González, M.Sc., mención Zoología
Emilio Acuña, Biólogo Marino
Teresa Coronado, Asistente de laboratorio

Macrofauna de fondos ritrales

Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile
Emilio Acuña, Biólogo Marino
Eduardo Jaramillo, Ph.D.
María Antonieta Lobos, Biólogo Marino
Nadja Bello, Biólogo Marino

Fauna de camarones

Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile
Eduardo Jaramillo, Ph.D.

Carla Cárdenas, Biólogo Marino
Mario Manzano, Lic. en Ciencias Biológicas, Dr. © Biología Marina
Marcia González, M.Sc., mención Zoología

Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas, Laboratorio de Oceanografía Química (LOQ), Universidad de Concepción
Marco Salamanca, Biólogo Marino, M.Sc., Ciencias Marinas Ambientales, Ph.D. Oceanografía Costera
Cristián Chandia, Biólogo Marino, Diplomado en Ingeniería Química Ambiental
Claudia Figueroa, Químico Analista
Gabriela Franyola, Biólogo Marino
Verónica Pinto, Químico Analista
Francesca Gauthier, Químico Analista
Juanita Elgorriaga, Químico Analista
Carlos Casanueva, Químico Analista
Leonardo Rosemberg, Biólogo Marino
Edgardo Muñoz, Técnico de terreno
Michel Rivas, Técnico de terreno

Ictiofauna

Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile
Eduardo Jaramillo, Ph.D.
Carla Cárdenas, Biólogo Marino
Mario Manzano, Lic. en Ciencias Biológicas, Dr. © Biología Marina
Emilio Acuña, Biólogo Marino

Facultad de Ciencias Veterinarias
Enrique Paredes, Médico Veterinario, Dr. med. vet.
Ricardo Enríquez, Médico Veterinario, Dr. med. vet.
María José Navarrete, Médico Veterinaria, M.Sc., Medicina Preventiva Animal, Ph.D. Patología Animal
Pamela Muñoz, Médico Veterinaria, M.Sc., Ciencias Animales y Veterinarias, mención Medicina Preventiva Animal
Alex Romero, Bioquímico, Dr. en Ciencias, mención Biología Celular y Molecular
Jorge Vásquez, Bioquímico

Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas, Laboratorio de Oceanografía Química (LOQ), Universidad de Concepción

Marco Salamanca, Biólogo Marino, M.Sc., Ciencias Marinas Ambientales, Ph.D. Oceanografía Costera
Cristián Chandia, Biólogo Marino, Diplomado en Ingeniería Química Ambiental
Claudia Figueroa, Químico Analista
Gabriela Franyola, Biólogo Marino
Verónica Pinto, Químico Analista
Francesca Gauthier, Químico Analista
Juanita Elgorriaga, Químico Analista
Carlos Casanueva, Químico Analista
Leonardo Rosemberg, Biólogo Marino
Edgardo Muñoz, Técnico de terreno
Michel Rivas, Técnico de terreno

Herpetofauna

Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile
José Nuñez, Bioquímico, Dr. en Ciencias, mención Zoología

Avifauna

Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile
Eduardo Jaramillo, Ph.D.
Juan Navedo, PhD.
Jorge Ruiz, Médico Veterinario
Emilio Acuña, Biólogo Marino
Mario Manzano, Lic. en Ciencias Biológicas, Dr. © Biología Marina
Yohana Cancino, Biólogo Marino
Carla Cárdenas, Biólogo Marino

Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas, Laboratorio de Oceanografía Química (LOQ), Universidad de Concepción
Marco Salamanca, Biólogo Marino, M.Sc., Ciencias Marinas Ambientales, Ph.D. Oceanografía Costera
Cristián Chandia, Biólogo Marino, Diplomado en Ingeniería Química Ambiental
Claudia Figueroa, Químico Analista
Gabriela Franyola, Biólogo Marino
Verónica Pinto, Químico Analista
Francesca Gauthier, Químico Analista
Juanita Elgorriaga, Químico Analista
Carlos Casanueva, Químico Analista

Leonardo Rosemberg, Biólogo Marino
Edgardo Muñoz, Técnico de terreno
Michel Rivas, Técnico de terreno

Facultad de Arquitectura, Urbanismo y Geografía, Universidad de Concepción
Helen de la Fuente, Geógrafo

Mamíferos acuáticos

Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile
Mario Manzano, Lic. en Ciencias Biológicas, Dr. © Biología Marina

Análisis comparativos de datos en estudios de riesgo ecológico

Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile
Mario Manzano, Lic. en Ciencias Biológicas, Dr. © Biología Marina

Cambios de uso del suelo

Facultad de Ciencias, Universidad Austral de Chile
Adriano Rovira, Geógrafo, Dr. en Geografía

Facultad de Ciencias Forestales y Recursos Naturales
Víctor Sandoval, Ingeniero Forestal, M.Sc., Inventarios y Monitoreo de Bosques Tropicales, Dr. Ciencias Forestales

Conocimiento ecológico local

Facultad de Filosofía y Humanidades Universidad Austral de Chile
María Ignacia Fuenzalida, Ingeniero en Recursos Naturales Renovables, M.Sc., Desarrollo Rural (c)
Kenneth Alvarado, Licenciado en Ecoturismo, M.Sc., Desarrollo Rural (c)
Gonzalo Campos, Ingeniero en Recursos Naturales Renovables, M.Sc., Desarrollo Rural (c)