

UCH-FC
MAG-B
C.357
c.1

EFECTO DE LAS VARIABLES FÍSICAS Y QUÍMICAS EN LA FAUNA BENTÓNICA DE RÍOS EMBALSADOS DE LA CUENCA DEL RIO LIMARÍ, COMO INDICADORA DE CALIDAD HÍDRICA



Tesis

**Entregada A La
Universidad De Chile
En Cumplimiento Parcial De Los Requisitos
Para Optar Al Grado De**

Magíster en Ciencias Biológicas

Facultad De Ciencias

Por

Laura Catalán Barredo

Noviembre, 2014

**Director de Tesis MSc.: Irma Vila Pinto
Codirector: Dr. David Veliz Baeza**

FACULTAD DE CIENCIAS
UNIVERSIDAD DE CHILE
INFORME DE APROBACION
TESIS DE MAGÍSTER

Se informa a la Escuela de Postgrado de la Facultad de Ciencias que la Tesis de Magister presentada por la candidata.

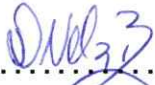
Laura Catalán Barredo

Ha sido aprobada por la comisión de Evaluación de la tesis como requisito para optar al grado de Magister en Ciencias Biológicas, en el examen de Defensa Privada de Tesis rendido el día 28 de Mayo 2014.

Director de Tesis:
MSc. Irma Vila Pinto


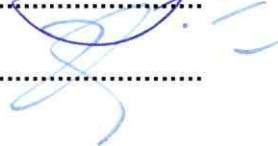

.....

Co-Director de Tesis
Dr. David Véliz Baeza


.....

Comisión de Evaluación de la Tesis

Dra. Carezza Botto


.....

.....

Dra. Ximena Molina



A mí...

Resumen Biográfico



Laura Catalán Barredo, nació el 9 de diciembre de 1984 en Santiago de Chile. Comenzó su formación académica ingresando a pre kínder en el colegio Florence Nigthingale, donde permaneció desde 1989 hasta 1996, año en que cursó sexto básico junto a compañeros y amigos con los que aun mantiene contacto. Luego continuó su formación académica en el Liceo Carmela Carvajal de Prat, dónde cursó de séptimo básico hasta cuarto medio entre los años 1997 y 2002. En esta etapa comenzó a formar una fuerte amistad con sus compañeras y con algunas de ellas aun mantiene el vínculo hasta la actualidad. El año 2003 en tanto, realizó una pausa académica que le permitió aprendizajes en otros dominios, para luego retomar su formación, ingresando a Biología Ambiental el año 2004 en la Universidad de Chile, dónde egresó como licenciada en Ciencias Ambientales, con mención en Biología el año 2009, junto a sus compañeros y amigos. El año 2010, se tituló como Bióloga Ambiental, luego ingresó a este programa de Magister en Ciencias Biológicas el cual termina el 2014 con la presentación de esta tesis. Durante el 2013 cursó también el Programa Internacional de Formación y Certificación de Coach Ontológico (ACP 2013), en Newfield Network Chile, del cual se certificó como coach a comienzos del 2014, y así continuar un camino de aprendizaje y acompañar a otros en procesos de aprendizaje en distintos dominios.

Agradecimientos

Agradezco al Laboratorio de Limnología de la Facultad de Ciencias de la Universidad de Chile, por el apoyo en este trabajo, especialmente a la profesora Irma Vila y al profesor David Véliz.

También agradezco a las revisoras de esta tesis, las profesoras Carezza Botto y Ximena Molina, quienes con sus observaciones y correcciones colaboraron a mejorar este trabajo.

Agradezco también a mi familia, por su apoyo en este proceso y por el ánimo que me daban para continuar cuando lo necesité, especialmente a mi hermano José Ignacio y a mi mamá Laura Barredo, por su apoyo para terminar esta tesis. También agradezco a mi prima Rafaella Salinas, quien me acompañó con paciencia durante el desarrollo de este trabajo.

A mi amiga y familia María Del Sol, quien desde Alemania me ha acompañado, apoyado y animado siempre en todo lo que hago y esta no fue la excepción, también a mis queridas amigas Mariana Thienel y Misque Hoare, que tuvieron mucha paciencia durante el desarrollo de esta tesis y me acompañaron a veces adaptándose a mis tiempos.

Deseo agradecer también a mi amiga Erika Villanueva, su apoyo comprensión y ánimo-resolutivo para terminar este trabajo, así como también la motivación y entusiasmo de mi amigo Franco Perona, durante este proceso. Agradezco también a mi amigo Felipe Ascencio por su colaboración y paciencia de siempre.

Agradezco el apoyo de mis compañeros de Newfield, a mis queridos Pandora, especialmente a Loredana Shani quien me apoyó y colaboró mucho con su amistad y cariño para terminar esta tesis.

Finalmente y no menos importante, agradezco también a mi pareja y amigo Sebastián Agüero por su apoyo, amor y motivación durante el desarrollo de este trabajo.

Índice

1. RESUMEN.....	4
2. ABSTRACT	5
3. INTRODUCCIÓN.....	6
I. Antecedentes.....	8
II. Hipótesis.....	11
III. Objetivos.....	11
i. General:.....	11
ii. Específicos:.....	11
4. MATERIALES Y MÉTODOS	12
I. Muestreo.....	12
i. Análisis de calidad de agua.....	12
ii. Metales en sedimentos.	13
iii. Análisis de macroinvertebrados bentónicos.....	13
II. Análisis de la información.....	14
5. RESULTADOS	17
I. Análisis de Datos.....	17
i. Calidad de Agua.....	17
1. Campaña Primavera 2010.....	17
2. Campaña Verano 2011.....	18
3. Análisis Multivariado Calidad del Agua (Componentes Principales - PCA) Primavera 2010 y Verano 2011	20
4. Análisis de Varianza (ANOVA) Variables resultantes del PCA.....	22
ii. Sedimentos	28
1. Análisis Multivariado Sedimentos (Componentes Principales - PCA) Primavera 2010 y Verano 2011	28
2. Análisis de Varianza (ANOVA) Variables resultantes del PCA.....	31
iii. Macroinvertebrados Bentónicos.....	36
1. Campaña Primavera 2010.....	36
2. Campaña Verano 2011.....	38
3. Análisis de Varianza (ANOVA) para los Índices Bióticos.....	39
6. DISCUSIÓN.....	42
7. CONCLUSIÓN.....	46
8. REFERENCIAS	47

9. ANEXOS.....	51
I. Variables Abióticas de la Calidad del Agua en (A) Aguas Arriba y (B) Aguas Abajo, en los Embalses: La Paloma, Recoleta y Cogotí, Primavera 2010.	51
II. Variables Abióticas de la Calidad del Agua en (A) Aguas Arriba y (B) Aguas Abajo, en los Embalses: La Paloma, Recoleta y Cogotí, Verano 2011.	52
III. Variables Abióticas de los Sedimentos (A) Aguas Arriba y (B) Aguas Abajo, en los Embalses: La Paloma, Recoleta y Cogotí, Primavera 2010.	53
IV. Variables Abióticas de los Sedimentos en (A) Aguas Arriba y (B) Aguas Abajo, en los Embalses: La Paloma, Recoleta y Cogotí, Verano 2011. LD = bajo el límite de detección.....	54
V. Comunidad de Macroinvertebrados bentónicos, (A) Aguas Arriba y (B) Aguas Abajo, en los Embalses: La Paloma, Recoleta y Cogotí, Primavera 2010.	55
V. Comunidad de Macroinvertebrados bentónicos, (A) Aguas Arriba y (B) Aguas Abajo, en los Embalses: La Paloma, Recoleta y Cogotí, Primavera 2010.	56
VI. Comunidad de Macroinvertebrados bentónicos, (A) Aguas Arriba y (B) Aguas Abajo, en los Embalses: La Paloma, Recoleta y Cogotí, Verano 2011.	57
VII. Calidad del Agua, basado en los valores del IBF <i>Ch</i> (Figueroa et al., 2003, 2007).....	57

Figuras

Figura 1 - Ubicación geográfica de los embalses: Recoleta, Cogotí y La Paloma.

Figura 2 - Análisis de Componentes Principales (PCA) para las variables abióticas de la calidad del agua, embalses: (a) La Paloma 2010, (b) La Paloma 2011, (c) Cogotí 2010, (d) Cogotí 2011, (e) Recoleta 2010 y (f) Recoleta 2011.

Figura 3 - Análisis de Varianza (ANOVA) punto anidado en campaña y campaña anidado en embalse para las variables abióticas de la calidad del agua significativas (a) fósforo total, (b) magnesio, (c) magnesio, (d) cloruros, (e) cloruros y (f) alcalinidad primavera 2010 y verano 2011.

Figura 4 - Análisis de Varianza (ANOVA) embalse anidado en punto para las variables abióticas de la calidad del agua significativas (a) fósforo total, (b) magnesio, (c) cloruros, (d) cloruros y (e) alcalinidad, primavera 2010.

Figura 5 - Análisis de Varianza (ANOVA) embalse anidado en punto para las variables abióticas de la calidad del agua significativas (a) fósforo total, (b) magnesio, (c) cloruros y (d) cloruros, verano 2011.

Figura 6 - Análisis de Componentes Principales (PCA) para las variables abióticas de los sedimentos, embalses: (a) La Paloma 2010, (b) La Paloma 2011, (c) Cogotí 2010, (d) Cogotí 2011, (e) Recoleta 2010 y (f) Recoleta 2011.

Figura 7 - Análisis de Varianza (ANOVA) punto anidado en campaña y campaña anidado en embalse para las variables abióticas de los sedimentos (a) aluminio, (b) cobre, (c) cobre, (d) conductividad eléctrica y (e) conductividad eléctrica, primavera 2010 y verano 2011.

Figura 8 - Análisis de Varianza (ANOVA) embalse anidado en punto para las variables abióticas de los sedimentos: (a) aluminio, (b) aluminio, (c) cobre, (d) cobre, (e) conductividad eléctrica y (f) conductividad eléctrica, primavera 2010.

Figura 9 - Análisis de Varianza (ANOVA) embalse anidado en punto para las variables abióticas de los sedimentos: (a) cobre y (b) conductividad eléctrica, verano 2011.

Figura 10 - Análisis de Varianza (ANOVA) punto anidado en campaña y campaña anidado en embalse (a) *ChIBF* (b) Simpson (D) primavera 2010 y verano 2011.

Figura 11 - Análisis de Varianza (ANOVA) embalse anidado en punto para los índices bióticos: (a) *ChIBF* y (b) Simpson (D), verano 2011.

Tablas

Tabla 1: Coordenadas UTM Datum WGS 84, Huso 19 de los puntos de muestreo para, calidad de agua, sedimentos y macroinvertebrados bentónicos en los embalses: Recoleta, Cogotí y La Paloma, Primavera 2010 y Verano 2011.

Tabla 2 Máximos y Mínimos de Fósforo total y Nitrógeno total, primavera 2010 y verano 2011.

1. Resumen

Se ha descrito que los embalses provocan cambios en la calidad del agua y en la composición de los sedimentos, así como también generan variación en la presencia/disponibilidad de metales pesados tanto en el agua del embalse como en sus efluentes, pudiendo afectar finalmente a la biota. En la cuenca del Río Limarí ($30^{\circ}15'$ y $31^{\circ}20'$ S), el clima es de tipo semidesértico, lo que ha generado que desde hace más de 60 años se haya comenzado con la construcción de una de las redes de represas para riego más extensa de nuestro país. En esta destacan los embalses Recoleta, Cogotí y La Paloma, acerca de los cuales existe muy poca información respecto de la calidad química y física del agua, así como también de su efecto sobre la biota. Con el fin de complementar y profundizar en la información disponible para determinar la calidad ambiental en sistemas acuáticos, el presente trabajo propone la caracterización de éstos considerando las variables físicas y químicas de la calidad del agua, de los sedimentos y las comunidades de macroinvertebrados bentónicos, aguas arriba y abajo de los tres embalses antes mencionados. A partir de dicha caracterización, se observó similitud en la dinámica de afluentes y efluentes de los tres embalses estudiados, luego un efecto de embalse y en menor medida de la estacionalidad. Se observó además, asociación entre los componentes abióticos y bióticos del hábitat acuático, esto es, entre el sedimento y calidad del agua y la estructura comunitaria zoobentónica. Asimismo, destacó la mayor concentración de fósforo en la calidad del agua y la conductividad eléctrica de los sedimentos en zonas abajo de los embalses, lo cual se relaciona con una menor calidad del hábitat. Coincidentemente, se observó mayores valores del índice de Simpson (D), aguas abajo de los embalses, valor que se asocia a una mayor dominancia de un taxón y menos diversidad biológica. Esto se observó en los puntos río abajo del embalse Recoleta, el cual mostró mayores valores para nutrientes, conductividad en sedimento e índice de Simpson. Estos cambios se podrían asociar a las variaciones en el sistema fluvial y los consiguientes efectos sobre el agua, siendo particularmente importantes aguas abajo del embalse Recoleta, debido a la influencia de la ciudad de Ovalle.

2. Abstract

It has been described that reservoirs produce changes in water quality and sediment composition, and also cause variation in the presence / availability of metals influencing water quality of the reservoir as their effluents affecting finally the biota. The climate surrounding of the Río Limarí basin (30°15' and 31°20') is described as semi-desert. This fact motivated the construction of one of the most important dam networks for land irrigation in our country. Three reservoirs namely Recoleta, Cogotí and La Paloma were placed in this basin. There is little information on the chemical and physical quality of the water, as well as their effects in the biota. In order to study the environmental quality in these aquatic systems, in this work I propose to characterize the areas upstream and downstream of these dams by assessing the physical and chemical features of the water and sediments as well as the communities of benthic macroinvertebrates. Results showed changes when upstream and downstream were compared, followed by a dam effect and finally the seasonal sampling. The phosphorus in the water and the electrical conductivity in sediments showed largest values downstream of the reservoirs compared to the upstream. It was also detected largest values of Simpson's index downstream of the dams, indicating large dominance of a *taxon* and lower biological diversity. It is important to note that downstream of the Recoleta dams several variables were high, namely electric conductivity at sediments, phosphorous at water quality and Simpson index. These evidences highlight that reservoirs change water quality and sediment content, wich could influence the biota downstream of the dams.

3. Introducción

En consecuencia del aumento en el desarrollo humano de los últimos años, se ha incrementado la demanda del recurso hídrico con fines agrícolas, domiciliario, hidroeléctrico y minero, generando la necesidad de construir represas (Morais, 2008), lo cual, produce cambios en los ecosistemas; tales como: la fragmentación del hábitat acuático (Dynesius & Nilsson, 1994; Saunders *et al.*, 2002; Nilsson *et al.*, 2005; Haponski *et al.*, 2007), modificación de la calidad del agua, cambios en la composición de los sedimentos, así como también presencia y bio-disponibilidad de metales pesados (Graf, 1999; Gottgens & Evans, 2007). Un ejemplo de ello, es que se ha documentado variaciones en la composición de los sedimentos y presencia de metales pesados en las aguas abajo de los embalses (Graf, 1999; Gottgens & Evans, 2007).

En la zona semi-árida (29°-36°S) de Chile se ha construido embalses principalmente para regadío, particularmente en la cuenca del Limarí se ha desarrollado actividad agrícola destinada a cultivos de forrajeras anuales y permanentes, frutales, hortalizas, viñas y parronales viníferos con la construcción de la red de Embalses Recoleta, Cogotí y La Paloma (VI Censo Nacional Agropecuario). Tales actividades se sustentan principalmente de los servicios que provee la cuenca hidrográfica del Limarí, cuyo sistema fluvial lo conforma el río Limarí y sus afluentes, y provee de agua para el riego de más de 70.000 hectáreas de cultivos agrícolas (DGA, 2004). La gran importancia de la actividad agrícola contrasta con el escaso conocimiento acerca de los efectos de esta actividad en la calidad y diversidad de la fauna que habita los ríos de la zona. Actualmente nuestro país carece de antecedentes específicos para la toma de decisiones en esta área y de investigaciones de carácter científico que proporcionen información del funcionamiento de este tipo de ecosistemas fluviales intervenidos.

De lo anteriormente descrito, se considera como principal variación en los ríos embalsados, el nivel del agua y estado trófico. Los principales factores perturbadores provocan cambios en las condiciones de temperatura, profundidad, luminosidad y calidad del agua, generando diferentes respuestas en la composición y estructura comunitaria de la biota, alterando así el funcionamiento

ecosistémico (Bunn & Arthington, 2002; Mantel *et al.*, 2010a,b). Se han descrito cuatro principios que definen los efectos trascendentales de la variación en el flujo de caudal sobre la biodiversidad de los sistemas fluviales: (i) modificación de la constitución del hábitat físico de estos sistemas, siendo éste a su vez el mayor determinante en la composición y distribución de especies; (ii) impacto en las especies que han desarrollado estrategias para sobrevivir bajo las condiciones naturales del cauce; (iii) efecto en la conectividad lateral y longitudinal de las especies, lo que aumenta el riesgo de una extinción local y (iv) establecimiento de especies exóticas, las que se pueden ver favorecidas bajo las nuevas condiciones, desplazando así a las especies autóctonas (Bunn & Arthington, 2002). Las variaciones anteriormente descritas provocan alteración en las comunidades biológicas, debido principalmente al acelerado proceso de disminución y/o aumento de caudal, afectando especialmente a las comunidades de macroinvertebrados (Ogbeibu & Oribhabor, 2002; Molina & Vila, 2006; Valdovinos, 2006; Mantel *et al.*, 2010b). Se ha observado que cambios en los niveles de agua del cauce empobrecen las zonas ribereñas, impidiendo el establecimiento y desarrollo de vegetación, la cual está fuertemente asociada al ciclo de vida de muchos macroinvertebrados (Nessimian & De Lima, 1997). Además, la disminución del nivel de agua, y el posterior estancamiento, favorecen el establecimiento de especies lénticas, modificando completamente la diversidad encontrada por localidad y afectando la estructura trófica natural del sistema acuático (Mantel *et al.*, 2010b).

Los sistemas acuáticos poseen una biota característica que forma parte importante de la diversidad biológica a nivel mundial, constituyendo un importante reservorio natural de recursos económicos, estéticos, culturales y científicos (Dudgeon *et al.*, 2006). Sin embargo, la actividad humana tiene una influencia directa en la biota generando cambios en la temporalidad de los procesos naturales y el potencial evolutivo de las especies (Rosenberg *et al.*, 2000; Palumbi, 2001a, b). Estos factores afectan considerablemente la fauna bentónica de los sistemas fluviales, ya que los macroinvertebrados se relacionan con las variables abióticas del sistema acuático (Figueroa *et al.*, 2003, 2007). Está ampliamente documentado que en este tipo de sistemas fluviales, los macroinvertebrados bentónicos presentan gran sensibilidad a perturbaciones ambientales y poseen

directa relación con las variables físicas y químicas del ecosistema acuático (Hinselhoff, 1988; Monteoliva & Muñoz, 2000; Figueroa *et al.*, 2003, 2007, Aguilera, 2013). Dichas características convierten a los macroinvertebrados bentónicos en excelentes indicadores de calidad ambiental, lo que ha permitido desarrollar una variedad de índices bióticos que se aplican actualmente en nuestro país. Es por esto que, con el fin de tener una visión sistémica considerando los agentes de la calidad del agua y de los sedimentos y la fauna bentónica, el presente estudio propone realizar una caracterización de estos componentes incorporando análisis que permitan comparar afluentes y efluentes de tres embalses diferentes en la misma cuenca.

I. Antecedentes

Según los antecedentes existentes al año 1997 (VI Censo Nacional Agropecuario), la Provincia del Limarí, posee terrenos agrícolas destinados principalmente a cultivos de forrajeras anuales y permanentes, frutales, hortalizas, viñas y parronales viníferos. Estas actividades se sustentan de los servicios ecosistémicos que provee la cuenca hidrográfica del Limarí, cuyo sistema fluvial lo conforma el río Limarí y sus afluentes, y que provee de agua para el riego de más de 70.000 hectáreas de cultivos agrícolas (DGA, 2004). Está ampliamente documentado que se ha observado paulatinamente una escases del recurso hídrico en la cuenca del Limarí (Ferrando & Francisco, 2003; Parga *et al.*, 2006). Debido a esta escases y a la demanda de riego permanente dadas las actividades en la zona, se han desarrollado diversas estrategias con el fin de ampliar la capacidad de riego, como por ejemplo el diseño de aumento en la capacidad de riego en el embalse Cogotí (Moreno & Noguera, 2003). El aumento de actividad antrópica, lo escaso del recurso hídrico y la demanda de este, han provocado interés en estudiar la dinámica acuática de la zona.

Bajo esta perspectiva, es importante identificar y controlar las principales fuentes de degradación de la cuenca, con el fin de implementar medidas adecuadas para su conservación, puesto que gran parte de la responsabilidad de la actual alteración de los componentes en los ecosistemas y de sus servicios, emana de actividades antrópicas (Vitousek *et al.*, 1997).

La cuenca del Limarí, se sitúa en la IV Región de Coquimbo (Figura 1), la cual es una región caracterizada climáticamente por condiciones de déficit hídrico, presentando marcados contrastes en su paisaje natural. Visualizada esta situación por los habitantes de la zona, prematuramente a principios del siglo XX, surge la propuesta de solventar la demanda de agua con la construcción de embalses para riego. Entre estos destacan los embalses La Paloma, Cogotí y Recoleta, siendo este último uno de los más antiguos en nuestro país, cumpliendo a la fecha más de 85 años desde su construcción, y del cual existen escasos estudios que caractericen su dinámica acuática, destacando por ello la importancia del presente estudio. Es relevante mencionar, que el embalse Recoleta, fue construido el año 1928, conjuntamente a la promulgación de la Ley 4.445 que permitió iniciar un plan extraordinario de obras de riego, incluyendo además, la construcción del embalse Cogotí (Ferrando & Francisco, 2003), y el embalse La Paloma, cuya construcción comenzó en 1959. Por ende, como en aquel contexto no existía una legislación de base que exigiera una evaluación ambiental de proyectos, como lo exige actualmente la autoridad mediante la Ley 19.300 sobre Bases Generales de Medio Ambiente que fue promulgada recién el año 1994, tanto la construcción como la operación de estos embalses han generado impactos no previstos que alteraron y siguen alterando la dinámica de la cuenca del Limarí.

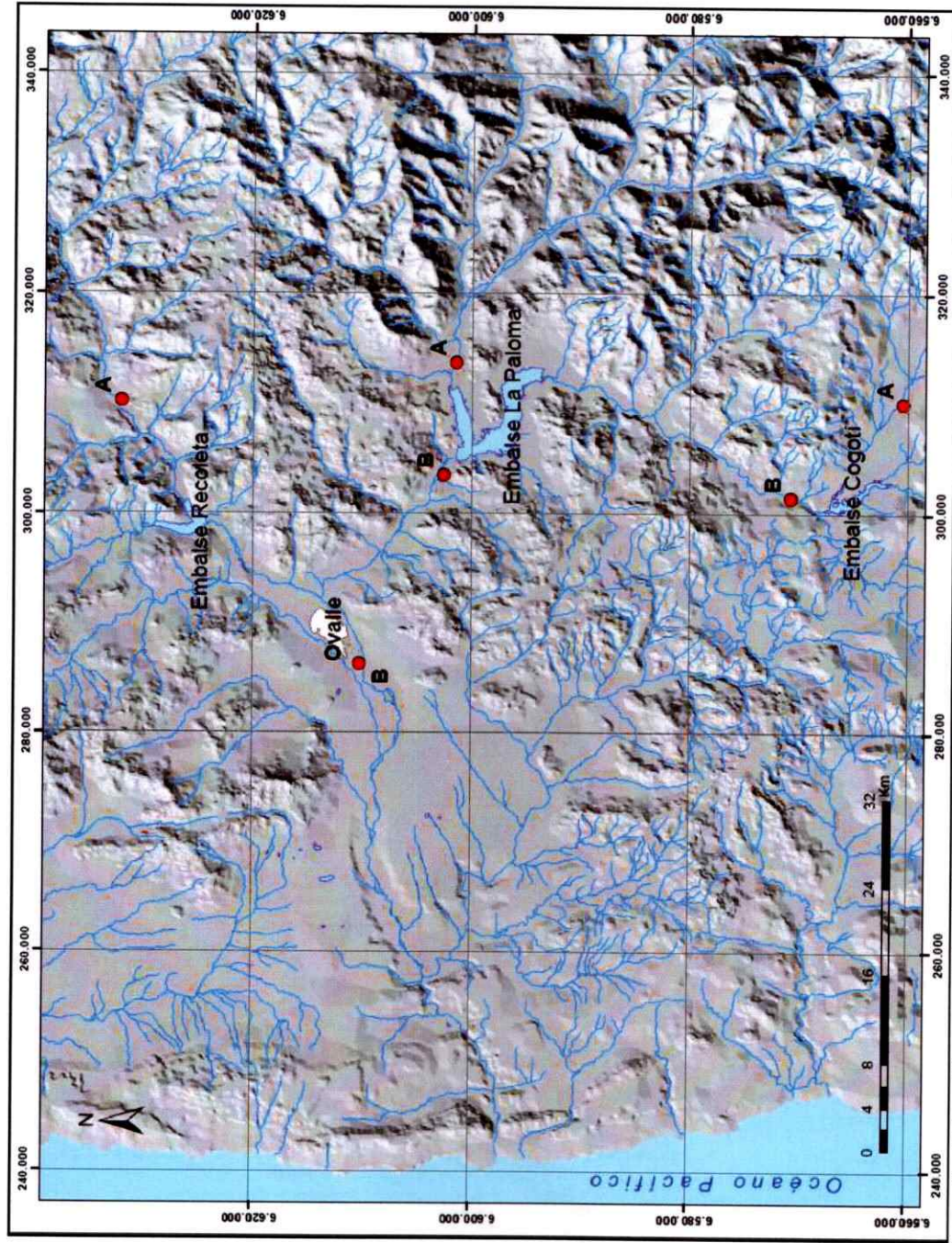


Figura 1 - Ubicación geográfica de los embalses: Recoleta, Cogoti y La Paloma. DATUM WGS 84, HUSO 19.
Fuente: Elaboración Propia.

II. Hipótesis

- i. El agua superficial presenta características físicas y químicas diferentes en las zonas aguas arriba y aguas abajo, para cada uno de los embalses en la cuenca del Limarí.
- ii. La estructura comunitaria de macroinvertebrados bentónicos aguas arriba de los embalses de la cuenca del Limarí, respecto a la comunidad de aguas abajo, presentan diferencias acordes a los cambios en la calidad del agua.

III. Objetivos

i. General:

Determinar diferencias y/o semejanzas de los afluentes y efluentes de ríos embalsados en la cuenca del río Limarí a través del análisis de la calidad del agua, sedimentos y comunidades de macroinvertebrados bentónicos.

ii. Específicos:

- o Caracterizar física y químicamente la calidad de las aguas superficiales, aguas arriba y aguas abajo de los embalses: Recoleta, Cogotí y La Paloma en la cuenca del Limarí.
- o Caracterizar física y químicamente la composición de los sedimentos, aguas arriba y aguas abajo de los embalses: Recoleta, Cogotí y La Paloma en la cuenca del Limarí.
- o Cuantificar la diversidad de *taxa* de los macroinvertebrados bentónicos aguas arriba y aguas abajo de los embalses: Recoleta, Cogotí y La Paloma en la cuenca del Limarí.
- o Determinar si los macroinvertebrados constituyen una variable respuesta de los cambios en las variables físicas y químicas en los ríos embalsados: Recoleta, Cogotí y La Paloma de la cuenca del Limarí.

4. Materiales y Métodos

I. Muestreo

i. Análisis de calidad de agua

Se colectó en una campaña de primavera 2010, cuatro muestras aguas arriba y seis aguas abajo (1L cada una) en el embalse La Paloma, seis aguas arriba y seis aguas abajo en el embalse Cogotí y cuatro muestras aguas arriba y seis aguas abajo en el embalse Recoleta. Por otra parte, en Verano 2011 se colectaron cuatro muestras aguas arriba y cuatro muestras aguas abajo para los embalses Recoleta y La Paloma, mientras que para el embalse Cogotí se colectaron cuatro muestras aguas arriba y seis aguas abajo. Se conservó los mismos puntos en ambas campañas, sin embargo en algunos casos se redujo el número de muestras en el período de verano, debido a la sequía en la zona, encontrándose que varios de los puntos muestreados durante la campaña de primavera no presentaron agua en el período estival. Los puntos de muestreo mencionados anteriormente se representaron con (A) para aguas arriba y (B) para aguas abajo (Tabla 1), estos se determinaron en función de la ubicación de los embalses a estudiar y los accesos al río. Se midieron las variables físicas y químicas propias para caracterizar los sistemas de aguas continentales, a través de muestras para analizar posteriormente en laboratorio así como también mediciones *in situ*. De lo anteriormente descrito se escogió las variables abióticas medidas en laboratorio, dado que presentaban las características que permiten los análisis estadísticos que se realizarán para abordar los objetivos del trabajo, estas son : Nitrógeno total (N-total) ($\mu\text{g/L}$), Fósforo total (P-total) ($\mu\text{g/L}$), Sulfatos (SO_4) (mg/L), Cloruros (mg/L), Alcalinidad (mg/L), Bicarbonatos (HCO_3) (mg/L), Carbonatos (CO_3) (mg/L), Sodio (Na) (mg/L), Potasio (K) (mg/L), Calcio (Ca) (mg/L), Magnesio (Mg) (mg/L) y Oxígeno Disuelto (O.D.) (mg/L). Mediante las metodologías propuestas para Nitrógeno total (Mülhauser *et al.*, 1987), sulfatos (Golterman *et al.*, 1978), bicarbonatos y cloruros (APHA, 1998). Las muestras de oxígeno fueron fijadas en terreno y posteriormente tituladas en laboratorio mediante el método Winkler descrito en el protocolo APHA (2001). Luego, con el valor obtenido de oxígeno disuelto y temperatura registrada se calculó el porcentaje de saturación de oxígeno.



ii. Metales en sedimentos.

Para la concentración de metales se tomó también muestras aguas arriba de la represa y aguas abajo de ésta, en los mismos sitios mencionados anteriormente para calidad de agua, tanto en primavera 2010 como en verano 2011 (Tabla 1). Se colectó muestras de 1kg aproximadamente a través de una draga, luego estas fueron trasladadas al laboratorio y se midió las mismas variables abióticas de los sedimentos en ambas campañas estacionales, considerando (A) aguas arriba y (B) aguas abajo. Las variables abióticas medidas en sedimentos fueron: pH, Potencial Redox, Conductividad Eléctrica (μS), Oxígeno Disuelto (ppm), Temperatura ($^{\circ}\text{C}$), Aluminio (Al), Cadmio (Cd), Cromo (Cr), Cobre (Cu), Hierro (Fe), Manganeso (Mn), Molibdeno (Mo), Níquel (Ni), Plomo (Pb) y Zinc (Zn). Los metales de los sedimentos, fueron muestreados y posteriormente medidos en un espectrofotómetro de absorción atómica. Con el valor obtenido de oxígeno disuelto y temperatura registrada se calculó el porcentaje de saturación de oxígeno. La información disponible se correlacionó con información de otro estudio del contenido metálico en sedimentos (González, 2012).

iii. Análisis de macroinvertebrados bentónicos

Se colectaron dos réplicas de macroinvertebrados bentónicos aguas arriba y dos aguas abajo de cada uno de los ríos embalsados: La Paloma, Cogotí y Recoleta, en la cuenca del Limarí, en dos campañas estacionales (Primavera de alto caudal y Verano de bajo caudal). Las muestras fueron colectadas en dos puntos georeferenciados con las coordenadas geodésicas DATUM WGS 84 y Huso 19, ubicados en el centro del curso principal del río coincidiendo en ubicación tanto para primavera como para verano (Tabla 1). Se utilizó una red Surber de $0,09 \text{ m}^2$ de superficie de muestreo y $250 \mu\text{m}$ de trama de malla, la cual se ubica sobre el sustrato de fondo, con la apertura en contra del sentido de la corriente, para proceder a remover el sustrato en el área que abarca la red Surber, Cada muestra se compone de lo colectado en dos superficies situadas en el mismo punto de muestreo, representando así una muestra. Una vez colectadas las muestras de

macroinvertebrados bentónicos, éstas fueron puestas en envases rotulados de aproximadamente 250 mL y fijadas en alcohol al 70%, para ser conservadas hasta su análisis en el laboratorio. A partir de las muestras colectadas, se identificaron y contabilizaron los organismos zoobentónicos bajo lupa estereoscópica Zeiss Stemi SR. Luego, se procedió a separar los organismos por morfo-especie siendo identificadas hasta la categoría taxonómica más baja posible según Caamaño (1985), Cummins *et al.* (1989), Domínguez *et al.* (1994) y Barnes & Clarke (1995). Se obtuvo todos los *taxa* hasta nivel de familia para obtener el Índice Biótico de Familia adaptado para Chile (*ChIBF*), utilizado para determinar la calidad ambiental de sistemas fluviales (Figueroa *et al.*, 2003, 2007).

Tabla 1 Coordenadas UTM Datum WGS 84, Huso 19 de los puntos de muestreo para calidad de agua, sedimentos y macroinvertebrados bentónicos en los embalses: Recoleta, Cogotí y La Paloma, Primavera 2010 y Verano 2011.

Embalse	Puntos	Coordenada UTM N	Coordenada UTM E
La Paloma	A	6.601.458	313.721
	B	6.602.552	303.514
Recoleta	A	6.632.143	310.245
	B	6.610.224	286.323
Cogotí	A	6.560.423	310.102
	B	6.570.671	301.498

II. Análisis de la información

- i. Con el fin de determinar la combinación de variables físicas y químicas de la calidad del agua que explican la varianza de los puntos estudiados para cada embalse, se realizó un análisis de componentes principales (PCA). En este análisis se incluyó las variables físicas y químicas de la columna de agua medidas tanto para los puntos muestreados aguas arriba de los ríos embalsados, así como también aguas abajo, en ambas campañas estacionales. Con las variables que presentaron un mayor peso en el Componente Principal 1 se realizó un análisis de varianza (ANOVA) anidado. En este análisis se consideró a los puntos de muestreo (A y B) anidados en la campaña (Primavera 2010 y Verano 2010) y estas a su vez anidadas en los embalses (La Paloma, Cogotí y Recoleta), con el fin de evaluar el comportamiento de cada variable con la influencia espacial y temporal que posiblemente defina la calidad del agua.

Posteriormente se realizó también con cada variable, un ANOVA anidado para evaluar el comportamiento espacial en los embalses sin considerar la influencia de la estacionalidad climática, por esto se analizó embalses (Recoleta, Cogotí y La Paloma) anidado en puntos (A y B) en primavera y también en verano por separado. Para las variables abióticas del agua, se verificó el cumplimiento de los supuestos de homocedasticidad con el test de Kolmogorov-Smirnov y normalidad con el test Shapiro-Wilk. Para los datos que no presentaron este tipo de distribución se aplicó transformación Box-Cox. Los análisis anteriormente mencionados se realizaron con el software Statistica v 7.0 ®.

- ii. Al igual que el análisis realizado para el agua, se realizó análisis de componentes principales (PCA) para las variables físicas y químicas medidas en sedimentos. Es importante notar que existieron variables que resultaron bajo el límite de detección de los equipos para todos los sitios, por lo que estas no fueron considerados en los análisis. Con las variables que pesaron más en el Componente Principal 1, se realizó también un análisis de varianza (ANOVA) anidado donde se consideró la variación espacial, la campaña estacional y los tres embalses estudiados, en primera instancia, y luego otro ANOVA anidado de los embalses anidados en los puntos para primavera así como también para verano, al igual que el diseño utilizado en la calidad del agua. Previo a la realización de estos análisis, se verificó la homocedasticidad con el test de Kolmogorov-Smirnov y la normalidad con el test Shapiro-Wilk. Para los datos que no presentaron este tipo de distribución se aplicó transformación Box-Cox. Los análisis anteriormente mencionados también se realizaron con Statistica v 7.0 ®.
- iii. Para determinar diferencias en la estructura comunitaria de los macroinvertebrados bentónicos, aguas arriba comparada con aguas abajo, se consideró el promedio de organismos entre las réplicas, de esta forma se estimó el número de organismos por punto de muestreo considerando la variabilidad biológica propia de estas comunidades. Además se estimó: el índice de comunidad de Jaccard, el índice de dominancia de

Simpson y el índice biótico de familias, adaptado a Chile (*ChIBF*) por cada punto de muestreo. Para la determinación de los índices anteriormente mencionados, se caracterizó la fauna bentónica, considerando su riqueza y abundancia. Basado en estos parámetros comunitarios, se estimó el índice de dominancia de Simpson, el cuál varía entre 0 y 1 siendo cero una comunidad rica en diversidad biológica y los valores cercanos a 1 se consideran comunidades pobres dominada por algunas especies. Por otra parte, se calculó el coeficiente de comunidad de Jaccard con el fin de evaluar las diferencias entre comunidades aguas arriba respecto a aguas abajo en cada uno de los ríos embalsados. Es importante mencionar que este coeficiente también varía de 0 a 1 siendo las comunidades idénticas con valor 1 y las comunidades completamente distintas con valor 0. Adicional a lo anterior, se calculó también el Índice Biótico de Familia (*ChIBF*), para determinar calidad ambiental en el curso de agua (Figueroa *et al.*, 2003, 2007). Este índice clasifica las aguas de sistemas fluviales en siete tipologías que varían dependiendo de su calidad en: (I) Excelente, (II) Muy bueno, (III) Buena, (IV) Regular, (V) Relativamente Mala, (VI) Mala y (VII) Muy Mala. Es importante mencionar, que los índices anteriormente descritos se calcularon para ambas campañas. Además se calculó el IBF y el índice de Simpson por cada replica y se realizó un análisis de varianza (ANOVA) anidado, punto anidado en campaña y campaña anidada en embalse. Asimismo, se realizó un ANOVA anidado por cada campaña, donde se consideró la fuente de variación embalse anidado en punto, al igual como se realizó para la calidad del agua y los sedimentos. Se verificó para cada variable que cumplieran los supuestos de homocedasticidad con el test de Kolmogorov-Smirnov y normalidad con el test Shapiro-Wilk, y para los datos que no presentaron este tipo de distribución se aplicó transformación Box-Cox. Los análisis anteriormente mencionados se realizaron con el software Statistica v 7.0 @.

5. Resultados

I. Análisis de Datos

i. Calidad de Agua

1. Campaña Primavera 2010

Dado que el objetivo principal de estos embalses es proporcionar agua para riego a las comunidades humanas de la zona, se comparó los valores obtenidos para la calidad de agua de algunas variables que están incluidas en la Norma Chilena 1.333/78, que indica los rangos permitidos para riego, uso recreativo y vida acuática. Es importante mencionar, que tan sólo cuatro de las variables medidas en este trabajo se encuentran normadas por dicho documento, estas corresponden a los sulfatos, los cuales se registraron dentro del rango establecido por la norma para riego (< 250 mg/L) tanto aguas arriba como aguas abajo en los embalses La Paloma, Recoleta y Cogotí (Anexo I). El oxígeno disuelto por su parte, también se presentó dentro de lo indicado por la norma para vida acuática (> 5 mg/L), tanto aguas arriba como también aguas abajo en los tres embalses estudiados. Mientras que los cloruros, se presentaron dentro de lo permitido por la norma para riego (< 200 mg/L) tanto aguas arriba como aguas abajo de los tres embalses, a excepción de una de las replicas aguas abajo del embalse Recoleta (Anexo I). Finalmente la alcalinidad, se registró fuera de la norma para vida acuática (> 20 mg/L) en todos los puntos de muestreo aguas arriba, así como también aguas abajo en los embalses La Paloma, Cogotí y Recoleta durante esta campaña estacional (Anexo I). Cabe destacar además que, para la calidad del agua, las variables fósforo total y nitrógeno total, poseen especial relevancia debido a la estrecha relación que presentan con el nivel de trofia y a que constituyen parte de los elementos fundamentales para el desarrollo de la vida. El nitrógeno en el embalse La Paloma, registró durante esta campaña un mínimo de 255 $\mu\text{g/L}$ y un máximo de 295 $\mu\text{g/L}$ aguas arriba de la presa, mientras que aguas abajo de esta, 215 $\mu\text{g/L}$ y 235 $\mu\text{g/L}$ como mínimo y máximo, respectivamente. En el embalse Cogotí en tanto, se registró un mínimo de $201,67$ $\mu\text{g/L}$ y un máximo de $435,0$ $\mu\text{g/L}$ aguas arriba, mientras que aguas abajo se registró un mínimo de $385,0$ $\mu\text{g/L}$ y un máximo de $435,0$ $\mu\text{g/L}$. En el embalse

Recoleta se registró un mínimo de 215,0 $\mu\text{g/L}$ y un máximo de 425 $\mu\text{g/L}$ aguas arriba de la presa. Mientras que aguas abajo, se registró un mínimo de 401,67 $\mu\text{g/L}$ y un máximo de 421,67 $\mu\text{g/L}$. Estos valores indican un estado de mesotrofia.

En el caso del fósforo, se registró para el embalse La Paloma, un mínimo de 4,80 $\mu\text{g/L}$ y un máximo de 32,42 $\mu\text{g/L}$ aguas arriba del embalse, mientras que aguas abajo un mínimo de 2,89 $\mu\text{g/L}$ y un máximo de 4,78 $\mu\text{g/L}$. Por otra parte, en el embalse Cogotí, se registró un mínimo de 4,78 $\mu\text{g/L}$ y un máximo de 18,47 $\mu\text{g/L}$ aguas arriba, mientras que aguas abajo un mínimo de 26,81 $\mu\text{g/L}$ y un máximo de 34,58 $\mu\text{g/L}$. Por último, el embalse Recoleta registró valores que tienden a cero aguas arriba de la presa y que oscilan entre 3,2 $\mu\text{g/L}$ y 1,2 $\mu\text{g/L}$, mientras que aguas abajo de esta, se registró un mínimo que también tiende a cero (1,2 $\mu\text{g/L}$) y un máximo de 14,86 $\mu\text{g/L}$.

2. Campaña Verano 2011

Para esta campaña estacional, al igual que en primavera, se comparó con la NCh 1.333/78, para riego, uso recreativo y vida acuática. Los resultados obtenidos indicaron que los sulfatos cumplen en todos los puntos de muestreo tanto aguas arriba como aguas abajo con la norma para riego (< 250 mg/L) en el embalse La Paloma, así como también en el embalse Cogotí y el Recoleta. Igualmente el oxígeno disuelto se encuentra, en todos los puntos de muestreo aguas arriba y aguas abajo de los tres embalses estudiados, dentro del rango establecido en la norma para vida acuática (>5 mg/L). Los cloruros, al igual que en la campaña de primavera, presentaron valores dentro de la norma para riego (<200 mg/L), aguas arriba y aguas abajo de los tres embalses, excepto en dos de las réplicas aguas abajo del embalse Recoleta (Anexo II). La alcalinidad por su parte, se registró fuera de lo permitido por esta norma, la cual establece un rango de valores superiores a los 20 mg/L, encontrándose que tanto aguas arriba como aguas abajo de los tres embalses estudiados para ambas campañas estacionales, la alcalinidad registró valores muy por debajo de dicho estándar (Anexo II).

En el embalse La Paloma, durante esta campaña el nitrógeno registró un mínimo de 265,0 $\mu\text{g/L}$ y un máximo de 638,33 $\mu\text{g/L}$ aguas arriba de la presa, mientras que aguas abajo, el mínimo fue

de 371,67 $\mu\text{g/L}$ y el máximo de 425,0 $\mu\text{g/L}$. En tanto, el nitrógeno aguas arriba del embalse Cogotí, registró un mínimo de 211,67 $\mu\text{g/L}$ y un máximo de 235,0 $\mu\text{g/L}$. Aguas abajo del mismo embalse, se registró un mínimo de 161,67 $\mu\text{g/L}$ y un máximo de 261,67 $\mu\text{g/L}$. El embalse Recoleta, registró un mínimo de 258,33 $\mu\text{g/L}$ y un máximo de 348,33 $\mu\text{g/L}$ aguas arriba de la presa, mientras que aguas abajo, registró un mínimo de 325,0 $\mu\text{g/L}$ y un máximo de 421,67 $\mu\text{g/L}$ (Anexo II).

Por otra parte, el fósforo registró valores entre 6,92 $\mu\text{g/L}$ y 80,74 $\mu\text{g/L}$ aguas arriba del embalse La Paloma durante la campaña de verano, mientras que aguas abajo de este, el mínimo fue de 42,22 $\mu\text{g/L}$ y el máximo de 50,23 $\mu\text{g/L}$. En el embalse Cogotí en tanto, se registró un mínimo de 14,40 $\mu\text{g/L}$ y un máximo de 20,72 $\mu\text{g/L}$ aguas arriba, mientras que aguas abajo se registró un mínimo de 44,65 $\mu\text{g/L}$ y un máximo de 68,23 $\mu\text{g/L}$. En el embalse Recoleta, se registró un mínimo de 4,93 $\mu\text{g/L}$ y un máximo de 12,33 $\mu\text{g/L}$ aguas arriba de la presa. Mientras que aguas abajo, se registró un mínimo de 10,01 $\mu\text{g/L}$ y un máximo de 194,80 $\mu\text{g/L}$, indicando estos valores una tendencia a la eutroficación (Tabla 2, Anexo II).

Tabla 2 Máximos y Mínimos de fósforo total y nitrógeno total, primavera 2010 y verano 2011.

Embalse	Campaña	Aguas	Nitrógeno	Fósforo
La Paloma	Primavera 2010	Arriba (A)	(255,0 – 295,0) $\mu\text{g/L}$	(4,8 – 32,42) $\mu\text{g/L}$
		Abajo (B)	(215,0 – 235,0) $\mu\text{g/L}$	(2,89 – 4,78) $\mu\text{g/L}$
	Verano 2011	Arriba (A)	(265,0 – 638,33) $\mu\text{g/L}$	(6,92 – 80,74) $\mu\text{g/L}$
		Abajo (B)	(371,67 – 425,0) $\mu\text{g/L}$	(42,22 – 50,23) $\mu\text{g/L}$
Cogotí	Primavera 2010	Arriba (A)	(201,67 – 435,0) $\mu\text{g/L}$	(4,78 – 18,47) $\mu\text{g/L}$
		Abajo (B)	(385,0 – 435,0) $\mu\text{g/L}$	(26,81 – 34,58) $\mu\text{g/L}$
	Verano 2011	Arriba (A)	(211,67 – 235,0) $\mu\text{g/L}$	(14,40 – 20,72) $\mu\text{g/L}$
		Abajo (B)	(161,67 – 261,67) $\mu\text{g/L}$	(44,65 – 68,23) $\mu\text{g/L}$
Recoleta	Primavera 2010	Arriba (A)	(215,0 – 425,0) $\mu\text{g/L}$	(3,2 – 1,2) $\mu\text{g/L}$
		Abajo (B)	(401,67 – 421,67) $\mu\text{g/L}$	(1,2 – 14,86) $\mu\text{g/L}$
	Verano 2011	Arriba (A)	(258,33 – 348,33) $\mu\text{g/L}$	(4,93 – 12,33) $\mu\text{g/L}$
		Abajo (B)	(325,0 – 421,67) $\mu\text{g/L}$	(10,01 – 194,80) $\mu\text{g/L}$

3. Análisis Multivariado Calidad del Agua (Componentes Principales - PCA) Primavera 2010 y Verano 2011

Del análisis de componentes principales (PCA) realizado para identificar variables que determinan la dinámica del sistema fluvial embalsado, se registró en primavera 2010 para el embalse La Paloma, que el Componente Principal 1 (CP1) explica el 70% de la varianza y el Componente Principal 2 (CP2) el 25,9%, por lo tanto, existe una varianza acumulada de 95,9% en los dos primeros componentes (Figura 2a). Mientras que en verano 2011, para este embalse el análisis presentó que el CP 1 explica el 75,7% de la varianza total y un 22,3% con el CP2, por lo tanto, con dos componentes se explica en un 98% la varianza en las variables utilizadas (Figura 2b).

Se realizó el mismo análisis para el embalse Cogotí, este registró en primavera 2010 que el CP1 explicó un 81,1% de la varianza y el CP2 un 14,9%, dando un total de 96% de la varianza del sistema acuático con dos componentes (Figura 2c). En verano 2011, el análisis de la información del embalse Cogotí explicó un 78,6% y un 20,1% con el CP2, dando un total de 98,7% de la varianza con los dos componentes (Figura 2d).

El PCA realizado con las variables medidas en los sitios del embalse Recoleta arrojó que, en la campaña de primavera 2010 se explica un 98,6% de la varianza con el CP 1 y un 1,1% con el CP2, por lo tanto con dos componentes explicarían el 99,7% de la varianza total (Figura 2e). Para la campaña de verano 2011, los valores obtenidos para el embalse Recoleta mostraron que el CP 1 explica un 99,5% y el CP2 un 0,2%, por lo tanto con dos componentes explicaron el 99,7% de varianza total (Figura 2f).

Considerando los seis PCA realizados en ambas campañas para los embalses La Paloma, Cogotí y Recoleta, se detectó que cuatro variables presentaron una alta correlación con el CP 1, estos fueron: el fósforo total (P-tot), magnesio (Mg), cloruros (Clor) y alcalinidad (Alcal). Por tanto, se analizó la posible diferencia entre aguas arriba y aguas abajo de cada presa para estas variables, asociado a la campaña estacional.

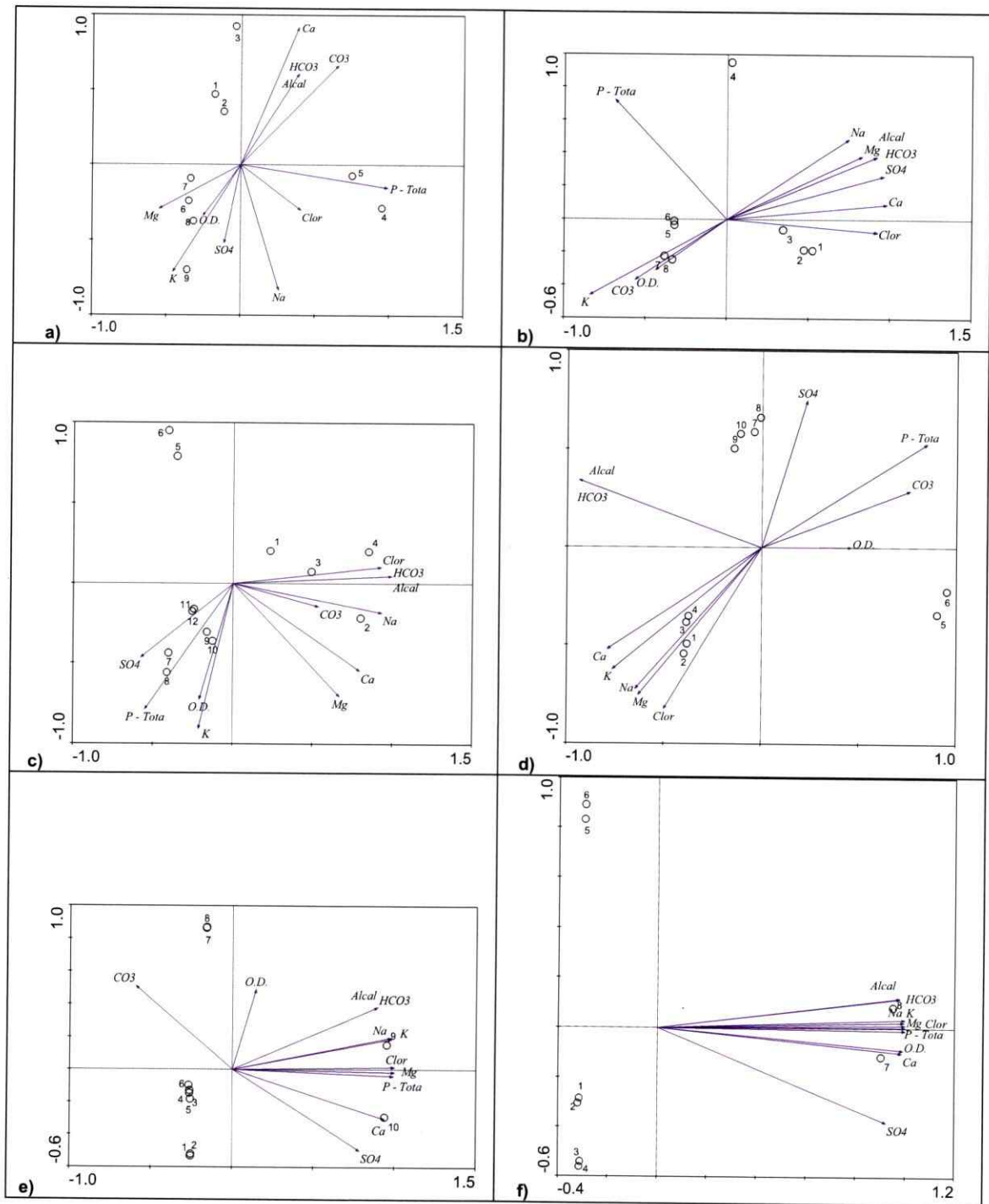


Figura 2 - Análisis de Componentes Principales (PCA) para las variables abióticas de la calidad del agua, embalses: (a) La Paloma 2010, (b) La Paloma 2011, (c) Cogotí 2010, (d) Cogotí 2011, (e) Recoleta 2010 y (f) Recoleta 2011.

4. Análisis de Varianza (ANOVA) Variables resultantes del PCA

A partir de los resultados del PCA, se determinó como variables importantes en la dinámica del ecosistema acuático al fósforo total, magnesio, cloruros y alcalinidad. Con estas variables se realizó un análisis de varianza (ANOVA) anidado, para cada una de ellas, considerando como variable dependiente una de las variables anteriormente mencionadas, y como factores a los puntos anidados en la campaña y estas anidadas en los embalses. Para el fósforo total, se observó únicamente diferencia significativa (Figura 3a) en la fuente de variación punto anidado en campaña ($F=8,16$; $p<0,05$); según el test *a posteriori* de Tukey, las diferencias están dadas por los mayores valores promedio de fósforo registrados aguas abajo del embalse Recoleta en verano 2011 ($101 \mu\text{g/L} \pm 106$) respecto a lo registrado en este mismo embalse durante primavera 2010 ($1,9 \mu\text{g/L} \pm 1$; $p=0,0089$). Luego, se realizó un segundo análisis separando por campaña, donde el ANOVA fue para embalse anidado en punto. De este análisis realizado para el fósforo total en primavera 2010, se obtuvo diferencias significativas (Figura 4a) para la fuente de variación embalse anidado en punto ($F=12,5$; $p<0,05$). El test *a posteriori* Tukey mostró que estas diferencias están dadas principalmente por los mayores valores de fósforo total registrado en los puntos abajo en verano ($46,4 \mu\text{g/L} \pm 3,7$) en relación a los puntos aguas arriba en primavera ($8,2 \mu\text{g/L} \pm 12$; $p=0,0041$). Mientras que para verano 2011, el ANOVA anidado de embalses en punto, mostró diferencias significativas (Figura 5a), para la fuente de variación entre puntos ($F=8,3$; $p<0,05$). El test *a posteriori* de Tukey mostró que esta diferencia se debe a los mayores valores de fósforo total registrado en los puntos aguas abajo ($41 \mu\text{g/L} \pm 48$), con respecto a lo registrado aguas arriba ($12 \mu\text{g/L} \pm 16$; $p=0,0033$).

Para el magnesio, el ANOVA punto anidado en campaña y campaña anidado en embalse, también presentó diferencias significativas (Figura 3b) entre los embalses ($F=8,4$; $p<0,05$), según el test *a posteriori* de Tukey, las diferencias están dadas entre los mayores valores promedio de magnesio registrados en el embalse Recoleta ($53,2 \text{ mg/L} \pm 12$) en relación a los valores promedio de Magnesio registrados en el embalse Cogotí (15 ± 7 ; $p=0,023$). El magnesio además, presentó diferencias

significativas (Figura 3c) para la fuente de variación punto anidado en campaña ($F= 3,56$; $p<0,05$), que según el test *a posteriori* Tukey están dadas por los mayores valores promedio de magnesio registrados en los puntos aguas abajo en primavera 2010 ($28 \text{ mg/L} \pm 15$), respecto a lo registrado en los puntos aguas arriba en primavera 2010 ($13 \text{ mg/L} \pm 9$; $p=0,036$). Por otra parte, el magnesio presentó también diferencias significativas en el ANOVA embalse anidado en punto para primavera 2010, presentando diferencia significativa (Figura 4b) en la fuente de variación embalse anidado en punto ($F= 7,49$; $p<0,05$). El test de Tukey indicó que estas diferencias están dadas entre los mayores valores promedio de magnesio registrados en los puntos aguas abajo del embalse Recoleta ($56 \text{ mg/L} \pm 34$) en relación a los valores registrados aguas arriba del embalse La Paloma ($19 \text{ mg/L} \pm 6$; $p=0,00035$). Mientras que para verano 2011, se registró diferencias significativas (Figura 5b) en la fuente de variación embalse anidado en punto ($F=5,39$; $p<0,05$). Estas diferencias, según el test *a posteriori* de Tukey, están dadas por los mayores valores promedio de magnesio registrado en los puntos aguas abajo del embalse Recoleta ($50 \text{ mg/L} \pm 13$) con los valores registrados en los puntos aguas abajo del embalse La Paloma ($19 \text{ mg/L} \pm 12$; $p=0,019$) y con los valores de aguas abajo del embalse Cogotí (16 ± 6 ; $p=0,0032$).

Los cloruros por su parte, presentaron también diferencias significativas para el ANOVA entre los puntos anidados en campaña y campaña anidada en embalse. Estas diferencias (Figura 3c) se observaron para la fuente de variación embalse ($F=6,77$; $p<0,05$), que según el test *a posteriori* de Tukey estas diferencias están dadas por los mayores valores promedio de cloruros registrados en el embalse Recoleta ($138 \text{ mg/L} \pm 73$) con respecto a lo registrado en el embalse Cogotí ($9,3 \text{ mg/L} \pm 1,6$; $p=0,016$). En este análisis también se detectó diferencias significativas (Figura 3d) para la fuente de variación punto anidado en campaña ($F=3,28$; $p<0,05$). El test *a posteriori* de Tukey detectó diferencias significativas entre los mayores valores promedio de cloruros registrados aguas abajo en primavera 2010 ($97 \text{ mg/L} \pm 46$), respecto a lo registrado aguas arriba en la misma campaña ($4,6 \pm 2$; $p=0,019$). En el análisis de los cloruros para los embalses anidado en punto por cada campaña estacional, también se observó diferencias significativas en esta variable en primavera 2010 (Figura 4c) para la fuente de variación de embalse anidado en punto ($F=5,83$;

$p < 0,05$). El test *a posteriori* indicó que las diferencias están dadas por los mayores valores promedio de cloruros registrados aguas abajo del embalse Recoleta ($297 \text{ mg/L} \pm 236$) con respecto a lo registrado aguas arriba del embalse Cogotí ($1,8 \text{ mg/L} \pm 0,4$; $p = 0,0038$). En este análisis se registró también diferencia significativa (Figura 4d) para la fuente de variación entre puntos durante primavera 2010 ($F = 6,57$; $p < 0,05$). El test *a posteriori* indicó que existieron mayores valores promedio registrados aguas abajo de los embalses ($102 \text{ mg/L} \pm 68$) respecto a lo registrado aguas arriba de estos ($17 \text{ mg/L} \pm 42$; $p = 0,0064$). Mientras que en verano 2011 (Figura 5c), las diferencias significativas observadas se dieron para la fuente de variación embalse anidado en puntos ($F = 4,07$; $p < 0,05$) y según el test *a posteriori* de Tukey estas se deben a los mayores valores promedio de cloruros registrados aguas abajo en el embalse Recoleta ($248 \text{ mg/L} \pm 167$) con respecto a lo registrado aguas abajo en el embalse Cogotí ($1,5 \pm 0,5$; $p = 0,034$).

La alcalinidad en tanto (Figura 3f) presentó diferencias significativas en la fuente de variación puntos anidado en campaña y campaña anidado en embalse ($F = 4,93$; $p < 0,05$). El test de Tukey mostró que estas diferencias están dadas por los menores valores promedios registrados en el embalse La Paloma ($1,43 \text{ mg/L} \pm 0,3$) en comparación con lo registrado en el embalse Recoleta ($1,92 \text{ mg/L} \pm 0,23$; $p = 0,015$). En el caso del ANOVA de embalses anidado en puntos, durante primavera 2010 (Figura 4e), este presentó diferencias significativas para la fuente de variación embalse anidado en punto ($F = 19,08$; $p < 0,05$). El test *a posteriori* mostró que existió diferencias significativas entre los mayores valores promedio registrados aguas abajo del embalse Recoleta ($2,4 \text{ mg/L} \pm 0,22$) respecto a lo registrado aguas abajo en el embalse Cogotí ($0,8 \text{ mg/L} \pm 0,5$; $p = 0,00014$). Mientras que en verano 2011 (Figura 5d), la alcalinidad presentó diferencias significativas ($F = 5,40$; $p < 0,05$) para la fuente de variación embalse anidado en punto. El test de Tukey indicó que las diferencias están dadas entre los menores valores promedio registrados aguas abajo del embalse La Paloma ($1,2 \text{ mg/L} \pm 0,08$) en relación a los mayores valores registrados aguas abajo del embalse Recoleta ($2,4 \text{ mg/L} \pm 0,5$; $p = 0,0042$).

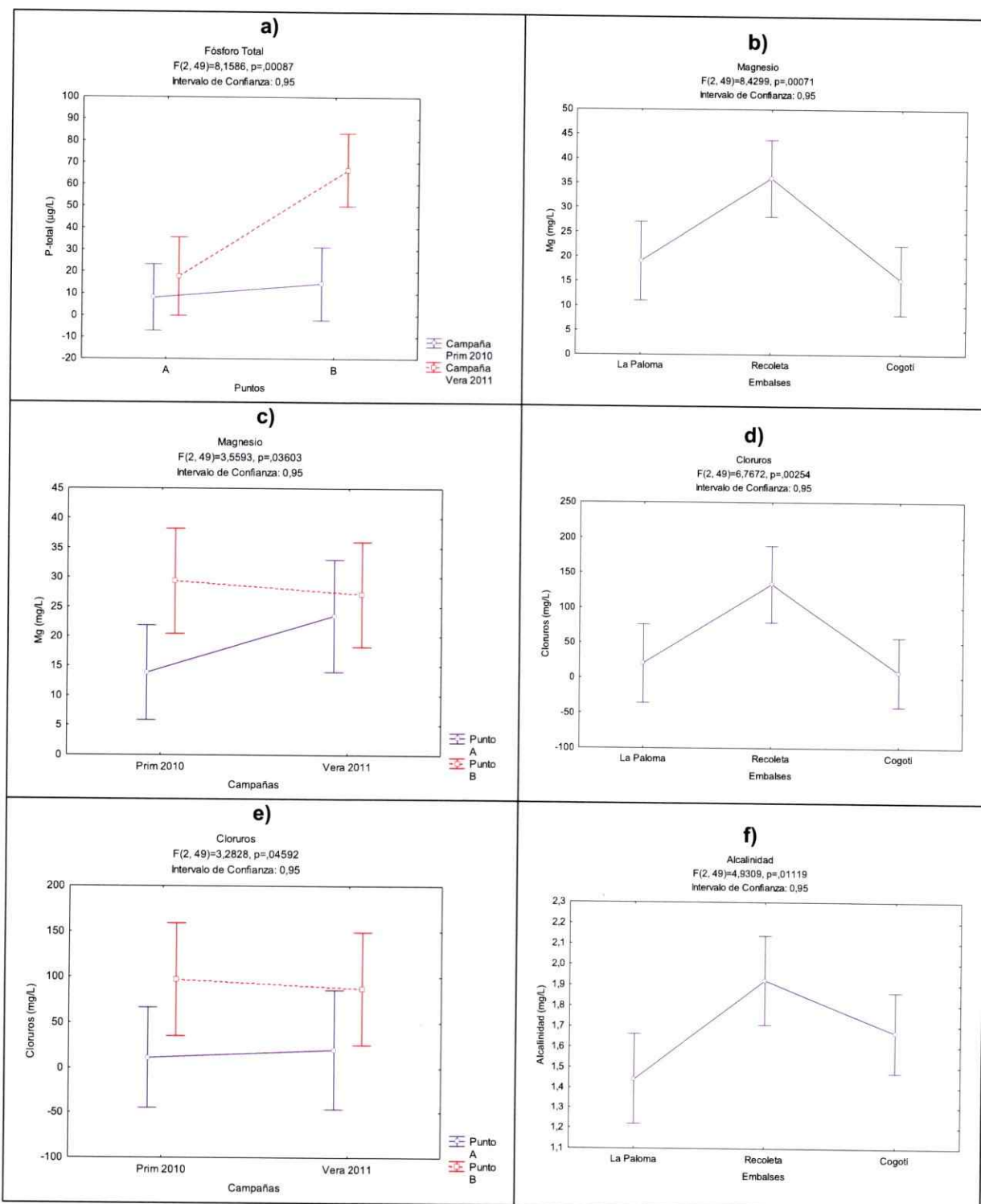


Figura 3 - Análisis de Varianza (ANOVA) punto anidado en campaña y campaña anidado en embalse para las variables abióticas de la calidad del agua significativas (a) fósforo total, (b) magnesio, (c) magnesio, (d) cloruros, (e) cloruros y (f) alcalinidad, primavera 2010 y verano 2011.

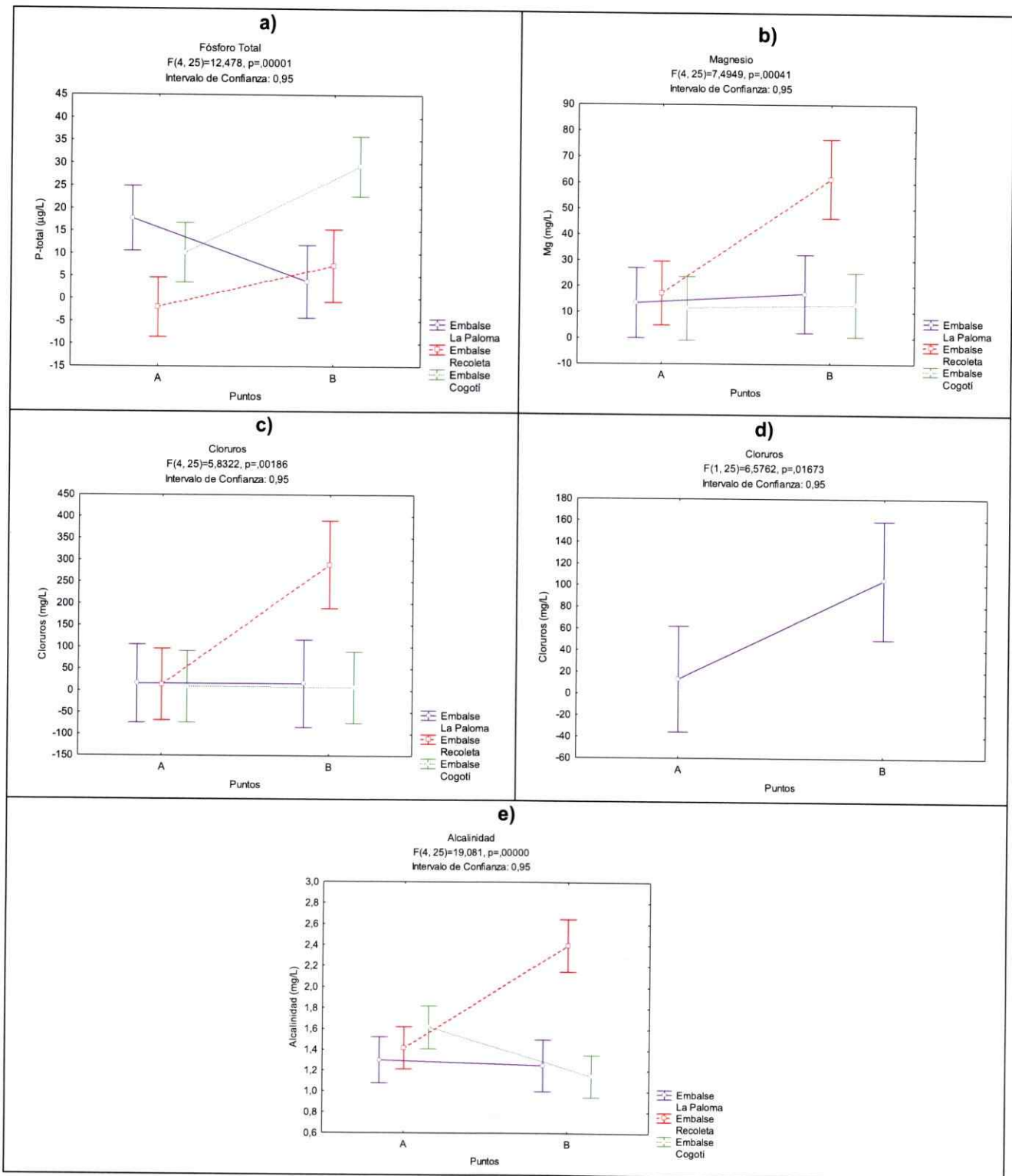


Figura 4 - Análisis de Varianza (ANOVA) embalse anidado en punto para las variables abióticas de la calidad del agua significativas (a) fósforo total, (b) magnesio, (c) cloruros, (d) cloruros y (e) alcalinidad, primavera 2010.

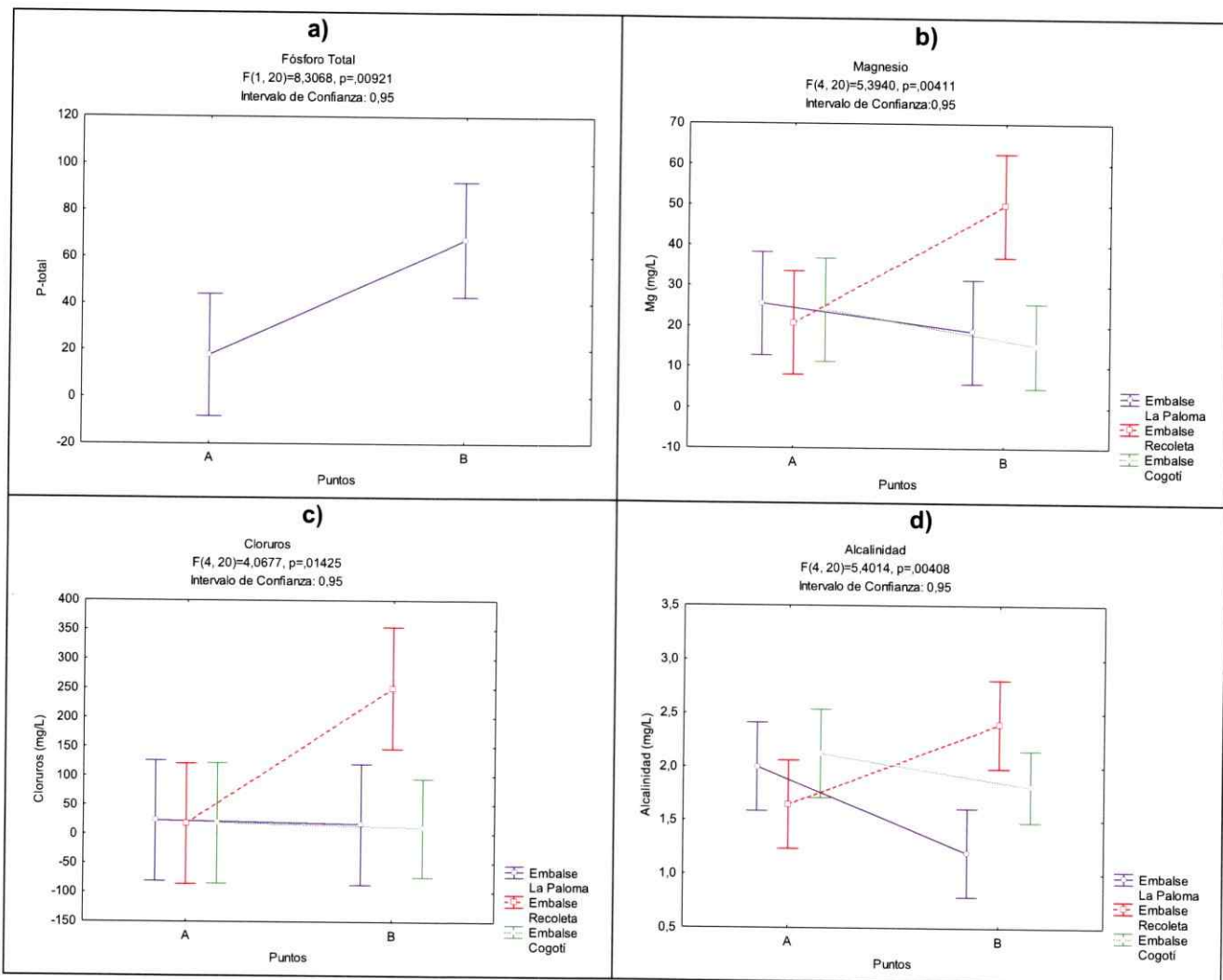


Figura 5 - Análisis de Varianza (ANOVA) embalse anidado en punto para las variables abióticas de la calidad del agua significativas (a) fósforo total, (b) magnesio, (c) cloruros y (d) cloruros, verano 2011.

ii. Sedimentos

Tanto para la campaña de primavera 2010, así como también para el verano 2011 se midió las variables abióticas de los sedimentos aguas arriba (punto A), y aguas abajo (punto B) en los embalses La Paloma, Cogotí y Recoleta. Las variables físicas y químicas medidas fueron: pH, temperatura, potencial de óxido reducción (Redox), conductividad eléctrica, oxígeno disuelto, porcentaje de oxígeno disuelto (%), Aluminio, Cadmio, Cromo, Hierro, Manganeseo, Molibdeno, Níquel, Plomo y Zinc. Se descartó de todo análisis las variables que se registraron bajo el límite de detección (<LD), en todos los puntos de muestreo, estas fueron: Cadmio, Cromo, Molibdeno, Níquel y Plomo. Con las variables abióticas del sedimento que registraron valores (>LD) se realizó un análisis de componentes principales (PCA) con el fin de identificar cuales tienen mayor relevancia dentro del sistema.

1. Análisis Multivariado Sedimentos (Componentes Principales - PCA) Primavera 2010 y Verano 2011

Del PCA realizado para las variables abióticas de los sedimentos, se observó que en primavera 2010 para el embalse La Paloma, al CP 1 explicando el 75,4% de la varianza y el CP 2 el 16,3%, por lo tanto, existió una varianza acumulada de 91,7% con los dos primeros componentes (Figura 6a). Mientras que en verano 2011, el PCA mostró que el CP 1 explicó el 99,1% de la dinámica del sistema y un 0,8 % el CP2, entonces, estos dos componentes explicaron el 99.9% de la varianza total (Figura 6b).

Se realizó el mismo análisis para el embalse Cogotí, observándose en primavera 2010 que el CP 1 explicó la dinámica del sistema acuático en un 84,2% y el CP 2 un 15,4%, dando un total de 99,6% de la varianza total (Figura 6c). Mientras que en verano 2011, las variables medidas en los sitios que circundaron el embalse Cogotí explicaron 97,4% de la varianza total con el CP 1 y un 2,2% con el CP 2, acumulando un total de 99,6% de la varianza total (Figura 6d).

El embalse Recoleta por su parte, indicó que en la campaña de primavera, la varianza acumulada se explica en un 98,9% con el CP 1 y un 0,8% con el CP 2, por lo tanto con dos componentes se explicó el 99,7% de la varianza total (Figura 6e). Mientras que, en verano, el embalse Recoleta indicó que la varianza acumulada se explicó en un 99,0% con el CP 1 y un 0,8% con el CP 2, por tanto, con dos componentes se explicó el 99,8% de la varianza total (Figura 6f). Una vez analizados los seis PCA realizados para ambas campañas de los embalses La Paloma, Cogotí y Recoleta, se escogió aquellas variables que mostraron estar fuertemente relacionadas con primer componente (eje x), ya que se observa esta fuerte relación en todos los PCA.

En base a este criterio se determinó que estas fueron: Aluminio (Al), cobre (Cu), conductividad eléctrica (CE) y potencial de óxido reducción (Redox). Por tanto, se analizó la dinámica de estas variables en los tres embalses estudiados, para ambas campañas estacionales, considerando también la variación existente entre aguas arriba y aguas abajo de cada presa.

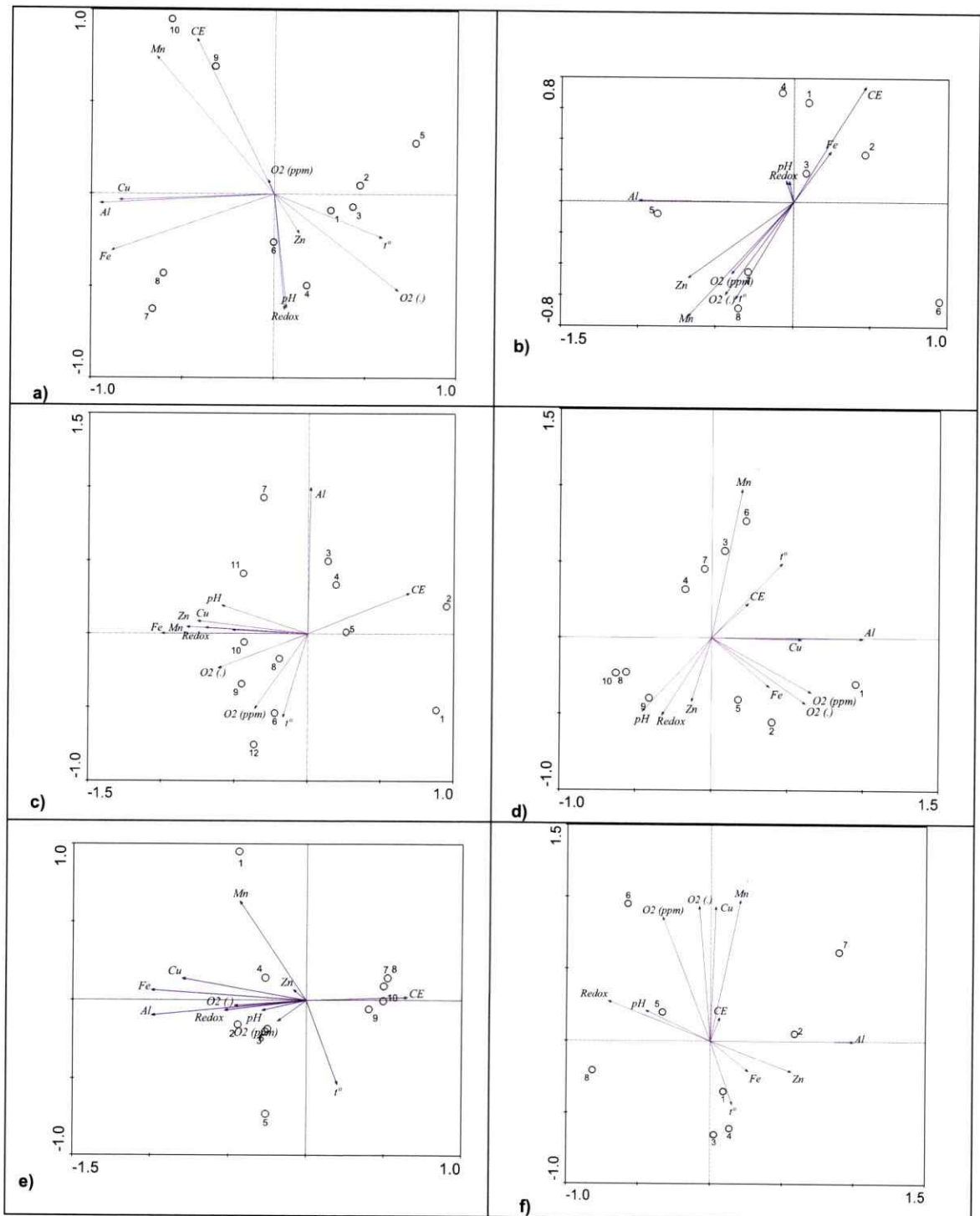


Figura 6 - Análisis de Componentes Principales (PCA) para las variables abióticas de los sedimentos, embalses: (a) La Paloma 2010, (b) La Paloma 2011, (c) Cogotí 2010, (d) Cogotí 2011, (e) Recoleta 2010 y (f) Recoleta 2011.

2. Análisis de Varianza (ANOVA) Variables resultantes del PCA

A partir de estas variables, se realizó dos análisis de varianza (ANOVA) anidado para cada una de ellas. Primero se consideró los factores temporales y espaciales que podrían influir en la dinámica de cada variable, realizando un ANOVA anidado (punto anidado en campaña y campaña anidada en embalse). Para el aluminio, se observó únicamente diferencias significativas (Figura 7a) en la fuente de variación embalse ($F=11,45$; $p<0,05$). El test *a posteriori* de Tukey mostró que existieron valores promedio de aluminio estadísticamente superiores en el embalse Cogotí ($33.855 \text{ mg/g} \pm 4.348$) en relación al embalse Recoleta ($27.068 \text{ mg/g} \pm 8.762$; $p=0,024$), así como también, con el embalse La Paloma ($21.029 \text{ mg/g} \pm 10.898$; $p=0,001$). Luego se realizó un segundo análisis por campaña, donde el ANOVA fue para embalse anidado en punto. De este análisis realizado para aluminio en primavera 2010, se obtuvo que existieron diferencias significativas (Figura 8a) entre los puntos ($F=4,42$; $p<0,05$). El test *a posteriori* mostró que los valores promedio de aluminio registrado en los puntos abajo del embalse Recoleta ($13.015 \text{ mg/g} \pm 11.904$) fueron estadísticamente menores a aquellos medidos en los puntos aguas abajo del embalse Cogotí ($32.981 \text{ mg/g} \pm 4.892$; $p=0,0013$). Se registró además, para el aluminio en primavera 2010, diferencias significativas para la fuente de variación embalse anidado en punto ($F=63,65$; $p<0,05$, Figura 8b). El test *a posteriori* de Tukey mostró que estas diferencias están dadas entre los menores valores promedio de aluminio registrados en los puntos aguas abajo del embalse Recoleta ($13.015 \text{ mg/g} \pm 11.904$) en relación a los puntos aguas abajo del embalse La Paloma ($32.116 \text{ mg/g} \pm 10.614$; $p=0,016$) y aquellos medidos aguas abajo del embalse Cogotí ($32.981 \text{ mg/g} \pm 4.892$; $p=0,0015$). Cabe destacar que, para el aluminio no se registró diferencias significativas en verano 2011 en ninguna de las fuentes de variación para el ANOVA de embalse anidado en punto de esta campaña.

Se realizó también para el cobre, el ANOVA con punto anidado en campaña y campaña anidado en embalse, este al igual que otros componentes, también presentó diferencias (Figura 7b) entre los embalses ($F=28,50$; $p<0,05$). El test *a posteriori* de Tukey mostró valores estadísticamente mayores de cobre registrados en el embalse Cogotí ($191 \text{ mg/g} \pm 75$) en relación a los valores promedio de

cobre registrados en el embalse Recoleta (82 ± 66 ; $p=0,008$), así como también con lo registrado para el embalse La Paloma ($61 \text{ mg/g} \pm 58$; $p=0,024$). El cobre además, presentó diferencias significativas (Figura 7c) para la fuente de variación punto anidado en campaña ($F= 4,58$; $p<0,05$); el test *a posteriori* Tukey mostró valores promedio de cobre estadísticamente mayores en los puntos aguas abajo durante primavera 2010 ($164 \text{ mg/g} \pm 96$) en relación a aquellos medidos aguas arriba también durante primavera ($95 \text{ mg/g} \pm 28$; $p=0,0005$). Para el cobre, al igual que para el aluminio, se realizó además un ANOVA embalse anidado en punto para cada campaña, este presentó diferencias significativas durante primavera 2010 (Figura 8c) en la fuente de variación embalse anidado en punto ($F= 18,33$; $p<0,05$). El test *a posteriori* indicó que estas diferencias están dadas entre los mayores valores promedio de cobre registrado en los puntos aguas abajo del embalse Cogotí ($219 \text{ mg/g} \pm 56$) respecto a los valores registrados aguas abajo del embalse Recoleta ($89 \text{ mg/g} \pm 78$; $p=0,00013$). En esta campaña de primavera, también se encontró diferencias significativas (Figura 8d) entre los puntos ($F= 11,76$; $p<0,05$) que según el test *a posteriori* de Tukey, las diferencias están dadas entre los mayores valores promedio de cobre registrados aguas abajo ($143 \text{ mg/g} \pm 98$), con respecto a los valores promedio registrados aguas arriba ($90 \text{ mg/g} \pm 71$; $p=0,00056$). Mientras que para verano 2011, se registró diferencias significativas (Figura 9a) en la fuente de variación embalse anidado en punto ($F=9,84$; $p<0,05$), las que según el test *a posteriori* de Tukey están dadas entre los mayores valores promedio de cobre registrado en los puntos aguas arriba del embalse Cogotí ($213 \text{ mg/g} \pm 69$) con los valores registrados en los puntos aguas arriba del embalse La Paloma ($0 \text{ mg/g} \pm 0$; $p=0,0003$) y con los valores de aguas arriba del embalse Recoleta (33 ± 66 ; $p=0,01$).

La conductividad eléctrica por su parte, presentó también diferencias significativas para el ANOVA entre los puntos anidados en campana y campaña anidada en embalse, estas diferencias (Figura 7d) se observaron para la fuente de variación entre embalses ($F=6,19$; $p<0,05$), que según el test *a posteriori* de Tukey, están dadas entre los bajos valores promedio de conductividad registrados en el embalse Cogotí ($301 \text{ mg/g} \pm 139$) con respecto a lo registrado en el embalse Recoleta (739 ± 587 ; $p=0,01$) y con lo registrado en el embalse La Paloma ($533 \text{ mg/g} \pm 509$; $p=0,02$). En este análisis

también se encontró diferencia significativa (Figura 7e) para la fuente de variación punto anidado en campaña ($F=5,48$; $p<0,05$), que según el test *a posteriori* de Tukey, se encuentran entre los mayores valores promedio de conductividad registrados aguas abajo en primavera ($771 \text{ mg/g} \pm 776$), respecto a lo registrado aguas arriba en la misma campaña (329 ± 142 ; $p=0,022$) y también con los valores promedio registrados aguas arriba en verano 2011 ($486 \text{ mg/g} \pm 67$; $p=0,03$). Al analizar la varianza de la conductividad eléctrica para los embalses anidado en punto por cada campaña estacional, también se observó diferencia significativa en esta variable (Figura 8e) para la fuente de variación del embalse anidado en punto ($F=4,55$; $p<0,05$), que según el test *a posteriori* utilizado, están dadas por los mayores valores promedio de conductividad registrados aguas abajo del embalse Recoleta ($1.133 \text{ mg/g} \pm 700$) respecto a lo registrado aguas abajo del embalse Cogotí ($251 \text{ mg/g} \pm 57$; $p=0,009$) así como también con lo registrado aguas arriba del embalse La Paloma ($364 \text{ mg/g} \pm 134$; $p=0,022$) y con lo registrado aguas arriba en el embalse Cogotí ($385 \text{ mg/g} \pm 145$; $p=0,023$). En este análisis se registró también diferencia significativa (Figura 8f) para la fuente de variación entre puntos durante primavera ($F=12,0$; $p<0,05$), que según el test de Tukey están dadas entre los mayores valores promedio registrados aguas debajo de los embalses ($635 \text{ mg/g} \pm 641$) respecto a lo registrado aguas arriba de estos ($391 \text{ mg/g} \pm 140$; $p=0,029$). Mientras que en verano 2011 (Figura 9b), las diferencias significativas observadas ($F=5,56$; $p<0,05$) se dieron para la fuente de variación embalse anidado en puntos y según el test *a posteriori* de Tukey estas se encuentran entre los mayores valores promedio de conductividad registrados aguas abajo en el embalse Recoleta ($498 \text{ mg/g} \pm 499$) con respecto a lo registrado aguas abajo en el embalse La Paloma (392 ± 89 ; $p=0,0025$) y también con lo registrado aguas abajo del embalse Cogotí ($234 \text{ mg/g} \pm 142$; $p=0,025$).

El potencial de óxido reducción, no presentó diferencias significativas en el ANOVA anidado puntos en campaña y campaña en embalse para ninguna de las interacciones ($p>0,05$); tampoco se observó diferencias significativas para el ANOVA de embalses anidado en puntos ni para primavera 2010, así como tampoco para verano 2011 ($p>0,05$).

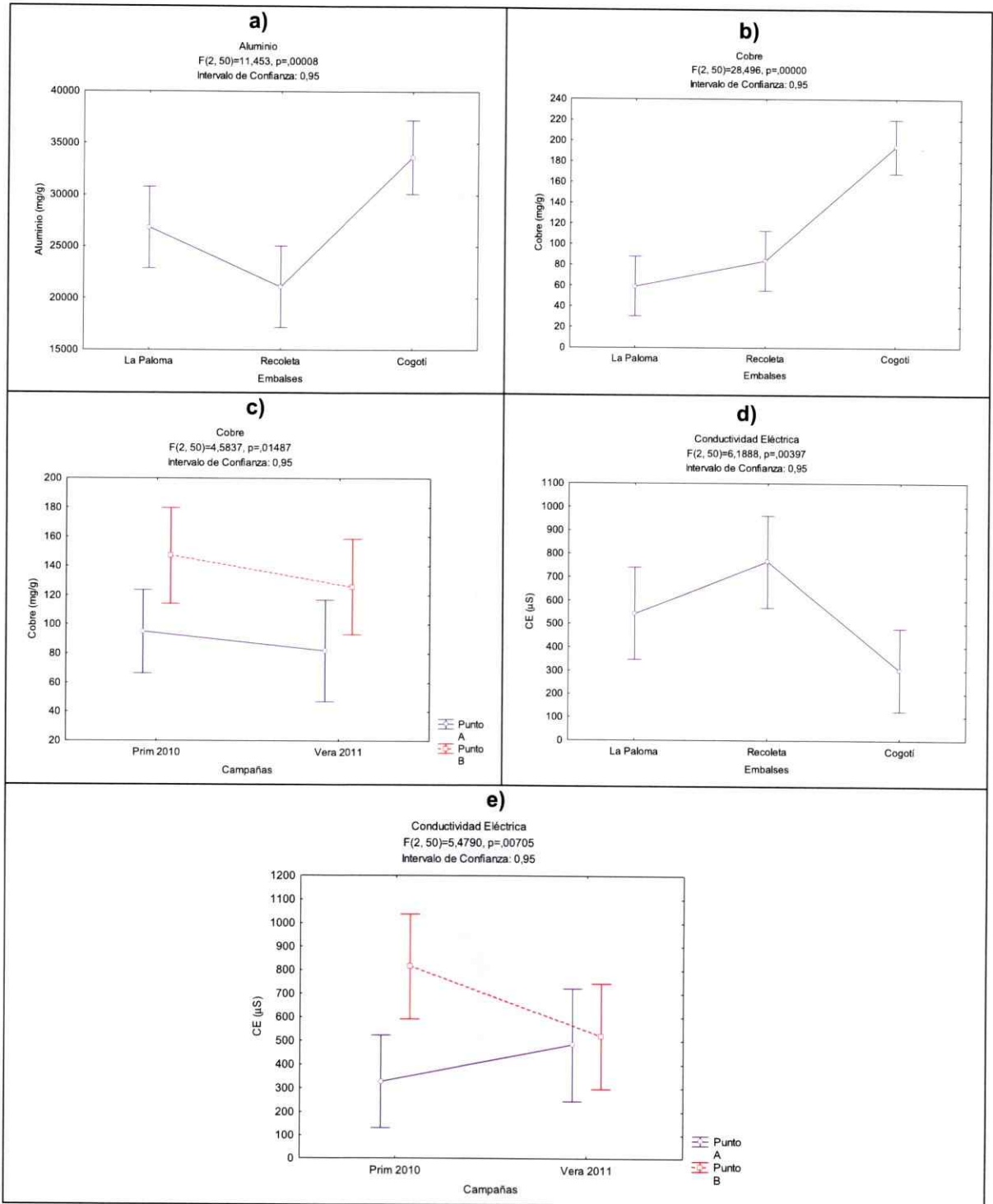


Figura 7 - Análisis de Varianza (ANOVA) punto anidado en campaña y campaña anidado en embalse para las variables abióticas de los sedimentos (a) aluminio, (b) cobre, (c) cobre, (d) conductividad eléctrica y (e) conductividad eléctrica, primavera 2010 y verano 2011.

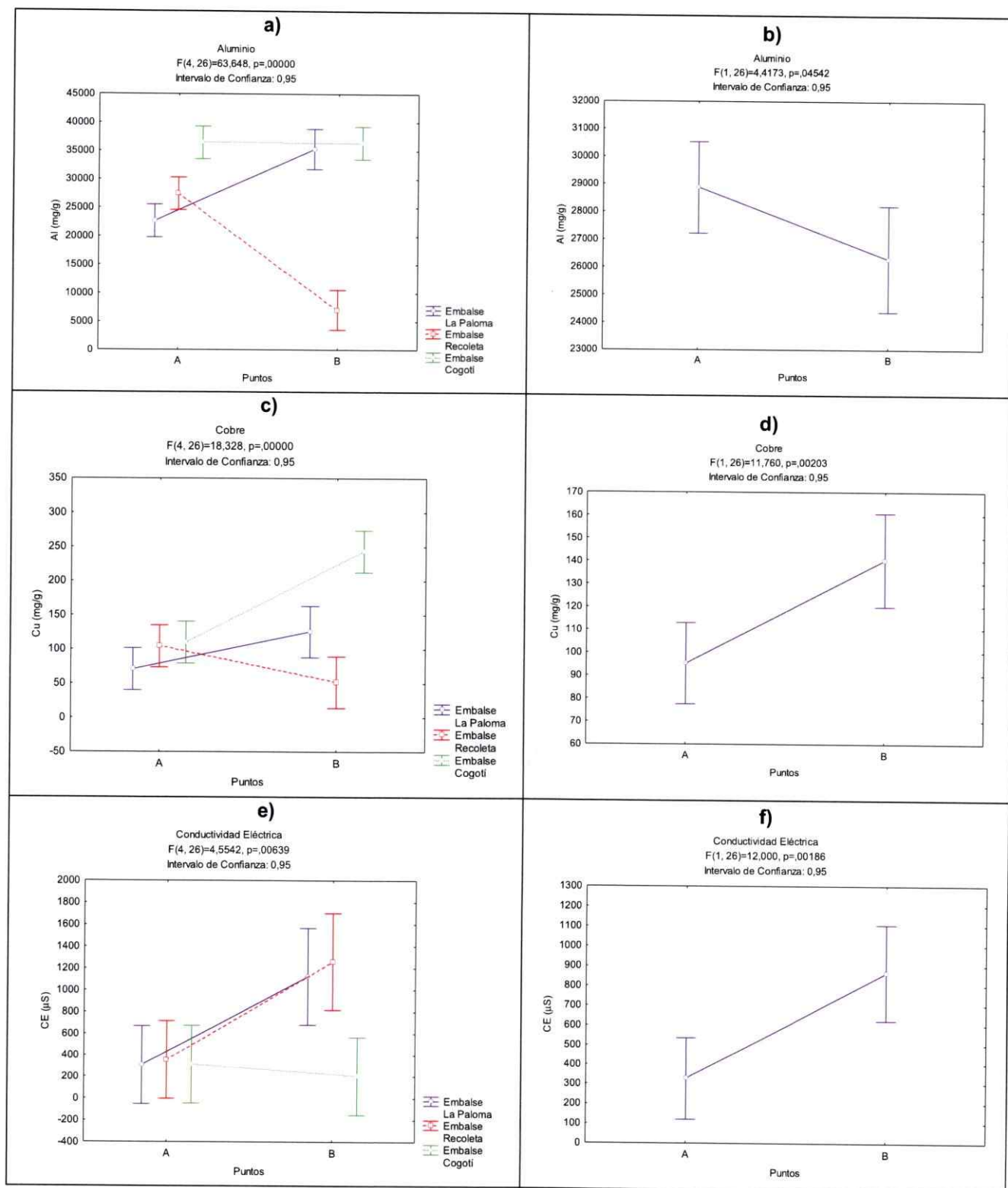


Figura 8 - Análisis de Varianza (ANOVA) embalse anidado en punto para las variables abióticas de los sedimentos: (a) aluminio, (b) aluminio, (c) cobre, (d) cobre, (e) conductividad eléctrica y (f) conductividad eléctrica, primavera 2010.

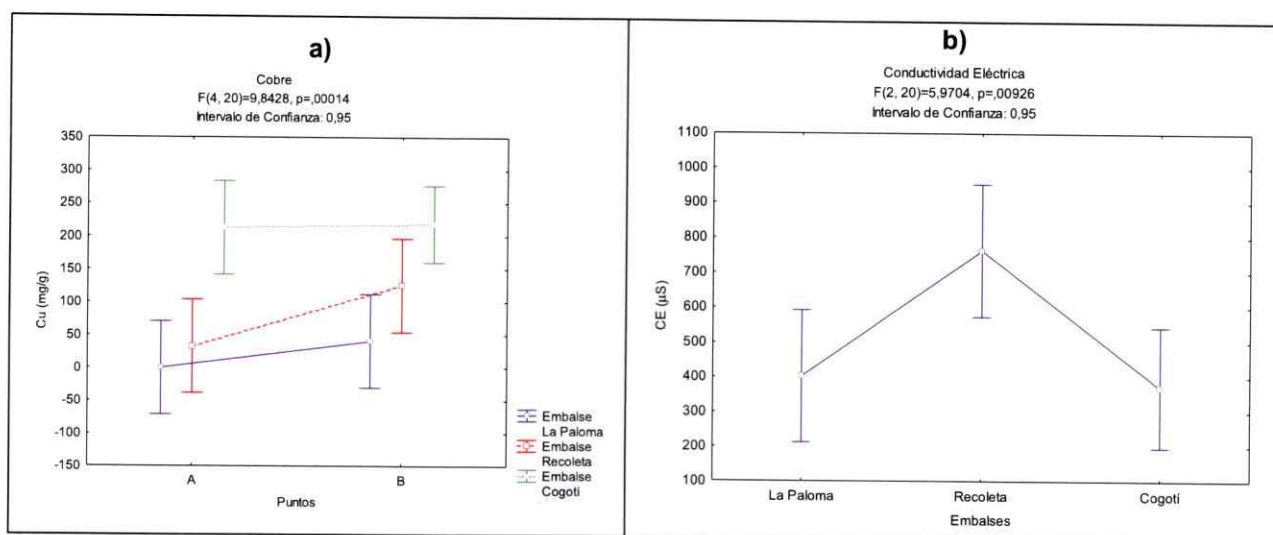


Figura 9 - Análisis de Varianza (ANOVA) embalse anidado en punto para las variables abióticas de los sedimentos: (a) cobre y (b) conductividad eléctrica, verano 2011.

iii. Macroinvertebrados Bentónicos

1. Campaña Primavera 2010

Las comunidades zoobentónicas del embalse La Paloma, registraron baja riqueza de organismos presentando 8 y 9 *taxa* en cada una de sus réplicas aguas arriba y 6 *taxa* en cada una de sus réplicas aguas abajo. La abundancia también se observó baja siendo el máximo registrado en una de las réplicas aguas arriba con 2.067 ind/m² y el mínimo en sus réplicas aguas abajo con 933 Ind/m² (Anexo V). El taxón que presentó la mayor abundancia en esta campaña en los puntos situados aguas arriba del embalse fue la familia Physidae, mientras que aguas abajo fue familia Dugesiidae. En esta campaña, se observó para el embalse La Paloma, que el coeficiente de comunidad de Jaccard fue 0,31 (Anexo V), lo que indica poca similitud entre las comunidades de macroinvertebrados bentónicos aguas arriba respecto aguas abajo de este sistema fluvial embalsado. Por otra parte, el *ChIBF* para este embalse indicó que la calidad del agua en el río antes de la presa registró calidad "excelente" y aguas abajo de esta calidad "regular" según este índice (Anexo V y VII) y el índice de dominancia de Simpson presentó igual valor aguas arriba y aguas

abajo, el cual corresponde a 0,23, indicando una alta diversidad biológica tanto aguas arriba como aguas abajo de este embalse (Anexo V).

El embalse Recoleta por su parte, registró una riqueza de 11 y 12 *taxa* en cada una de sus replicas aguas arriba, mientras que aguas abajo presentó riquezas de 11 y 13 *taxa* (Anexo V). La abundancia de organismos para el Recoleta en esta campaña, mostró los máximos de 7.767 Ind/m² en una de sus replicas aguas arriba y el máximo aguas abajo para este embalse, también correspondió al máximo de la campaña entre los tres embalses estudiados, este fue de 18.822 ind/m² (Anexo V). El taxón de mayor abundancia registrado aguas arriba correspondió a la familia Chironomidae, mientras que el más abundante aguas abajo correspondió a Hydropsychidae (ambas de la clase Insecta). Respecto al coeficiente de Jaccard, este embalse registró 0,44 (Anexo V) mostrando también diferencias en la composición de las comunidades de macroinvertebrados aguas arriba respecto aguas abajo. Mientras que el *ChIBF* indicó calidad "regular" aguas arriba y calidad "excelente" aguas abajo (Anexo V y VII). El índice de Simpson registró 0,22 aguas arriba y 0,46 aguas abajo (Anexo V), lo que muestra el doble de diversidad aguas abajo que aguas arriba del embalse Recoleta para esta campaña estacional.

El embalse Cogotí en tanto, presentó una riqueza de 11 y 13 *taxa* en cada una de sus réplicas aguas arriba, mientras que aguas abajo presentó de 9 y 10 *taxa* (Anexo V). Por otra parte, la abundancia de macroinvertebrados de este embalse, presentó un máximo de 22.216 ind/m² en una de las réplicas aguas arriba el cuál correspondió además al máximo registrado en esta campaña para el embalse Cogotí, y el máximo aguas abajo fue de 6.668 ind/m², registrado en una de las réplicas en este sector (Anexo V). Respecto a los *taxa* de importancia biológica, es importante mencionar que aguas arriba de este río embalsado, así como también aguas abajo, se observó mayor abundancia de la familia Chironomidae. Por otra parte, el embalse Cogotí, registró un coeficiente de Jaccard de 0,53 lo cual indicó que de los tres embalses estudiados este presentó mayor similitud en la composición de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos en esta campaña (Anexo V). Mientras que el *IBF* registrado para el Cogotí en esta campaña indicó que aguas arriba, así como también aguas abajo, la calidad es "regular" (Anexo V y VII). En tanto, el



índice de dominancia de Simpson aguas abajo fue el doble de lo observado río arriba 0,34 y 0,17 respectivamente (Anexo V).

2. Campaña Verano 2011

En esta campaña estival, las comunidades de macroinvertebrados bentónicos del embalse La Paloma registraron una riqueza de 5 *taxa* en ambas replicas aguas arriba (Anexo VI). La mayor abundancia en una de estas replicas correspondió a 3.129 ind/m², siendo la mayor abundancia registrada en esta campaña para el embalse La Paloma, mientras que la mayor abundancia registrada aguas abajo fue de 994 Ind/m² en una de las muestras (Anexo VI). Cabe destacar que, la familia que presentó mayor abundancia aguas arriba de este embalse correspondió a Hydrobiosidae. Para la campaña estival, el embalse La Paloma registró un coeficiente de comunidad de Jaccard de 0,57 mostrando mayor similitud entre las comunidades de macroinvertebrados aguas arriba respecto aguas abajo (Anexo VI). El ChIBF registrado en esta campaña fue de calidad "excelente" para aguas arriba y de calidad "buena" aguas abajo (Anexo VI). El índice de dominancia de Simpson en tanto, mostró un valor de 0,26 aguas arriba y 0,37 aguas abajo (Anexo VI), lo que indica mayor diversidad aguas abajo respecto a aguas arriba para este embalse en la campaña de verano.

En el caso del embalse Recoleta, se registró riquezas de 8 *taxa* en ambas réplicas aguas arriba y 4 *taxa* en las dos tomadas aguas abajo (Anexo VI). La abundancia de macroinvertebrados para el Recoleta en verano, registró un máximo aguas arriba de 1.206 ind/m², mientras que aguas abajo el máximo de abundancia fue de 1.672 Ind/m², máximo que también correspondió al mayor valor de abundancia registrado por muestra durante verano, para este embalse (Anexo VI). Respecto a los *taxa* de importancia biológica, se observó que la familia Athericidae presentó mayor abundancia en esta campaña aguas arriba del embalse Recoleta e Hydrobiosidae aguas abajo. En cuanto al coeficiente de Jaccard, este embalse registró 0,50, indicando la mitad de similitud entre las comunidades aguas arriba respecto a abajo (Anexo VI). El ChIBF por su parte, indicó calidad "buena" aguas arriba y calidad "excelente" aguas abajo del embalse en esta campaña (Anexo VI). El

índice de Simpson fue de 0,22 aguas arriba y 0,75 abajo, señalando menor diversidad y dominancia de algunas *taxa* aguas arriba del embalse respecto aguas abajo (Anexo VI).

El embalse Cogotí en tanto, presentó una riqueza de 6 *taxa* en ambas muestras tomadas aguas arriba y 7 *taxa* aguas abajo (Anexo VI). La abundancia registró un máximo aguas arriba del embalse de 2.125 ind/m², el que también correspondió a la máxima abundancia registrada durante la campaña de verano. Por otra parte, la máxima abundancia registrada aguas abajo fue de 667 Ind/m² en una de las replicas (Anexo VI). Es importante mencionar, que tanto aguas arriba como aguas abajo del embalse Cogotí en la campaña de verano, el taxón de mayor abundancia correspondió a la familia Chironomidae. Por otra parte este embalse, presentó un coeficiente de Jaccard de 0,63 (Anexo VI), el que indicó mayor similitud entre las comunidades de macroinvertebrados aguas arriba respecto aguas abajo, es importante mencionar además que este coeficiente fue el máximo registrado entre los tres embalses estudiados considerando ambas campañas estacionales. El IBF para el Cogotí en verano, indicó calidad "regular" aguas arriba y calidad "mala" aguas abajo (Anexo VI y VII). El índice de Simpson en tanto, fue de 0,46 aguas arriba y 0,63 aguas abajo indicando mayor dominancia de especies y poca diversidad aguas abajo respecto aguas arriba del embalse Cogotí en verano (Anexo VI).

3. Análisis de Varianza (ANOVA) para los Índices Bióticos

Se realizó asimismo un ANOVA de puntos anidado en campaña y campaña anidado en embalse, para cada uno de los índices bióticos estudiados (Simpson (D) e IBFCh), así como también, un ANOVA de embalse anidado en punto por cada campaña estacional. Se consideró cada uno de estos índices como la variable dependiente en función de la campaña estacional, los embalses y los puntos de muestreo (aguas arriba y aguas abajo de cada embalse).

El ANOVA punto anidado en campaña y campaña anidado en embalse, arrojó diferencias significativas para el IBFCh (Figura 10a), en la fuente de variación embalse ($F=4,3$; $p<0,05$), según el test *a posteriori* de Tukey, estas diferencias están dadas entre los mayores valores promedio

registrados en el embalse Cogotí ($5,7 \pm 0,9$) respecto a los valores promedio registrados en el embalse La Paloma ($3,65 \pm 1,3$; $p=0,032$). Mientras que, para el índice de Simpson, el mismo análisis (Figura 10b) arrojó diferencia significativa ($F=8,35$; $p<0,05$), para la fuente de variación de punto anidado en campaña que de acuerdo a el test *a posteriori* de Tukey, estas son entre los mayores promedios registrados aguas abajo en verano ($0,59 \pm 1$) respecto a lo registrado aguas arriba en primavera ($0,23 \pm 0,2$; $p=0,027$).

Cabe destacar, que para el ANOVA de los embalses anidado en punto por campaña estacional, no presentó diferencias significativas para el *ChIBF*, ni tampoco para el índice de Simpson en primavera 2010, mientras que en verano 2011 se registró diferencias significativas para el *ChIBF* (Figura 11a) en la fuente de variación entre embalse anidado en puntos ($F=76,92$; $p<0,05$). El test de Tukey indicó que estas diferencias significativas se explican por los mayores valores aguas abajo del embalse Cogotí ($6,9 \pm 0,9$), respecto a lo registrado aguas abajo en el embalse Recoleta ($0,9 \pm 0,7$; $p=0,015$). El índice de Simpson por su parte, presentó diferencias para la fuente de variación entre puntos (Figura 11b), en esta campaña de verano 2011 ($F=46,9$; $p<0,05$), que según el test de Tukey están dadas entre los mayores valores registrados aguas abajo ($0,59 \pm 0,3$) respecto a lo registrado aguas arriba ($0,31 \pm 0,2$; $p=0,023$).

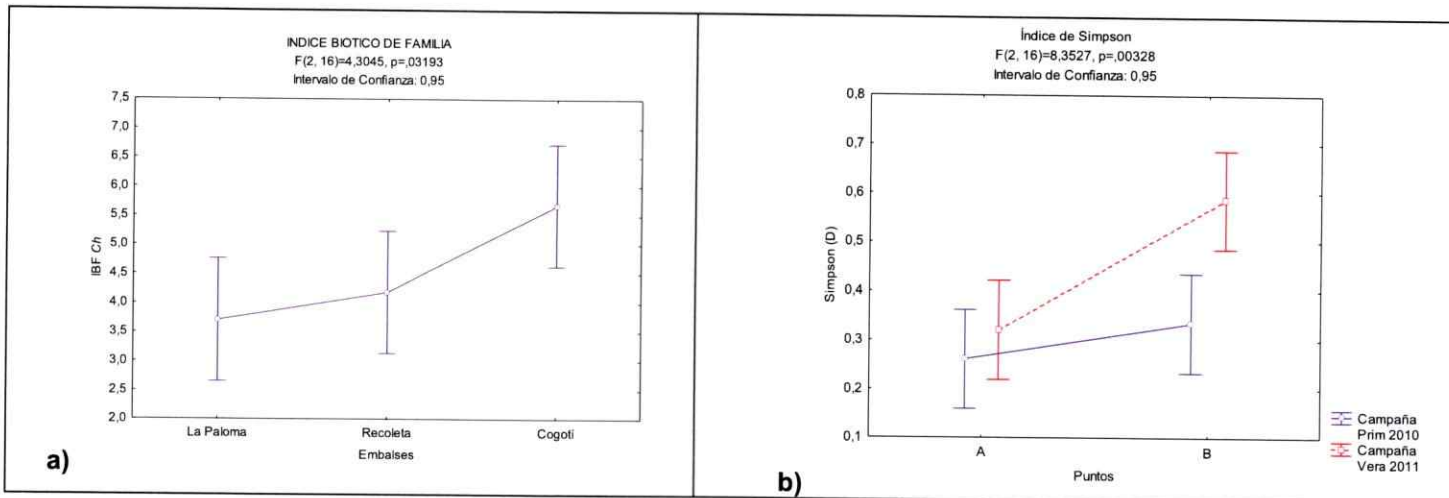


Figura 10 - Análisis de Varianza (ANOVA) punto anidado en campaña y campaña anidado en embalse (a) *ChIBF* (b) Simpson (D) primavera 2010 y verano 2011.

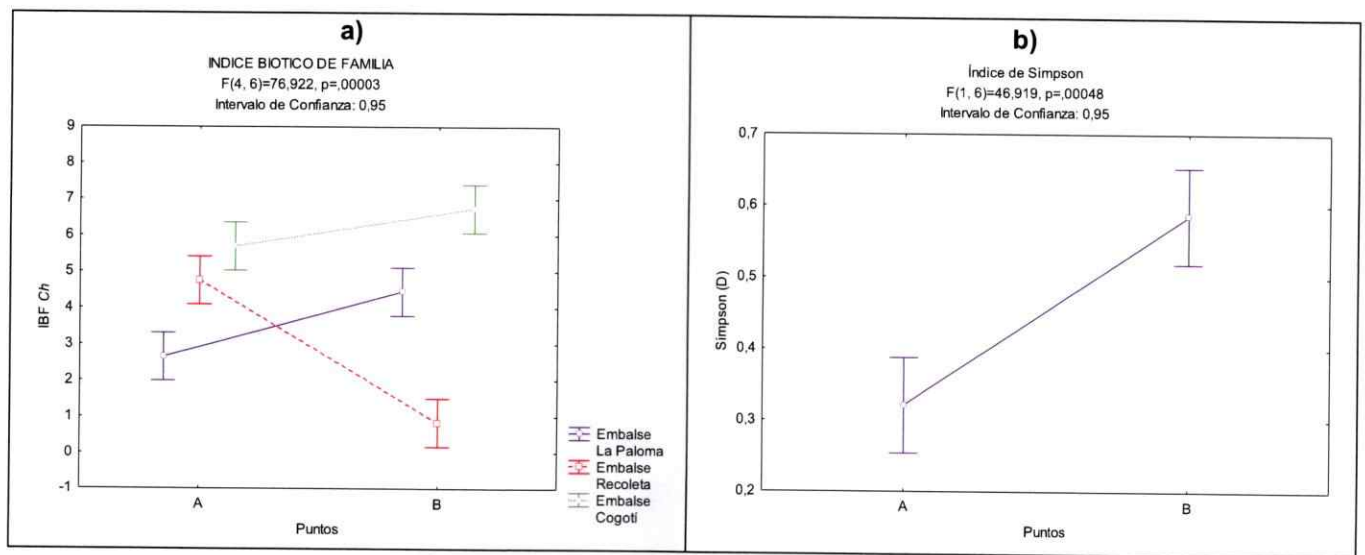


Figura 11 - Análisis de Varianza (ANOVA) embalse anidado en punto para los índices bióticos: (a) *ChIBF*, y (b) Simpson (D), verano 2011.

6. Discusión

Los resultados del presente estudio evidencian el efecto del paso del agua por un embalse, que resulta en modificaciones de sus características físicas y químicas, así como también en la estructura de sus comunidades bentónicas. Fue posible observar patrones que fueron comunes para todos los embalses y otros que se presentaron localmente, explicados por las características propias de cada uno de los ríos, posiblemente relacionadas con las actividades antrópicas desarrolladas alrededor de estos.

En relación a la calidad del agua en los ríos embalsados, se identificó similitud para ambas campañas estacionales en los tres embalses, tanto aguas arriba como aguas abajo. Los sulfatos y cloruros cumplieron con lo establecido por la NCh 1.333/78 para riego, sin embargo este último componente no se encuentra dentro lo establecido por la norma en una de las réplicas aguas abajo en el embalse Recoleta en primavera 2010 y en dos replicas aguas abajo del mismo embalse durante verano 2011. El oxígeno disuelto se cuantificó dentro de lo establecido por dicha norma tanto aguas arriba como aguas abajo en ambas campañas estacionales para los tres embalses estudiados. La alcalinidad por su parte, se registró fuera de lo establecido por esta norma para vida acuática en los tres embalses estudiados y ambas campañas estacionales, tanto aguas arriba como aguas abajo, lo que podría ser nocivo para la vida acuática.

Los ríos que presentan estos tres embalses mostraron también similitud en los niveles de nitrógeno. Es importante mencionar además, que este elemento es fundamental para el desarrollo de la vida en los sistemas acuáticos, ya que juega un rol esencial en la estructura molecular de los seres vivos y en los procesos de las cadenas tróficas en los ecosistemas acuáticos (Vila, 2003), además se utilizan como indicadores del nivel de trofia en sistemas límnicos, al igual que el fósforo (Ryding & Rast, 1992; Sabater, 1988). Este último, se observó en un rango de mesotrofia para los tres embalses estudiados y presentó similitud en los rangos de concentración, excepto en el embalse Recoleta para primavera donde presentó valores mucho menores a los otros registros (Anexos I y II). Para los tres embalses estudiados, tanto en

primavera como en verano, se observó niveles de nitrógeno asociados a niveles medios a altos de trofia. Es importante mencionar que para río arriba y río abajo del embalse la Paloma se observó un aumento del nitrógeno promedio en verano respecto a lo registrado en primavera, lo que coincide con el patrón observado en estudios anteriores y ratifica el proceso de eutroficación de este sistema (Dazarola & Toledo, 1977; DGA & Universidad de Chile, 1990). Para los sitios muestreados alrededor de los embalses Cogotí y Recoleta, se observó una disminución del nitrógeno promedio en verano respecto a primavera (Anexos I y II), sin embargo todos presentaron similitud en el rango para ambas campañas estacionales.

De las variables resultantes del PCA para la calidad del agua, destacó el fósforo, ya que al igual que el nitrógeno es una de las variables más importantes en relación al estado trófico de los sistemas acuáticos, dado que constituye una de las variables limitantes para la productividad primaria (Wetzel *et al.*, 2001). Este componente presentó valores mayores aguas abajo para los embalses Cogotí y Recoleta en verano, mientras que en primavera presentó valores mayores aguas abajo en los tres embalses estudiados. Respecto al resto de las variables que mostraron diferencias en algún momento o lugar para la calidad del agua, destaca lo registrado en primavera río abajo, observándose un comportamiento similar en la dinámica del magnesio, cloruros y alcalinidad. Estas variables presentaron diferencias significativas entre los puntos y el embalse, donde no se apreció para éstas la influencia de estacionalidad, detectando mayores valores de alcalinidad y cloruros río abajo del embalse Recoleta. Este resultado indica que algunas de las variables se muestran elevadas principalmente por la presencia de la ciudad de Ovalle. Si bien el agua que pasa por Ovalle es tratada por la empresa Aguas del Valle, es posible que esta agua presente algunos cambios químicos que se ven reflejados en este trabajo. Es importante mencionar que estas variables determinan la mayoría de la varianza del sistema para los tres embalses estudiados en ambas campañas estacionales.

De las variables resultantes del PCA para los sedimentos en tanto, se observó similitud en el comportamiento del aluminio y de la conductividad eléctrica, ya que ambas variables presentaron diferencias asociadas al punto de muestreo (aguas arriba y aguas abajo) con el

embalse. La conductividad eléctrica destacó por presentar diferencias significativas entre el mayor valor observado aguas abajo en primavera 2010, respecto aguas arriba en la misma campaña estacional. Se observó mayor valor aguas abajo del embalse Recoleta al ser comparado con los valores obtenidos aguas arriba del mismo embalse, así como también en relación a aguas arriba y aguas abajo de los embalses Cogotí y La Paloma.

Está ampliamente documentado que la construcción de represas cambia la composición de los sedimentos modificando la presencia y biodisponibilidad de metales (Graf, 1999; Gottgens & Evans, 2007; Haponski *et al.*, 2007). Además, se ha descrito que la disolución de hierro y manganeso desde el sedimento al agua superficial, es posible y se observa comúnmente en sistemas de ríos embalsados. De esta forma, la calidad del agua se ve contaminada por estos elementos, sin embargo esto se ve disminuido en presencia de sulfatos ya que tienden a formar precipitados en condiciones oxigenadas (Hansen *et al.*, 2013). Además se ha descrito que las características físicas y químicas de los sedimentos están determinadas por la tipología de suelo donde se ubique el sistema fluvial, y que dichas características son muy similares entre el suelo y los sedimentos de una misma zona. Es importante tener presente que se ha descrito actividad ganadera ocasional en la zona que rodea tanto al embalse La Paloma, como al embalse Cogotí y Recoleta (Estudio de las comunidades agrícolas IV Región, CIREN). Esto posiblemente influya en las características del sedimento en estos sistemas acuáticos, así como también en la variación estacional (Adams *et al.*, 2000) y posible resolubilización de estos elementos a la columna de agua (Hansen *et al.*, 2013).

Los sedimentos por su parte, presentaron diferencias en la dinámica dado que el aluminio presentó variaciones entre el embalse y estación del año, mientras que el cobre en la fuente de variación, campaña, punto y embalse, y la conductividad eléctrica al punto en relación a la campaña estacional. El potencial Redox en tanto, no registró diferencias significativas con ninguno de los factores analizados. Los sedimentos presentaron gran heterogeneidad en su dinámica para las variables escogidas como principales dentro de estos embalses.

Las comunidades zoobentónicas en primavera mostraron diferencias en su composición

aguas arriba respecto de aguas abajo, registrando menos del 50% de semejanza en los parámetros comunitarios del ensamble de macroinvertebrados bentónicos para los tres embalses estudiados. Por otro lado, en verano se observó mayor similitud, registrando más de un 50% de semejanza entre las comunidades de macroinvertebrados bentónicos aguas arriba respecto de aguas abajo, para cada uno de los embalses estudiados. En relación a la diversidad biológica, el análisis de varianza realizado para el índice de Simpson, mostró que existen diferencias significativas en la fuente de variación punto campaña, así como también en punto embalse. Es importante mencionar que tanto en afluentes como en efluentes de los embalses se pudo apreciar diferencia en la estructura comunitaria zoobentónica, registrando variaciones respecto a lo observado aguas abajo de los embalses, donde se registró el mayor valor para este índice, lo que indica comunidades con mayor dominancia de alguna especie y menor diversidad biológica. Mientras que para el *ChIBF* destacaron los mayores valores aguas abajo del embalse Cogotí y aguas arriba del embalse Recoleta, indicando así aguas de mejor calidad en estos sitios. Es importante mencionar que en las zonas dónde se registró el mayor *IBFCh* se encuentra mayor abundancia de especies con poca tolerancia al stress ambiental y características de aguas de buena calidad ambiental (Figuroa *et al.*, 2003, 2007), así como se observó taxa de mayor tolerancia al stress y condiciones de mala calidad ambiental, que soportan elevadas concentraciones de nutrientes en las estaciones con menor *ChIBF* (Figuroa *et al.*, 2003, 2007). Cabe destacar, que la estructura comunitaria de los macroinvertebrados bentónicos para estos tres embalses en la cuenca del Limarí (Anexo V y VI), coincide con lo observado en otros trabajos que indican la estructura comunitaria se encuentra dominada por el taxón Chironomidae en ecosistemas acuáticos intervenidos (Pavé & Marchese, 2005; Oscoz *et al.*, 2006), al igual que la dinámica observada entre las variables abióticas y el ensamble de macroinvertebrados, donde se observa que para los ríos embalsados, a medida que se descende aguas abajo por el curso de agua, aumentan los nutrientes y disminuyen los taxa asociadas a condiciones de buena calidad ambiental y la abundancia de macroinvertebrados (Prat & Rieradevall, 1998; Prat y Tercedor, 2004).

7. Conclusión

La comparación de los ríos embalsados en la cuenca del Limarí, entre dos campañas estacionales, aguas arriba y aguas abajo de los embalses, mostraron patrones de cambios principalmente asociados al aumento de nutrientes y a un aumento de los índices comunitarios de macroinvertebrados bentónicos estudiados río abajo. En este contexto, la retención y paso del agua por un embalse estaría afectando las características del agua que sale del embalse, pudiendo ser relacionado con el cambio observado en las comunidades bentónicas del lecho de los ríos, donde destacó una mayor distribución de la familia Chironomidae característica por tolerar condiciones de stress ambiental y perturbaciones en el sistema acuático.

Existió además algunas variables que mostraron cambios locales, esto fue lo observado para el río abajo del embalse Recoleta el cual presentó un aumento de las variables de calidad del agua cloruros y alcalinidad así como también de conductividad eléctrica en los sedimentos, destacando la disminución en los índices de Simpson, que indican mayor diversidad biológica, lo que posiblemente sugiere la colonización de otras especies dado el cambio de sistema lótico a léntico. Junto a lo observado de los análisis realizados a la calidad del agua, los sedimentos y las comunidades de macroinvertebrados bentónicos registradas en los embalses de la cuenca del Limarí, se puede concluir que la relación entre estos donde se observa una disminución en la abundancia del ensamble aguas abajo y aumento de los nutrientes, se observa también en otros estudios de macroinvertebrados asociados a las variables abióticas en ríos embalsados. Por lo tanto, es probable que dicho efecto sea causado por el embalse.

Cabe destacar, que el embalse Recoleta es el de mayor antigüedad en este trabajo, registrando a la fecha 86 años desde su construcción, lo que posiblemente tenga relación con haber registrado en este las mayores diferencias entre los componentes del ecosistema acuático. Además, esto se relacionaría con las diferencias observadas en el índice de Comunidad de Jaccard, respecto aguas arriba del mismo embalse; esto último está indicando que la cercanía de las ciudades puede ser un factor importante a considerar para determinar planes de conservación del hábitat.

8. Referencias

- ADAMS D, I VILA, J PIZARRO & C SALAZAR (2000) "Gases in the sediments of two eutrophic Chilean reservoirs: potential sediment oxygen demand and sediment-water flux of CH₄ and CO₂ before and after an El Niño event". *Verhandlungen Internationalen Verein Limnologie* 27: 1376-1381.
- AGUILERA K. (2013) Implicancias de la utilización de distintos niveles taxonómicos en la bioindicación con Macroinvertebrados Bentónicos. Tesis para optar al grado de Magíster en Ciencias Biológicas, Facultad de Ciencias, Universidad de Chile.
- APHA (1998) Standard methods for the examination of water and wastewater, American Public Health Association, 20 ed.
- APHA (2001) Standard methods for the examination of water and wastewater. American Public Health Association 21th ed. APHA-AWWA – WEF, Washington DC, USA.
- BELLO C & J TERCEDOR (2004) Efecto de la Regulación de la cabecera del río Genil (Sierra Nevada, España) sobre la comunidad de macroinvertebrados acuáticos y la dieta larvaria de *Rhyacophila nevada* (Insecta: Trichoptera). *Limnética* 23: 361-370.
- BARNES DKA & A CLARKE (1995) Epibiotic communities on sublittoral macroinvertebrates at Signy Island, Antarctica. *Journal Marine Biology Assessment* UK 75: 689-703.
- BUNN S & A ARTHINGTON (2002) Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. *Environmental Management* 30: 492–507.
- CAAMAÑO, M. (1985) Taxonomía de las ninfas terminales de Plecoptera (Insecta) en tres ritrones preandinos de Ríñihue, X región, Chile. Tesis de Licenciatura Biología y Química. Universidad Austral de Chile. Valdivia. 146 pp.
- CUMMINS, KW, MA WILZBACH, DM GATES, JB PERRY. & WB TALIAFERRO (1989) Shredders and riparian vegetation. *Bioscience* 39: 24-30.
- DAZAROLA G, E URIBE & M TOLEDO (1977) Aspectos ecológicos del Embalse la Paloma relacionados con su eutroficación. Temporada 1976-1977. MOP, Dirección de Riego.
- DGA-UNIVERSIDAD DE CHILE (1990) Estudio limnológico del Embalse La Paloma. Operación parcial de la Red nacional Mínima de Control de lagos. SIT n° 34.
- DGA (2004) Diagnóstico y clasificación de los cursos y cuerpos de agua según objetivos de calidad: Cuenca del río Limarí. Sistema Nacional de Información Ambiental (SINIA) Chile. Disponible en línea: www.sinia.cl.
- DOMÍNGUEZ E, MD HUBBARD & ML PESCADOR (1994) Los Ephemeroptera de Argentina. *Fauna de Agua Dulce de la República Argentina* 33: 1-142.
- DUDGEON D, AH ARTHINGTON, MO GESSNER, Z-I KAWABATA, DJ KNOWLER, C LEVEQUE, RJ NAIMAN, A-H PRIEUR-RICHARD, D SOTO, MLJ STIASSNY & CA SULLIVAN (2006) Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews* 81: 163-182.

- DYNESIUS M & C NILSSON (1994) Fragmentation and flow regulation of river systems in the northern third the world. *Science* 266: 753-762.
- FERRANDO A & J FRANCISCO (2003) Cuenca del Río Limarí, Chile Semiárido: Aspectos de la Oferta y Demanda de Agua. Pontificia Universidad Católica de Chile. *Revista de Geografía, Norte Grande* 30: 23-44.
- FIGUEROA R, C VALDOVINOS, E ARAYA & O PARRA (2003) Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua de ríos del Sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 76: 275-285.
- FIGUEROA R, A PALMA, V RUIZ & 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.
- GOLTERMANN HL, RS CLYMO & MAM OHNSTAD (1978). *Methods for physical and chemical analysis of fresh waters*, HBP Handbook. Blackwell, USA.
- GONZALEZ G (2012) Concentración de metales en sedimentos. Seminario de título para optar al grado de Química Ambiental, Universidad de Chile.
- GOTTGENS JF & JE EVANS (2007) Dam removals and river channel changes in Northern Ohio: implications for Lake Erie sediment budgets and water quality. *Journal of Great Lakes Research* 33: 87-89.
- GRAF WL (1999) Dam nation: a geographic census of American dams and their large-scale hydrologic impacts. *Water Resources Research* 35: 1306-1311.
- HABIT E (2003) Calidad del agua del estero Piduco (Talca, VII región): un análisis basado en la data existente. *Theoria* 12: 43-54.
- HANSEN A, F MAHÉ & CE CORZO – JUAREZ (2013) Metodología para determinar la liberación de metales del sedimento al agua en lagos y embalses. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 29: 179-190.
- HAPONSKI AE, TA MARTH, & CA STEPIEN (2007). Genetic divergence across a low-head dam: a preliminary analysis using logperch and greenside darters. *Journal of Great Lakes Research* 33: 117-126.
- HINSELHOFF WL (1988) Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. *Journal of the North American Benthological Society* 7: 65-68.
- MANTEL S, D HUGHES & N MULLER (2010a) Ecological impacts of small dams on South African rivers Part 1: Drivers of change – water quantity and quality. *Water SA* 36: 351-360.
- MANTEL S, N MULLER & D HUGHES (2010b) Ecological impacts of small dams on South African rivers Part 2: biotic response - abundance and composition of macroinvertebrate communities. *Water SA* 36: 361-370.
- MOLINA M & I VILA (2006) Bioindicadores. En: Molina M & I Vila (Eds) *Manual de Evaluación de la Calidad del Agua*: 29-40. Servicio Agrícola y Ganadero (SAG), Chile.

- MORAIS P (2008) Review on the major ecosystem impact caused by damming and watershed development in an Iberian basin (SW- Europe): focus on the Guadiana estuary. *International Journal of Limnology* 44: 105-117.
- MORENO O & G NOGUERA (2003) Aumento de capacidad embalse Cogotí-Norte de Chile. In *Dam Maintenance and Rehabilitation: Proceedings of the International Congress on Conservation and Rehabilitation of Dams*, Madrid, Spain. Taylor & Francis. 441 p.
- MONTEOLIVA AP & C MUÑOZ (2000) La gestión limnológica y el mantenimiento de la integridad ecológica en los embalses. OP. *Revista del Colegio de Ingenieros de Caminos, Canales y Puertos, España*, N° 51: LA GESTIÓN DEL AGUA, Volumen II.
- MÜLHAUSSER H, L SOTO & P ZAHRADNIK (1987) Improvement of the Kjeldahl method for total nitrogen including acid hydrolysable determinations in freshwater ecosystems. *Inter. Journal of Environmental Analytical Chemistry* 28: 215-226.
- NESSIMIAN J & I DE LIMA (1997) Colonização de três espécies de macrófitas por macroinvertebrados aquáticos em um brejo no litoral do estado do Rio de Janeiro. *Acta Limnologica Brasiliensia* 9: 149-163.
- NILSSON C, CA REIDY, M DYNESIUS & C REVENGA (2005) Fragmentation and flow regulation of the world's large Rivers Systems. *Science* 308: 405-408.
- OGBEIBU A & B ORIBHABOR (2002) Ecological impact of river impoundment using benthic macro-invertebrates as indicators. *Water Research* 36: 2427-2436.
- PALUMBI SR (2001a) Humans as the world's greatest evolutionary force. *Science* 293: 1786-1790.
- PALUMBI SR (2001b) *The evolution explosion: how humans cause rapid evolution change*. WW. Morton, New York.
- PARGA F, A LEÓN, X VARGAS & R FUSTER. (2006): El índice de pobreza hídrica aplicado a la cuenca del Río Limarí en Chile semiárido, volumen XI; *El Agua en Iberoamérica en 2006*. http://www.cricyt.edu.ar/ladyot/publicaciones/cyted_libro_XII/articulos/093.pdf
- PAVÉ P & M MARCHESE (2005) Invertebrados bentónicos como indicadores de calidad del agua en ríos urbanos (Paraná – Entre ríos, Argentina. *Ecología Austral* 15: 183-197. Asociación Argentina de Ecología.
- PRAT N & M RIERADEVALL (1998) Criterios de Evaluación de la calidad del agua en lagos y embalses basado en los macroinvertebrados bentónicos. *Actual Biol* 20: 137-147.
- ROSENBERG D, P M^C CULLY & C PRONGLE (2000) Global scale environmental. Effects of hydrological alterations: Introduction. *BioScience* 50: 746-751.
- RYDING SO & W RAST (1992) Control de la eutrofización en lagos y pantanos. In *Control de la eutrofización en lagos y pantanos*. Pirámide/UNESCO.
- SAUNDERS DL, JJ MEEUWIG & ACJ VINCENT (2002) Freshwater protected areas: strategies for conservation. *Conservation Biology* 16: 30-41.
- VALDOVINOS C (2006) Invertebrados dulceacuícolas. En: CONAMA (Eds) *Biodiversidad de Chile. Patrimonio y desafíos*. Ocho Libros Editores, Santiago de Chile: 204-225.

- VILA I (2003) los sistemas acuáticos continentales. Su Ontogenia natural acelerada por efecto Antrópico: la eutrofización y la Salinización. El agua en Iberoamérica, Tópicos Básicos y Estudios de Caso: 11-21.
- VITOUSEK PM, HA MOONEY, J LUBCHENCO & JM MELILLO (1997) Human domination of earth's ecosystems. Science 277: 494-499.
- WARD JV & JA STANFORD (2006) Ecological connectivity in aluvial river ecosystem and its disruption by flow regulation. Regulated Rivers: Research & Management 11: 105-119.
- WETZEL R & GE LIKENS (2001) Limnological analyses. 3th ed. Springer-Verlag, Nueva York. 391p

9. Anexos

I. Variables Abióticas de la Calidad del Agua en (A) Aguas Arriba y (B) Aguas Abajo, en los Embalses: La Paloma, Recoleta y Cogotí, Primavera 2010.

Ubicación	Punto	N - Total	P - Total	SO ₄	Cloruros	Alcalinidad	HCO ₃	CO ₃	Na	K	Ca	Mg	O.D.
		(µg/l)	(µg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)
PALOMA	A ₁	258,33	4,80	14,81	16,00	1,30	79,30	3,00	10,38	1,29	60,70	11,80	11,02
	A ₂	295,00	6,91	19,20	16,00	1,30	79,30	3,00	11,42	1,39	59,95	13,55	9,79
	A ₃	255,00	6,88	18,03	16,00	1,30	79,30	3,00	11,06	1,51	70,70	15,90	9,38
	A ₄	508,33	38,42	18,61	16,00	1,30	79,30	3,00	16,00	1,51	57,30	12,90	10,20
	A ₅	528,33	32,06	18,32	18,00	1,30	79,30	3,00	16,02	1,80	59,75	13,90	10,20
	B ₁	215,00	2,93	19,49	16,00	1,30	79,30	0,00	16,32	2,35	49,75	16,85	10,81
	B ₂	228,33	2,89	18,90	16,00	1,30	79,30	0,00	15,16	2,24	52,30	18,55	11,02
	B ₃	231,67	4,69	20,51	16,00	1,20	73,20	0,00	15,36	2,33	48,90	17,80	10,20
	B ₄	235,00	4,78	18,90	17,00	1,20	73,20	0,00	15,04	2,23	42,35	15,50	10,20
RECOLETA	A ₁	215,00	1,20	77,87	14,00	1,50	91,50	0,00	14,10	1,26	69,80	18,75	10,20
	A ₂	228,33	1,20	79,62	14,00	1,50	91,50	0,00	13,88	1,24	67,95	17,70	10,20
	A ₃	231,67	1,20	42,88	14,00	1,40	85,40	3,00	15,08	1,26	67,50	17,15	11,63
	A ₄	235,00	1,20	41,42	14,00	1,40	85,40	3,00	15,32	1,18	67,95	17,55	10,61
	A ₅	425,00	3,20	43,76	16,00	1,35	82,35	3,00	16,12	1,28	67,10	18,40	8,57
	A ₆	398,33	3,20	41,42	14,00	1,35	82,35	3,00	14,60	1,23	55,40	14,85	8,57
	B ₁	408,33	1,20	33,23	46,00	2,10	128,10	3,00	58,28	2,31	57,20	27,45	11,42
	B ₂	421,67	1,20	36,01	46,00	2,10	128,10	3,00	57,80	2,22	51,25	24,45	11,63
	B ₃	401,67	16,92	98,04	533,99	2,70	164,70	0,00	195,96	4,79	111,90	95,25	10,61
	B ₄	405,00	14,86	108,27	533,99	2,70	164,70	0,00	170,10	4,80	118,80	99,30	10,61
COGOTI	A ₁	405,00	14,93	8,31	10,00	1,60	97,60	0,00	14,04	0,62	42,60	11,55	13,06
	A ₂	435,00	18,47	8,28	10,00	2,10	128,10	3,00	18,76	1,28	57,60	17,60	12,65
	A ₃	298,33	4,92	9,01	10,00	1,70	103,70	0,00	19,68	1,25	58,45	17,95	8,98
	A ₄	278,33	4,78	8,99	10,00	2,10	128,10	0,00	17,10	0,86	58,45	16,55	8,57
	A ₅	201,67	8,74	9,80	8,00	1,10	67,10	0,00	5,732	0,38	25,55	3,75	8,98
	A ₆	228,33	9,42	9,83	8,00	1,10	67,10	0,00	4,01	0,19	19,00	1,82	8,98
	B ₁	385,00	30,77	13,23	8,00	1,00	61,00	0,00	8,22	1,84	43,20	12,20	13,87
	B ₂	405,00	34,58	13,14	8,00	1,00	61,00	0,00	8,44	1,81	43,50	12,70	12,85
	B ₃	395,00	28,49	13,17	8,00	1,25	76,25	0,00	8,16	1,88	42,75	12,70	13,46
	B ₄	408,33	26,81	13,08	8,00	1,25	76,25	0,00	8,82	1,93	46,30	15,20	11,83
	B ₅	421,67	28,56	18,17	8,00	1,20	73,20	0,00	9,14	1,98	35,85	12,40	10,61
	B ₆	435,00	26,98	18,46	8,00	1,20	73,20	0,00	8,40	2,00	37,20	12,20	11,42

II. Variables Abióticas de la Calidad del Agua en (A) Aguas Arriba y (B) Aguas Abajo, en los Embalses: La Paloma, Recoleta y Cogotí, Verano 2011.

Ubicación	Punto	N - Total	P - Total	SO ₄	Cloruros	Alcalinidad	HCO ₃	CO ₃	Na	K	Ca	Mg	O.D.
		(Ug/l)	(Ug/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)	(mg/l)
PALOMA	A ₁	328,33	6,92	32,79	26,00	2,00	122,00	0,00	14,90	1,62	92,30	24,33	8,77
	A ₂	325,00	8,00	32,65	26,00	2,00	122,00	0,00	16,50	1,65	84,40	24,17	9,38
	A ₃	265,00	16,94	31,04	20,00	2,00	122,00	0,00	17,40	1,45	70,60	27,90	10,00
	A ₄	638,33	80,74	30,01	20,00	2,00	122,00	0,00	17,20	1,44	66,20	25,93	9,38
	B ₁	405,00	48,80	18,03	16,00	1,30	79,30	0,00	13,40	2,20	34,95	17,88	8,98
	B ₂	425,00	50,23	17,30	16,00	1,30	79,30	0,00	13,33	2,19	35,85	18,81	8,57
	B ₃	371,67	44,33	17,15	17,00	1,10	67,10	6,00	11,05	2,14	35,18	19,28	12,24
	B ₄	408,33	42,22	17,00	18,00	1,10	67,10	6,00	13,50	2,14	41,43	18,91	12,65
RECOLETA	A ₁	315,00	4,93	44,49	16,00	1,80	109,80	0,00	10,25	1,65	64,60	21,12	8,98
	A ₂	348,33	6,00	41,27	16,00	1,80	109,80	0,00	13,80	1,67	73,55	21,55	8,98
	A ₃	258,33	12,33	44,34	20,00	1,50	91,50	0,00	15,30	1,71	62,20	21,15	8,98
	A ₄	295,00	8,94	47,12	20,00	1,50	91,50	0,00	16,00	1,82	57,10	19,64	8,98
	B ₁	325,00	10,01	21,24	28,00	1,80	109,80	0,00	18,40	1,89	55,05	23,78	8,57
	B ₂	348,33	10,08	20,66	28,00	1,80	109,80	0,00	22,20	1,88	54,40	21,38	8,98
	B ₃	421,67	190,80	92,48	469,99	3,00	182,00	0,00	182,70	4,57	141,75	77,63	11,42
	B ₄	441,67	194,80	92,77	475,99	3,00	182,00	0,00	222,60	4,62	148,87	76,83	11,42
COGOTI	A ₁	211,67	14,40	5,88	18,00	2,10	128,10	0,00	18,04	2,40	50,05	23,43	10,61
	A ₂	235,00	14,40	5,49	18,00	2,10	128,10	0,00	21,20	2,42	53,25	24,24	7,75
	A ₃	218,33	20,72	5,27	20,00	2,15	131,15	0,00	21,60	2,40	51,05	23,39	14,28
	A ₄	231,67	20,72	6,14	20,00	2,15	131,15	0,00	21,58	2,42	54,95	25,26	14,28
	B ₁	161,67	62,44	6,23	12,00	1,10	67,10	6,00	8,80	2,06	41,25	15,44	14,28
	B ₂	178,33	68,23	6,29	12,00	1,10	67,10	6,00	9,00	2,10	42,15	15,29	14,69
	B ₃	261,67	50,68	6,70	10,00	2,15	131,15	6,00	8,90	2,15	44,30	15,18	13,06
	B ₄	255,00	54,08	6,17	10,00	2,15	131,15	6,00	9,20	2,13	43,80	15,20	15,10
	B ₅	161,67	44,65	7,20	10,00	2,20	134,20	0,00	8,90	2,14	44,45	14,86	9,38
B ₆	155,00	48,80	6,96	10,00	2,20	134,20	0,00	9,10	2,16	46,60	15,34	9,79	

III. Variables Abióticas de los Sedimentos (A) Aguas Arriba y (B) Aguas Abajo, en los Embalses: La Paloma, Recoleta y Cogotí, Primavera 2010.

Sedimentos												
Embalse	Punto	pH	Redox	Cond.E	O ₂ (ppm)	O ₂ (%)	t°	Al	Cu	Fe	Mn	Zn
LA PALOMA	A ₁	7,26	19,00	400,00	0,28	3,40	14,7	24920	47	23827	782	141
	A ₂	7,26	19,00	400,00	0,28	3,40	14,7	22743	67	21308	708	159
	A ₃	7,84	47,00	355,00	0,27	3,70	18,3	21104	66	24449	923	167
	A ₄	7,84	47,00	355,00	0,27	3,70	18,3	20763	93	33106	874	96
	A ₅	7,98	65,00	349,00	0,28	3,90	21,1	17062	79	18201	937	87
	A ₆	7,98	65,00	3,49	0,28	3,90	21,1	29500	74	27927	1567	121
	B ₁	7,90	58,00	345,00	0,27	3,30	17,1	36407	152	39405	4184	131
	B ₂	7,90	58,00	345,00	0,27	3,30	-	39617	122	33805	3687	121
	B ₃	7,24	16,00	1905,00	0,35	2,90	18,3	32127	102	29054	11732	109
	B ₄	7,24	16,00	1905,00	0,35	2,90	-	33182	127	32799	16271	110
RECOLETA	A ₁	7,83	55,00	453,00	0,53	8,90	14	28252	138	36269	4457	404
	A ₂	8,16	70,00	144,00	4,05	44,60	14	31250	136	33953	3272	329
	A ₃	7,47	31,00	499,00	0,28	2,60	17,4	26253	117	29194	1214	243
	A ₄	7,37	26,00	473,00	0,19	2,20	15,5	25169	70	30040	1206	172
	A ₅	7,77	49,00	425,00	0,20	2,50	22,6	27807	87	27673	1349	214
	A ₆	8,15	70,00	158,00	2,56	8,70	22,3	26079	79	28525	1904	222
	B ₁	7,50	35,00	548,00	0,22	2,40	20,5	6380	40	6454	1331	48
	B ₂	7,49	35,00	556,00	0,21	2,40	20,4	5654	20	5749	1501	52
	B ₃	7,66	40,00	1959,00	0,22	2,60	15,1	9274	82	8949	1451	951
	B ₄	7,49	34,00	1982,00	3,02	2,20	16,3	7078	66	5988	2185	48
GOTI	A ₁	6,98	21,00	433,00	0,06	0,40	20,8	32728	97	20982	728	66
	A ₂	6,99	11,00	355,00	0,04	1,10	21	37986	81	19760	1567	66
	A ₃	7,45	32,00	377,00	0,00	0,00	13,7	40176	126	33979	1008	104
	A ₄	7,09	17,00	417,00	0,02	0,10	14	38992	105	32988	1354	99
	A ₅	7,79	39,00	225,00	0,06	0,40	20,2	36576	104	31759	1135	101
	A ₆	8,24	69,00	92,00	0,22	2,60	19,5	32424	148	40131	1986	121
	B ₁	7,72	51,00	257,00	0,29	2,70	18,4	43316	271	41556	3050	149
	B ₂	7,55	43,00	216,00	0,25	3,40	20,5	35174	224	39560	2902	135
	B ₃	7,73	59,00	135,00	0,59	9,40	22,9	33852	318	44018	2705	114
	B ₄	7,78	55,00	101,00	0,53	7,50	22,9	35991	309	43844	1480	116
	B ₅	8,31	30,00	268,00	0,17	2,30	19,5	39473	192	43926	2767	176
	B ₆	6,88	3,00	274,00	3,56	2,20	21,6	30814	147	42500	2792	176

IV. Variables Abióticas de los Sedimentos en (A) Aguas Arriba y (B) Aguas Abajo, en los Embalses: La Paloma, Recoleta y Cogotí, Verano 2011. LD = bajo el límite de detección

Sedimentos												
Embalse	Sitio	pH	Redox	Cond.E	O ₂ (ppm)	O ₂ (%)	t°	Al	Cu	Fe	Mn	Zn
PALOMA	A ₁	7,62	49	471	0,04	0,6	22,2	24444	<LD	18932	325	136
	A ₂	7,86	61	471	0,45	5,0	21,5	17331	<LD	18718	323	<LD
	A ₃	7,44	44	435	0,08	0,9	23	24674	<LD	19117	1162	153
	A ₄	7,41	36	403	0,08	1,4	23,5	27764	<LD	18937	486	218
	B ₁	8,53	98	357	0,45	4,1	23	43142	164	18666	3153	314
	B ₂	7,88	64	381	0,08	1,1	23,3	7817	<LD	18838	1192	189
	B ₃	6,95	8	375	0,81	9,7	24,3	31725	<LD	18787	2860	287
	B ₄	7,17	26	331	0,67	9,1	24,4	32908	<LD	18842	3380	278
RECOLETA	A ₁	7,15	20	533	0,60	6,3	27,7	25006	<LD	18892	1313	429
	A ₂	7,35	3	510	0,76	5,5	26,4	34960	132	18891	2219	526
	A ₃	7,42	36	570	0,10	1,8	25,8	23742	<LD	18938	732	259
	A ₄	7,28	29	478	0,10	1,3	25,3	25893	<LD	19223	870	263
	B ₁	7,71	64	433	0,61	6,8	23	16436	126	18923	2136	144
	B ₂	7,68	50	443	1,75	25,2	23,9	11476	244	18957	3395	209
	B ₃	7,34	32	1566	0,69	17,9	19,6	41130	133	18844	3260	242
	B ₄	7,83	51	1575	0,74	7,1	19,8	6691	<LD	18622	1134	171
COGOTI	A ₁	7,85	63	403	3,35	47,50	26,8	36213	286	1584	1675	219
	A ₂	7,81	68	402	3,21	50,60	25,6	33036	258	1610	1363	213
	A ₃	7,29	33	585	1,32	21,20	28,3	31198	155	1410	2260	154
	A ₄	7,40	23	565	1,55	15,20	27,8	29704	154	1375	1993	163
	B ₁	7,11	28	235	0,10	1,70	25	31754	215	1347	1441	204
	B ₂	7,26	22	236	0,10	1,20	25,7	31992	255	1435	2486	197
	B ₃	7,90	75	237	0,22	2,90	25,3	30437	293	1546	2175	253
	B ₄	8,26	87	238	0,19	2,50	25,6	27492	238	1392	1474	211
	B ₅	8,34	66	277	0,88	25,80	23,3	28367	166	1581	1365	242
	B ₆	8,17	82	292	0,55	3,60	23,3	27104	145	1437	1458	228

V. Comunidad de Macroinvertebrados bentónicos, (A) Aguas Arriba y (B) Aguas Abajo, en los Embalses: La Paloma, Recoleta y Cogotí, Primavera 2010.

Primavera 2010	La Paloma				Recoleta				Cogotí			
Orden	Punto A ₁	Punto A ₂	Punto B ₁	Punto B ₂	Punto A ₁	Punto A ₂	Punto B ₁	Punto B ₂	Punto A ₁	Punto A ₂	Punto B ₁	Punto B ₂
Familia	(Ind/m ²)	(Ind/m ²)	(Ind/m ²)	(Ind/m ²)	(Ind/m ²)	(Ind/m ²)	(Ind/m ²)	(Ind/m ²)	(Ind/m ²)	(Ind/m ²)	(Ind/m ²)	(Ind/m ²)
Trichoptera												
Hidrobiosidae	1.000	622	122	122					582			
Hydroptilidae	67		78	78			111	4.044	776	3.200	293	235
Hydropsychidae					1.511	589	11	13.811	2.800	2.600	2.480	1.513
Plecóptera												
Diamphipnoidae		11										
Gripopterygidae										149		
Coleoptera												
Elmidae	511	78			244	222			27	371		
Diptera												
Athericidae	122	44									53	11
Chironomidae	156	322	300	300	2.111	2.511	156	0	9.978	1.784	2.987	3.800
Tipulidae			22	22	456	144		56				21
Simuliidae	22				2.778	767			27	6.756		
Ceratopogonidae										222		491
Ephemeroptera												
Baetidae		289			522	756		78	167	967	160	416
Caenidae					33	33			167	298		
Leptophlebiidae	122	89			0	33				73		

V. Comunidad de Macroinvertebrados bentónicos, (A) Aguas Arriba y (B) Aguas Abajo, en los Embalses: La Paloma, Recoleta y Cogotí, Primavera 2010.

Primavera 2010	La Paloma				Recoleta				Cogotí			
	Punto A ₁	Punto A ₂	Punto B ₁	Punto B ₂	Punto A ₁	Punto A ₂	Punto B ₁	Punto B ₂	Punto A ₁	Punto A ₂	Punto B ₁	Punto B ₂
Familia	(Ind/m ²)	(Ind/m ²)	(Ind/m ²)	(Ind/m ²)	(Ind/m ²)	(Ind/m ²)	(Ind/m ²)	(Ind/m ²)	(Ind/m ²)	(Ind/m ²)	(Ind/m ²)	(Ind/m ²)
Tricladidos												
Dugesíidae		22	233	233								
Basommatophora												
Physidae	67	44										
Lymnaeidae					33	433	33	211		669	187	21
Prosobranchia												
Litoridinidae							22	600				
Amphipoda												
Hyalellidae			178	178	33		756	0				
Oligochaeta												
Indeterminada					44	178	744	22				
Ostracoda												
Indeterminada							144	0	7.333	4.022	53	
Platyhelminthes												
Turbellaria						33	400	0	222	596	213	128
Sperchonidae						44						
Odonata												
Gomphidae							22	0				
Acari												
Indeterminada							22	0	138		133	32
Riqueza (Nº taxa)	8	9	6	6	11	12	11	13	11	13	9	10
Abundancia (Ind/m ²)	2.067	1.522	933	933	7.767	5.744	2.422	18.822	22.216	21.707	6.560	6.668
Dominancia de Simpson (D)	0,23		0,23		0,22		0,46		0,17		0,34	
Índice Biotico de Familia (IBFCh)	2,95		5,18		5,57		3,75		5,46		5,39	
Coefficiente de Jaccard (C _j)	0,31				0,44				0,53			



VI. Comunidad de Macroinvertebrados bentónicos, (A) Aguas Arriba y (B) Aguas Abajo, en los Embalses: La Paloma, Recoleta y Cogotí, Verano 2011.

Verano 2011	La Paloma				Recoleta				Cogotí			
Orden	Punto A ₁	Punto A ₂	Punto B ₁	Punto B ₂	Punto A ₁	Punto A ₂	Punto B ₁	Punto B ₂	Punto A ₁	Punto A ₂	Punto B ₁	Punto B ₂
Familia	(Ind/m ²)	(Ind/m ²)	(Ind/m ²)	(Ind/m ²)	(Ind/m ²)	(Ind/m ²)	(Ind/m ²)	(Ind/m ²)	(Ind/m ²)	(Ind/m ²)	(Ind/m ²)	(Ind/m ²)
Trichoptera												
Hidrobiosidae	809	1.435	402	264	54	12	1.463	737	188	124		
Coleoptera												
Elmidae	345	343			78	0						
Diptera												
Athericidae					344	256					0	22
Chironomidae	356	178	398	558	324	76	97	59	1.450	1.194	561	439
Tipulidae	487	269	42	24					241	293	42	24
Simuliidae					32	12	45	43	103	231	28	38
Ephemeroptera												
Baetidae	830	904	30	19	63	49			134	88	1	0
Tricladidos												
Dugesidae			22	0	0	22	67	45				
Amphipoda												
Hyalellidae			111	67	257	165					0	66
Nematoda												
Indeterminada									9	13	12	32
Riqueza (Nº taxa)	5	5	6	6	8	8	4	4	6	6	7	7
Abundancia (Ind/m ²)	2.827	3.129	994	943	1.206	638	1.672	884	2.125	1.943	667	598
Dominancia de Simpson (D)	0,26		0,37		0,22		0,75		0,46		0,63	
Índice Biotico de Familia (IBFch)	2,63		4,44		4,82		0,81		5,70		6,70	
Coefficiente de Jaccard (C _j)	0,57				0,50				0,63			

VII. Calidad del Agua, basado en los valores del IBF Ch (Figuroa et al., 2003, 2007).

Clase de Calidad	Rangos del ChIBF	Calidad del Agua	Color Asignado
I	0,00 - 3,75	Excelente	Celeste
II	3,76 - 4,25	Muy buena	Azul
III	4,26 - 5,00	Buena	Verde
IV	5,01 - 5,75	Regular	Amarillo
V	5,76 - 6,50	Relativamente Mala	Café
VI	6,51 - 7,25	Mala	Naranja
VII	7,26 - 10,00	Muy Mala	Rojo