



“Relaciones entre variables ambientales y macroinvertebrados bentónicos en un gradiente de perturbación de hábitat en la cuenca del Río Huasco”

Seminario de Título entregado a la Universidad de Chile en cumplimiento parcial de los requisitos para optar al Título de Biólogo con mención Medio Ambiente

Claudio Antonio Castillo Toro

Directora del Seminario de Título: Irma Vila Pinto

Co-Directora del Seminario de Título: Ingrid Alvial Chandía

9 de Septiembre del 2019.

Santiago – Chile



INFORME DE APROBACIÓN SEMINARIO DE TÍTULO

Se informa a la Escuela de Pregrado de la Facultad de Ciencias, de la Universidad de Chile que el Seminario de Título, presentado por el **Sr. Claudio Antonio Castillo Toro**

“Relaciones entre variables ambientales y macroinvertebrados en un gradiente de perturbación de hábitat en la cuenca del Río Huasco”

Ha sido aprobado por la Comisión de Evaluación, en cumplimiento parcial de los requisitos para optar al Título de Bióloga con mención Medio Ambiente

Directora del Seminario de Título _____

Co-Directora del Seminario de Título _____

Comisión Revisora y Evaluadora

Presidente Comisión _____

Evaluador _____

Santiago de Chile

BIOGRAFÍA

Claudio Castillo Toro es un joven santiaguino de la comuna de Macul con tintes a ñuñoino, hijo de Ximena Toro y Adolfo Castillo, y hermano menor de Pamela, Daniela y Gabriel. Sus primeros años los pasó viviendo en la comuna de Ñuñoa y yendo al Jardín Macarena a la vuelta de su casa. Cumplida cierta edad entró a estudiar su enseñanza básica en el colegio Mercedes Marín del Solar en la comuna de Providencia, logrando establecer muy bonitas amistades.



Su paso siguiente fue cursar la enseñanza media en el Liceo José Victorino Lastarria, en el que lamentablemente terminó desilusionándose del modelo educativo. De la mano de los estudios, se vinculó con la música por medio de la percusión y hasta el día de hoy, junto a su hermano, disfrutan de la música en una banda sumamente especial.

Desde niño siempre curioso y observador, se dejó asombrar día a día por la naturaleza, lo que lo llevó finalmente a entrar a estudiar la carrera de Biología Ambiental el año 2013. Hoy termina esta etapa pensando diferente, acompañado de grandes personas, y motivado por combatir con las injusticias ambientales existentes.

Sin darse cuenta, sigue observando insectos al igual que lo hacía de niño cuando volteaba rocas en el jardín.

*A la cuenca del Río Huasco, y en especial a esos pequeños
organismos desconocidos que la conforman.*

AGRADECIMIENTOS

Quiero agradecer enormemente a la profesora Irma Vila Pinto la confianza que deposito en mí desde los primeros días en que me presente por el laboratorio, para poder trabajar en el proyecto en el que se enmarcó el desarrollo de mi seminario de título. Sin duda, ha sido una experiencia muy enriquecedora para mi formación como Biólogo Ambiental.

Agradecer al INIA y a todo el equipo con el que trabaje durante el proyecto, Francisco, Viviana y Rodolfo, con quienes estuvimos explorando la cuenca, teniendo reuniones y compartiendo el día a día de los terrenos. Especialmente agradecer a Alejandro, compañero con el que representamos al laboratorio, realizando el muestreo biológico y haciendo charlas en las comunidades vinculadas, y que me ayudó en gran medida en la formulación y desarrollo de mi seminario de título.

Agradecer a todo el equipo que conforma el Laboratorio de Limnología, quienes siempre me ayudaron cuando lo necesité. Especialmente a Pablo y Bárbara quienes me colaboraron en revisar muestras, y a Francisco a quién acudí varias veces para aclarar dudas con la identificación de insectos. También agradecer a Ingrid, cotutora de este estudio, que me ayudó y guio en las fases iniciales y las revisiones finales de esta investigación.

Agradecer a la señora Yoyita, mujer orgullosa de su legado diaguita, y que nos acogió siempre con mucho amor en la zona del río Transito.

Finalmente agradecer a mi familia que ha hecho posible todo el desarrollo de mi persona, a mis amistades que siempre han estado ahí, y a mi querida polola Gloria por su apoyo y amor.

ÍNDICE DE CONTENIDOS

BIOGRAFÍA	I
DEDICATORIA	II
AGRADECIMIENTOS	III
ÍNDICE DE CONTENIDOS	IV
ÍNDICE DE TABLAS	V
ÍNDICE DE FIGURAS.....	VI
RESUMEN.....	VII
ABSTRACT	VIII
1. INTRODUCCIÓN.....	1
Objetivos	6
Hipótesis.....	7
2. MATERIALES Y MÉTODOS.....	8
2.1 Área de estudio.....	8
2.1.1 Sitios de muestreo.....	9
2.2 Caracterización de perturbaciones antrópicas	14
2.3 Trabajo de campo y análisis de laboratorio.....	16
2.3.1 Muestreo e identificación de la fauna bentónica	17
2.3.2 Muestreos físicos y químicos del agua	18
2.3.3 Medición de variables físicas del cauce.....	19
2.4 Análisis de la información.....	20
2.4.1 Variables ambientales.....	20
2.4.2 Macroinvertebrados bentónicos (MIB).....	21
2.4.3 Relaciones entre las variables ambientales y la fauna bentónica.....	22
2.4.4 Relaciones entre las perturbaciones antrópicas y la fauna bentónica	23
3. RESULTADOS	25
3.1 Variables físicas y químicas del agua.....	25
3.1.1 Análisis de Componentes Principales (PCA)	26
3.2 Variables físicas del cauce	27
3.3 Caracterización perturbaciones antrópicas	28

3.4 Macroinvertebrados bentónicos.....	30
3.4.1 Descripciones generales.....	30
3.4.2 Índices comunitarios.....	32
3.4.3 Análisis permutacional multivariante de la varianza (PERMANOVA).....	33
3.5 Relaciones entre las variables ambientales y la fauna bentónica	35
3.5.1 Perturbaciones antrópicas y fauna bentónica.....	35
3.5.2 Física química del agua y fauna bentónica	37
4. DISCUSIÓN	42
5. CONCLUSIONES	51
6. BIBLIOGRAFÍA	53
ANEXO.....	60

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Sitios de muestreo de macroinvertebrados bentónicos (MIB) en la cuenca hidrográfica del Río Huasco.....	10
Tabla 2. Índice de perturbación antrópica.....	16
Tabla 3. Fechas de muestreo para cada sitio (marcadas con una “X”).	17
Tabla 4. Variables ambientales consideradas con su abreviación y la unidad de medida correspondiente.	19
Tabla 5. Variables suplementarias medidas, su abreviación y unidad de medida.	20
Tabla 6. Promedio y desviación estándar de las variables físicas del cauce para cada subcuenca.	28
Tabla 7. Resultados del índice de perturbación antrópica para cada característica y sitio de muestreo.	29
Tabla 8. Listado taxonómico de los macroinvertebrados bentónicos registrados en la Cuenca hidrográfica del Río Huasco.....	31
Tabla 9. Promedio \pm desviación estándar de los índices comunitarios para cada sitio muestreado considerando todas las temporadas.....	33
Tabla 10. Resultados del Análisis Permutacional Multivariante de la Varianza (PERMANOVA).....	34
Tabla 11. Resultados PERMANOVA de la prueba de pares para el factor Temporada en cada Sitio.....	35
Tabla 12. Promedio \pm Desviación estándar y diferencias significativas de las características comunitarias entre sitios perturbados y no perturbados.	37

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1: Cuenca hidrográfica del Río Huasco y sitios de muestreo.	11
Figura 2: Fotografías de los sitios de muestreo.....	13
Figura 3: Biplot del Análisis de Componentes Principales para el conjunto de sitios de muestreo.	27
Figura 4: Análisis de Redundancia Canónica (RDA) para los sitios, variables ambientales y los taxa de MIB de la cuenca hidrográfica del Río Huasco.	39

RESUMEN

La cuenca hidrográfica del río Huasco se encuentra ubicada en una zona semiárida, situándose como una de las principales fuentes de agua potable y permitiendo un abastecimiento constante a las principales actividades económicas de la zona: agricultura y minería. Por esto, la región queda en una situación de escasez hídrica y el ecosistema fluvial a un permanente deterioro, el que puede evidenciarse mediante el estudio de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos (MIB) asociadas. Se realizó un muestreo de MIB de cuatro temporadas en 12 sitios dentro de la cuenca, que además incluyó la medición de variables físicas y químicas del agua, y una caracterización hidrológica del hábitat. Para evaluar las intervenciones antrópicas se elaboró un índice que cuantifica el nivel de éstas en las cercanías de cada sitio. Por medio de análisis multivariados y el cálculo de métricas comunitarias, se evaluó los cambios de las comunidades de MIB y sus relaciones con las variables ambientales. Las comunidades de MIB respondieron significativamente al gradiente ambiental, en el que sitios con mayor impacto antrópico y condiciones de alta eutrofización, evidenciaron grandes proliferaciones de organismos como oligoquetos, quironómidos y gastrópodos. Por el contrario, en los sectores de menor impacto y mejor calidad del agua, las abundancias de organismos sensibles a perturbaciones (ej: Leptophlebiidae, Hydrobiosidae, Blephariceriidae) tuvieron los mayores valores, mostrando ser una característica clave que evidencia las diferencias entre los extremos del gradiente de perturbación. Este estudio levanta información de relevancia para el desarrollo de estrategias de biomonitoreo dentro de la cuenca hidrográfica del Río Huasco, que permitan la conservación de este importante ecosistema fluvial.

ABSTRACT

The Huasco watershed is located in the Atacama region, in a semiarid zone, conforming the main source of fresh water for the region and allowing a constant supplying to the two biggest economic activities of the zone: agriculture and mining. For this reason, the region stays at hydric scarcity and the fluvial ecosystem to a permanent contamination, which can be examined by studying the benthic macroinvertebrate community (BMC) present. A BMC sampling was carried out using a Surber type net during four seasons in 12 sites distributed along the tree main basin of the system. Also, the study considered measurements of physic and chemistry variables of the water, and a hydrological characterization of the habitat. To evaluate the anthropic interventions, it was developed an index quantified as the grade of the anthropic activity near each sampling point. Through multivariate analysis and the use of community metrics, changes in BMC community and their relations with de environmental variables were evaluated. The BMC community responded significantly to the environmental gradient, in which the sites with most anthropic impact and conditions of high eutrophication, evidenced great proliferations of opportunistic organisms such as oligochaetes, chironomids and gastropods. In contrast, in low impact areas and better water quality, located at greater altitude, abundances of sensitive organisms cataloged as less tolerant to perturbation (e.g. Leptophlebiidae, Hydrobiosidae, Blephariceriidae), showed the major values, becoming an important feature to reveal significant differences between the extremes of the perturbation gradient. This study presents relevant information to develop biomonitoring

strategies within the Huasco watershed, to promote conservation of this important fluvial ecosystem.

1. INTRODUCCIÓN

El vínculo entre el monitoreo biológico y el manejo de los sistemas fluviales surgió a finales del siglo XIX en el continente europeo en respuesta al gran desarrollo industrial del momento, asociado a un incremento de la población humana y con ello una mayor demanda, eutrofización y contaminación de los cursos de agua potable, incrementando el desarrollo de severos problemas de salud (ej: cólera, disentería, fiebre tifoidea) (Bonada et al., 2006). Es así como se empezaron a implementar las primeras medidas de manejo, las cuales se enfocaron en el estudio a nivel bacteriológico, pero que rápidamente, a principios del siglo XX, dieron paso al estudio y uso de toda la comunidad acuática como indicadores del estado de calidad del agua, actualmente organismos denominados “bioindicadores”.

El uso de bioindicadores ha sido ampliamente estudiado en ecología, disciplina que tiene como objetivo el estudio de los factores que determinan la distribución y abundancia de los organismos (Krebs, 1972), entendiendo que estos presentan cualidades fisiológicas e interacciones particulares con su medio, que limitan su distribución en el espacio o su nicho ecológico (Hutchinson, 1978). Es así como el concepto de “bioindicador” ampliamente aceptado en la comunidad científica, está definido como: “una especie (o conjunto de especies) que tienen un particular requerimiento de variables físicas y químicas, tales que los cambios en su presencia/ausencia, abundancia, morfología, fisiología o comportamiento indican que las variables físicas o químicas consideradas, están por fuera de los límites acostumbrados o normales” (Rosemberg y Resh, 1993).

En consideración a estas premisas ha sido posible el desarrollo de programas de monitoreo biológico o “biomonitoreo” para la evaluación de los ecosistemas fluviales, entendido como una herramienta que permite una comprensión más integral del “estado ecológico” del sistema. El concepto de estado ecológico proviene de la Directiva Marco del Agua europea, y es considerado como un indicador amplio de la salud de los ecosistemas acuáticos, que incorpora el nivel biótico, fisicoquímico e hidromorfológico (Molina y Vila, 2006). Por otro lado, se ha definido la “salud” de los ecosistemas como un punto a lo largo de un gradiente de perturbación antrópica, en el cual el estado saludable comprende un ecosistema que sustenta una comunidad biológica íntegra producto de procesos evolutivos y biogeográficos con mínima influencia de la sociedad moderna, a diferencia del estado más deteriorado que corresponde al ecosistema altamente intervenido antrópicamente, donde gran parte de la estructura y funcionamiento original se ha perdido, no propiciando las condiciones para la mantención de la vida (Karr, 1999).

La característica esencial para realizar correctamente un biomonitoreo es encontrar los organismos adecuados que permitan detectar el o los factores estresantes en el ambiente por medio de su presencia, abundancia y/o comportamiento. De los muchos organismos propuestos a usarse como bioindicadores de sistemas fluviales, las comunidades de peces, microalgas (en particular las diatomeas), y las comunidades de invertebrados bentónicos, han sido las más recomendadas (Resh, 2008). Durante las últimas décadas se han destacado los macroinvertebrados bentónicos (insectos, crustáceos, moluscos y anélidos principalmente) como los organismos más ampliamente usados en la bioindicación de estos ecosistemas por sus diversas características, entre las que destacan: tener una amplia

distribución y presencia en diferentes ambientes, gran riqueza de especies que permite un amplio rango de respuestas a los gradientes ambientales, tener variadas formas y ciclos de vida que permiten detectar diferentes tipos de contaminación a través del tiempo, poder ser muestreados de forma sencilla y económica, entre otras (Bonada et al., 2006; Resh, 2008; Domínguez y Fernández, 2009). Existe una amplia discusión respecto al nivel taxonómico más adecuado a utilizar en estudios de bioindicación con macroinvertebrados bentónicos, en general entre más fina sea la resolución taxonómica, más confiables serán las relaciones obtenidas entre la biota y las variables ambientales. Sin embargo, el trabajo a nivel de género y/o especie puede ser sumamente costoso debido a la gran diversidad del grupo, la escasez de expertos taxónomos y falta de descripciones taxonómicas locales, lo que conlleva a una importante inversión de tiempo en su realización. Es por ello que a nivel internacional se usa comúnmente el nivel taxonómico de familia como indicador de la estructura comunitaria y las condiciones ambientales, aportando un buen equilibrio entre la calidad de los resultados y el tiempo requerido para obtenerlos (Hilsenhoff, 1988; Figueroa et al., 2005; Domínguez y Fernández, 2009; Springer, 2010; Carvacho, 2012).

Cada vez más investigadores reconocen que las perturbaciones humanas a escala de paisaje son la principal amenaza para la integridad ecológica de los ecosistemas fluviales, impactando en el hábitat, la calidad del agua y en la biota por medio de diversas vías (Allan, 2004). Por lo general, el incremento de las poblaciones humanas colindantes a los ríos trae consigo variadas actividades que generan fuertes consecuencias sobre el hábitat y con ello la modificación de las comunidades biológicas. Por ejemplo, la actividad agrícola en muchos casos va asociada a la remoción de la vegetación ribereña, lo que

conlleva a un aumento de la escurrentía y con ello a una disminución de la transparencia del agua por efectos de la entrada de sedimentos al sistema fluvial, además de reducir una fuente importante de alimento en el ecosistema lo que puede terminar disminuyendo considerablemente las abundancias de las comunidades de MIB (Allan, 2004; Kasangaki et al., 2006; Gichana et al., 2015). También se ha observado que la actividad agrícola aumenta los niveles de conductividad eléctrica y nutrientes en el agua, lo que puede conducir a la eutrofización del ecosistema, generando condiciones propicias para algunos organismos oportunistas como oligoquetos, quironómidos y gastrópodos (Welch, 1992; Kolar y Frank, 1993; Muñoz y Prat, 1996; Beavan et al., 2001; Kay et al., 2001; Newall y Tiller, 2002), a diferencia de los organismos pertenecientes a ordenes como Ephemeroptera, Tricoptera y Plecoptera, que han sido descritos como buenos indicadores de la calidad ecológica de los ecosistemas al ser sensibles a la contaminación y disminución del oxígeno disuelto en el agua (Tachet et al., 2010; Gichana et al., 2015; Arimoro y Keke, 2016). Las actividades humanas sobre los ríos pueden producir también la fragmentación del hábitat, fenómeno que para algunos ha sido catalogado como una de las mayores causas de extinción de especies (Miyazono y Taylor, 2013). Dentro del ecosistema fluvial esto puede ocurrir por medio de barreras físicas que impiden el movimiento de los organismos (e.g., represas, desviaciones del cauce); barreras producto de procesos químicos o físicos (e.g., contaminación térmica o química); y barreras de tipo biológicas producto del ingreso de especies invasoras al ecosistema (Fuller et al., 2015).

A nivel mundial, el estudio de la estructura comunitaria de los macroinvertebrados bentónicos ha puesto en evidencia los efectos de estas perturbaciones sobre los

ecosistemas fluviales, las que por lo general provocan una disminución en la riqueza y la diversidad de las comunidades, viéndose aumentada la abundancia poblacional de los taxa más tolerantes y disminuida la de los más sensibles (Rosemberg y Resh, 1993; Kasangaki et al., 2006; Figueroa et al., 2007; Domínguez y Fernández, 2009; Prat et al., 2009; Alvial et al., 2012, 2013; Carvacho, 2012; Ferrú y Fierro, 2015; Arimoro y Keke, 2016; Karaouzas et al., 2017; Kalogianni et al., 2017; Gichana et al., 2015; Graeber et al., 2017).

Chile posee una geografía con amplia latitud que favorece la existencia de una gran diversidad de ríos a lo largo de todo el territorio, y hace posible en gran medida el sustento y desarrollo de los centros urbanos, brindando un sinnúmero de beneficios a la sociedad. A pesar de ello, los sistemas fluviales están siendo fuertemente impactados por el gran crecimiento poblacional e industrial de las últimas décadas, y no se ha logrado implementar un manejo adecuado que permita mantener la estructura y funcionamiento de estos ecosistemas a lo largo del tiempo. Esto es particularmente grave en zonas semiáridas donde la disponibilidad hídrica es sumamente escasa frente a la gran demanda antrópica a la que se ve enfrentada, además los estudios existentes de monitoreo ambiental de esta zona han sido abordados casi exclusivamente por variables físicas y químicas del agua, y escasamente por criterios biológicos (Molina y Vila, 2006), lo que dificulta una comprensión integral acerca de estos ecosistemas. Es por esto que el estudio y conocimiento de la ecología de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos, en las cuencas del norte de Chile, se hace indispensable para el desarrollo de estrategias de evaluación y biomonitoreo, que busquen promover el uso adecuado de los ecosistemas fluviales y que permitan la conservación de un determinado estado ecológico en el tiempo,

más aún, considerando el actual escenario de cambio climático que proyecta un aumento de las temperaturas y una disminución de las precipitaciones (Santibáñez et al., 2016). Sólo describiendo previamente las relaciones entre la biota y las variables ambientales, la utilización de bioindicadores en ríos del norte de Chile podría llegar a ser una herramienta efectiva en la protección y conservación de estos importantes ecosistemas fluviales, tal como ha sido incorporado en otros sistemas como es el caso del Río Maipo.

Objetivos

El objetivo general de este estudio es caracterizar diferentes factores ambientales, tanto antrópicos como naturales, y relacionarlos principalmente con la distribución espacial de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos en la cuenca hidrográfica del Río Huasco, de manera de contribuir a su uso como bioindicadores en ríos de la zona semiárida de Chile.

Los objetivos específicos del estudio fueron:

1. Describir variables ambientales del ecosistema fluvial, como físicas del hábitat y físico-químicas del agua, como algunos indicadores de perturbación antrópica, caracterizando diferentes sitios a lo largo de la cuenca del Río Huasco.
2. Identificar y determinar algunos patrones espaciales y temporales de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en la cuenca en estudio, poniendo principal énfasis en la caracterización espacial.
3. Establecer las relaciones entre variables biológicas (comunidades de macroinvertebrados) y variables ambientales seleccionadas, dilucidando los

cambios en la estructura comunitaria que puedan sugerir efectos de perturbaciones antrópicas en este ecosistema.

Hipótesis

Dado que la variación espacial y temporal de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos se ve fuertemente influenciada por las condiciones ambientales locales de los cauces fluviales, y que los cambios espaciales de las variables ambientales analizadas son influenciadas por la actividad antrópica existente en la cuenca, se espera que existan cambios en la estructura comunitaria de los macroinvertebrados bentónicos siguiendo una tendencia a la disminución de la diversidad taxonómica, y a un aumento de taxa tolerantes en los sitios con mayor perturbación antrópica.

2. MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Área de estudio

La zona geográfica de este estudio corresponde a la zona semiárida de Chile, en la cual los ríos originados en la alta cordillera son de pendiente alta y cortos, tomando dirección este-oeste dado por la tectónica local. Las lluvias en esta zona, siendo escasas, se concentran en los meses de invierno, generando que los ríos posean un régimen mixto pluvio-nival (Niemeyer y Cereceda, 1984; Molina y Vila, 2006).

Específicamente, se estudió la cuenca hidrográfica del Río Huasco ubicada en la tercera región de Chile, entre los paralelos 28°30' y los 29°40' de latitud sur aproximadamente. Desde su nacimiento, aproximadamente a 150 km casi en línea recta del litoral, hasta su desembocadura en la ciudad de Huasco Bajo, este río recorre cerca de 230 km y es la principal fuente hídrica en la cuenca para ciudades como Alto del Carmen, El Transito, Vallenar, Freirina y Huasco Bajo. Sus principales afluentes son los ríos El Carmen y El Tránsito, al sudeste y al noreste del Huasco, respectivamente. Estos ríos se unen en La Junta del Carmen (a 90 km del océano Pacífico) donde forman el Río Huasco, conformando en su totalidad una cuenca hidrográfica de aproximadamente 9.850 km² de extensión (Niemayer y Cereceda, 1984).

De acuerdo a Luebert y Pliscoff (2006), la cuenca hidrográfica del Río Huasco se encuentra en una zona hiper a semiárida del bioclima mediterráneo desértico-oceánico, influenciada por el desierto más árido del mundo, el desierto de Atacama. Junto con la cuenca hidrográfica del Río Copiapó se sitúan como las principales fuentes de agua

potable de la región, que permiten un abastecimiento constante a las dos más grandes actividades económicas de la zona: la agricultura y la minería. Ambas actividades requieren grandes volúmenes de agua, lo que, sumado al aumento poblacional de las últimas décadas, genera que la región quede en una situación de gran demanda hídrica que excede fuertemente la disponibilidad de la cuenca (Molina y Vila, 2006; Alvial et al., 2013), y específicamente sus ecosistemas acuáticos, expuestos a aportes de nutrientes y posibles sales minerales derivados de estas actividades.

2.1.1 Sitios de muestreo

Para este estudio se definieron 12 sitios de muestreo en una amplia escala espacial, que van en un gradiente de altitud desde los 18 m s.n.m. hasta los casi 2700 m s.n.m., y que abarcan las tres subcuencas principales que comprenden esta cuenca: Río Huasco, Río Tránsito y Río Carmen. En Tabla 1 se detalla la localización geográfica de cada estación de muestreo, las que se pueden observar en el mapa de la cuenca hidrográfica del Río Huasco de la Figura 1. El registro fotográfico de los sitios se muestra en la Figura 2.

Tabla 1. Sitios de muestreo de macroinvertebrados bentónicos (MIB) en la cuenca hidrográfica del Río Huasco.

Subcuenca	Sitio	Código	Altitud (m s.n.m.)	Coordenadas UTM (WGS84, Huso 19)	
				Este	Norte
Río Huasco	Huasco	HUA	18	286.897	6.848.617
	Nicolasa	NIC	150	303.209	6.844.006
	Maitencillo	MAI	240	312.548	6.842.864
	Panamericana	PAN	355	324.980	6.838.696
	Chépica	CHE	673	348.475	6.823.911
Río Carmen	San Félix	SAN	1481	355.570	6.786.630
	Potrerosillos	PO	2676	382.403	6.744.643
	Tres Quebradas	TRE	2677	382.384	6.744.965
	Conjunción	CON	2642	381.362	6.745.454
Río Tránsito	Chollay	CHO	1434	387.492	6.794.234
	Valeriano	VAL	1860	398.158	6.804.197
	Laguna Grande	LAG	1867	398.232	6.804.351

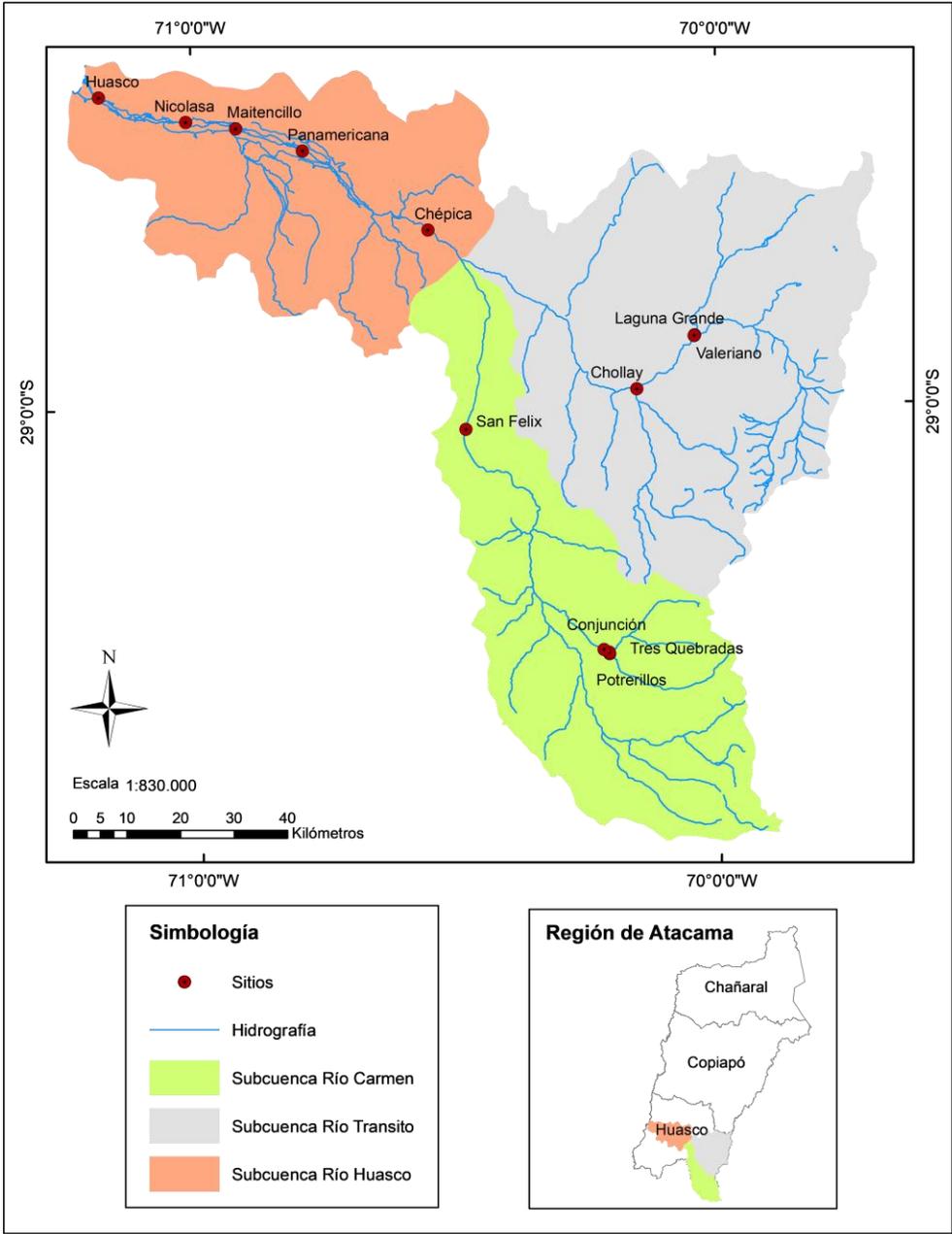
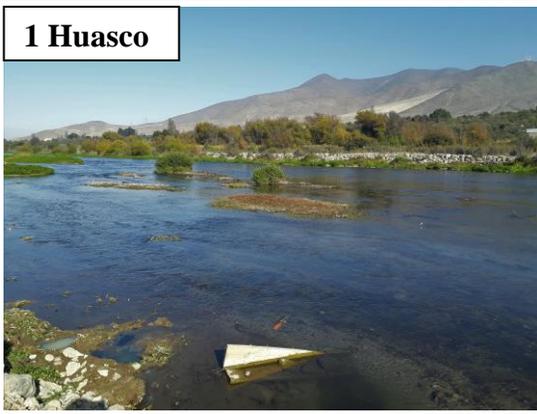


Figura 1: Cuenca hidrográfica del Río Huasco y sitios de muestreo.

1 Huasco



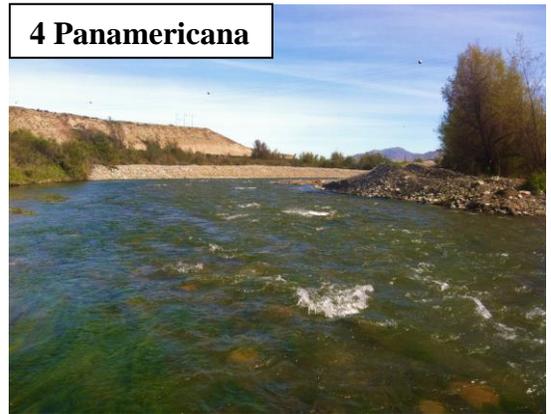
2 Nicolasa



3 Maitencillo



4 Panamericana



5 Chépica



6 San Félix



7 Chollay



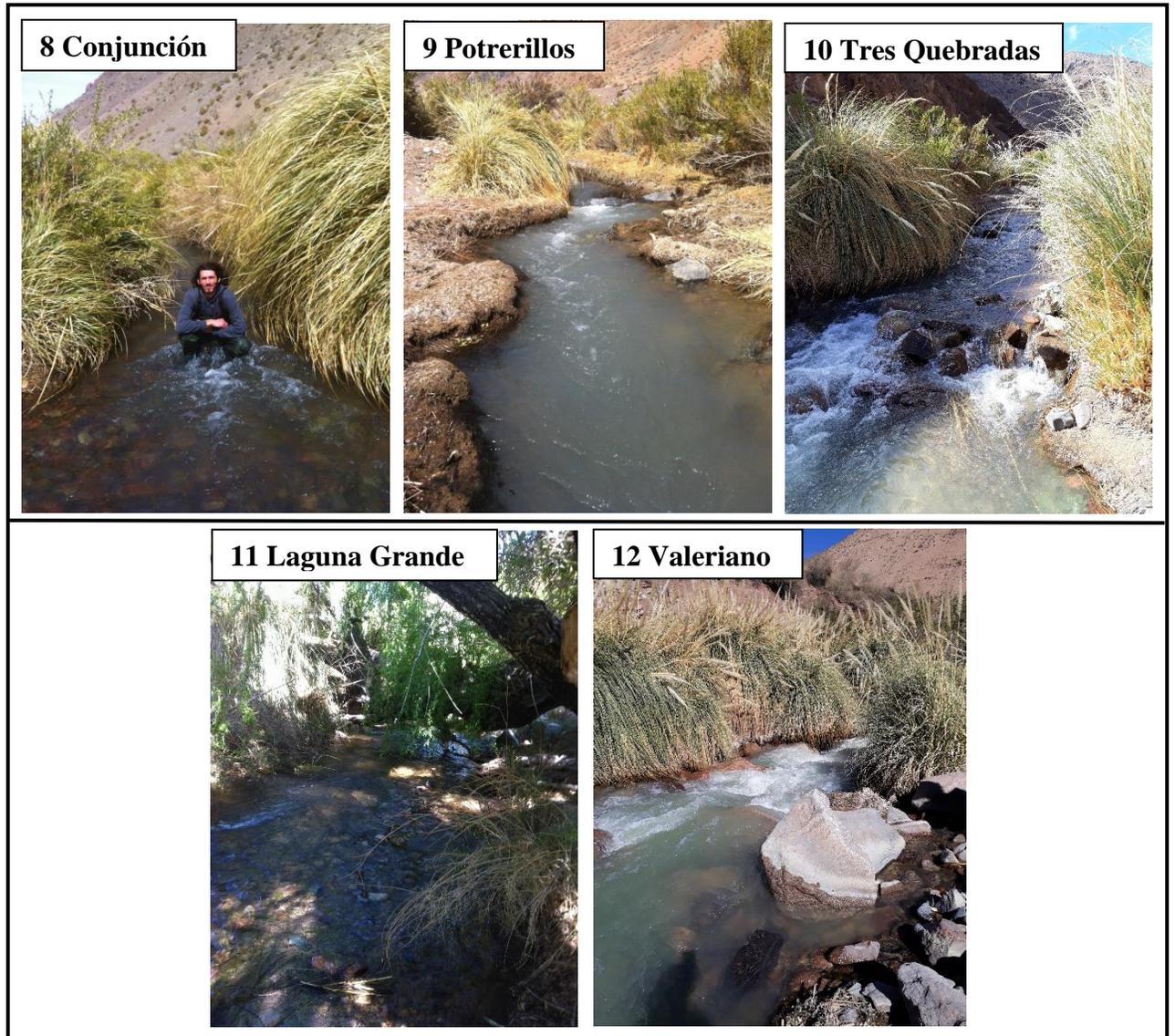


Figura 2: Fotografías de los sitios de muestreo.

2.2 Caracterización de perturbaciones antrópicas

Con el objetivo de relacionar la perturbación antrópica ejercida sobre el ecosistema fluvial con algunas características de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos a lo largo de la cuenca hidrográfica, se elaboró un índice complementario que evalúa en nueve características el nivel de actividad antrópica existente a las cercanías de cada sitio de muestreo. Las características antrópicas consideradas como posibles desencadenantes de perturbaciones sobre el ecosistema fluvial se pueden agrupar en tres categorías:

- a) Densidad poblacional y cercanía de centros poblados al sitio de muestreo. Entendiendo que el aumento poblacional por lo general conlleva a un efecto negativo sobre el ambiente.
- b) Actividades antrópicas que ejercen influencia directa sobre el ecosistema fluvial. Esto hace referencia a actividades como la descarga de residuos industriales líquidos (RILES), el vertimiento de desechos orgánicos sobre el río (evidenciado por la transparencia, olores, espuma y/o contenido de Coliformes NMP/100 ml), la intervención directa del cauce por maquinaria (encauce y/o encementado), y también a la presencia de infraestructura antrópica construida sobre el mismo cauce del río, como lo es la presencia de represas.
- c) Actividades antrópicas que ejercen influencia indirecta sobre el ecosistema fluvial. Este punto hace referencia a la presencia de actividades que se realizan en las cercanías del sitio de muestreo, como minería y agricultura (contabilizada como el porcentaje del área de cultivo existente en una circunferencia de 1 km de

radio alrededor del sitio), y todas las infraestructuras antrópicas desarrolladas adyacentes al río, como lo pueden ser carreteras, puentes y líneas de tren.

El índice desarrollado en esta investigación (Tabla 2) brinda para cada sitio una puntuación que va en una escala de perturbación antrópica desde 9, puntuación que representaría una condición en donde la presión antrópica es mínima, hasta 45, cuando el ecosistema fluvial se encuentra fuertemente impactado debido a actividades humanas. Cada apartado tiene tres categorías “Bajo”, “Medio”, “Alto”, que son valoradas con puntajes iguales a 1, 3 y 5, respectivamente, el valor final del sitio corresponde a la suma obtenida en cada una de las características. Este índice fue creado basándose en los trabajos que ha desarrollado el grupo de investigación F.E.M (Freshwater Ecology and Management) del departamento de Ecología de la Universidad de Barcelona (Acosta et al., 2009; Bonada et al., 2002), específicamente del “Protocolo de condiciones de referencia en ríos andinos”, en el que se mide una serie de características (presiones o impactos antrópicos) que se presentan en el ecosistema fluvial, estableciendo finalmente un grado de perturbación para cada sitio en evaluación. Para completar la información del índice se utilizó información provista por el Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA), la Biblioteca Nacional del Congreso y el Servicio de Evaluación Ambiental (SEA), en otros casos el trabajo de terreno permitió caracterizar cada sitio. Para el cálculo del área de cultivo circundante a cada sitio de muestreo se utilizó el software ArcGIS 10.5.

Tabla 2. Índice de perturbación antrópica (elaboración propia).

Nivel	Bajo (1)	Medio (3)	Alto (5)
Carácter Antrópico			
Densidad poblacional comunal (personas/km²)	<1	1– 5	>5
Cercanía a un centro poblado	>50 km	Entre 10 y 50 km	<10 km
Intervención del río por maquinaria	Inexistente	Observable en algunos tramos del río	Observable en gran parte del río
Grandes presas aguas arriba	Inexistente	1	>1
Descarga de RILES aguas arriba	Inexistente	1 a 3 puntos de descarga	>3 puntos de descarga
Contaminación orgánica evidente	Río transparente y sin olor	Río turbio y con un poco de olor	Río con espuma, mucho olor o alto contenido de Coliformes
Infraestructura adyacente	Inexistente	Presencia de una	Más de una
Actividad minera	Inexistente	Presente en la subcuenca	A <20 km río arriba
Porcentaje de área de cultivo	< 10%	Entre un 10% y 25%	>25 %

2.3 Trabajo de campo y análisis de laboratorio

Se consideró un total de 12 sitios de muestreo distribuidos en tres subcuencas en un gradiente de altitud desde los 40 m s.n.m. a los 2600 msnm (Figura 1). Se realizaron cuatro campañas de muestreo para obtención de información estacional: durante los meses de Septiembre (finales de invierno) y Noviembre (mediados de primavera) de 2017, y Abril

(principios de otoño) y Julio (mediados de invierno) del año 2018 (Tabla 3). En las cuatro campañas se obtuvieron muestras y se caracterizó: comunidades biológicas (macroinvertebrados bentónicos), las propiedades físicas y químicas del agua, y el hábitat físico del cauce.

Tabla 3. Fechas de muestreo para cada sitio (marcadas con una “X”).

Subcuenca	Sitio	Código	04 al 07 de Septiembre 2017	20 al 23 de Noviembre 2017	16 al 19 de Abril 2018	23 al 26 de Julio 2018
Río Huasco	Huasco Bajo	HUA	X	X	X	X
	Nicolasa	NIC		X		
	Quebrada Maitencillo	MAI	X			
	Panamericana	PAN	X	X	X	X
	Chépica	CHE	X	X	X	X
Río Carmen	San Felix	SAN	X	X	X	X
	Potreros	PO	X	X		
	Tres Quebradas	TRE	X	X	X	X
	Conjunción	CON		X		
Río Tránsito	Chollay	CHO		X	X	X
	Valeriano	VAL		X		
	Laguna Grande	LAG	X	X	X	X

*Celdas vacías indica sitios que en determinadas temporadas no pudo realizarse el muestreo debido a dificultades logísticas.

2.3.1 Muestreo e identificación de la fauna bentónica

Previo a la toma de muestras se identificaron los microhábitats más representativos del lugar con el objetivo de capturar la mayor diversidad de organismos (Robson y Chester, 1999). Se realizó un muestreo cuantitativo, colectando seis muestras de macroinvertebrados bentónicos por sitio, mediante una red tipo Surber con superficie de 0,09 m² y una abertura de malla de 250 µm. Las muestras fueron guardadas en envases de plástico de 250 ml y fijadas en alcohol etílico al 70%, para posteriormente ser revisadas e

identificadas en laboratorio. Los macro invertebrados bentónicos fueron identificados mediante una lupa binocular estereoscópica con aumento de 40x hasta el nivel taxonómico de familia, exceptuando el Phylum Nematoda, las Subclases Oligochaeta y Acari, la Clase Hirudinea y Bivalvia, y el Orden Collembola. La identificación se realizó utilizando las claves y descripciones taxonómicas de Domínguez y Fernández (2009), Tachet et al. (2010), Palma (2013) y Hamada et al. (2014).

2.3.2 Muestreos físicos y químicos del agua

El muestreo físico y químico del agua estuvo a cargo del Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA) en el marco del proyecto INNOVA – CORFO 2018, “Análisis Integral de calidad de agua para el aseguramiento de la competitividad del sector social y productivo y la sustentabilidad de ecosistemas acuáticos, en el marco de elaboración de la Norma Secundaria de Calidad Ambiental de las aguas superficiales de la cuenca del río Huasco”. El INIA realizó la medición de variables ambientales *in situ* (pH, temperatura, conductividad eléctrica) y también la toma de muestras de agua para ser posteriormente analizadas en laboratorio certificado. Las variables ambientales consideradas en el presente estudio se muestran en la Tabla 4.

Tabla 4. Variables ambientales consideradas con su abreviación y la unidad de medida correspondiente.

Variable ambiental	Abreviación	Unidad de medida
pH	pH	-
Temperatura	Tem	°C
Turbidez	Tur	FNU
Conductividad eléctrica	CE	uS/cm
Oxígeno disuelto	OD	mg/l
Cloruro	Clo	mg/l
Sulfato	Sul	mg/l
Fosfato	PO4	mg/l
Nitrógeno total	NT	mg/l
Potasio	K	mg/l
Cobre	Cu	mg/l
Zinc	Zn	mg/l
Hierro	Fe	mg/l
Manganeso	Mn	mg/l
Molibdeno	Mo	mg/l
Cromo	Cr	mg/l
Cobalto	Co	mg/l
Níquel	Ni	mg/l
Plomo	Pb	mg/l
Aluminio	Al	mg/l
Arsénico	As	mg/l
Sólidos suspendidos totales	SST	mg/l

En conjunto al muestreo químico y físico del agua, se obtuvo la información del muestreo biológico de Coliformes (NMP/100 ml) que se realizó en cada temporada y sitio de muestreo.

2.3.3 Medición de variables físicas del cauce

Durante las campañas de muestreo se consideró un conjunto de cuatro categorías y siete variables físicas del cauce medidas *in situ* (Tabla 5), éstas fueron: 1) la estimación porcentual de cuatro tipos de sustrato en cada lugar de muestreo, categorizado desde

partículas más finas a más grandes, arena (tamaño <2,5 mm), grava (2,5 – 25 mm), piedra (25 – 500 mm) y bolones (>500 mm); 2) la profundidad de obtención de cada muestra; 3) el ancho del cauce y 4) una estimación del porcentaje de cobertura vegetal a lo largo de la línea de ribera.

Tabla 5. Variables suplementarias medidas, su abreviación y unidad de medida.

Variable suplementaria	Abreviación	Unidad de medida
Sustrato arena	Aren	%
Sustrato grava	Grava	%
Sustrato piedra	Piedr	%
Sustrato bolones	Bolon	%
Profundidad	Prof	cm
Vegetación de Ribera	VegR	%
Ancho del cauce	Ancho	m

2.4 Análisis de la información

2.4.1 Variables ambientales

Con el objetivo de visualizar el comportamiento de las variables físicas y químicas del agua a lo largo de la cuenca hidrográfica del Río Huasco y los sitios de muestreo de las comunidades de MIB, se llevó a cabo un Análisis de Componentes Principales basado en una matriz de correlación entre las muestras, en el programa PRIMER v7. Para ello, se utilizó el conjunto de variables físicas y químicas del agua que se muestran en la Tabla 4, las cuales fueron transformadas a su logaritmo +1 y normalizadas, de manera de establecer una escala de medición común para los diferentes tipos de variables (Clarke y Gorley, 2006). Este análisis permite extraer información detallada y específica para cada sitio de

muestreo en relación a sus condiciones ambientales, para correlacionar con las variaciones de las comunidades de MIB.

Se evaluó la existencia de diferencias significativas de las variables físicas del cauce entre las tres principales subcuencas (Río Huasco, Río Transito, Río Carmen), para ello se evaluó la normalidad y la homocedasticidad de los datos con el test Shapiro-Wilk y la Prueba de Bartlett respectivamente, para posteriormente realizar un análisis de varianza (ANOVA), en el caso de cumplir los requisitos de normalidad y homocedasticidad, y la prueba de Kruskal Wallis en los casos contrarios. Estos análisis fueron realizados en el programa R versión 3.1.3.

2.4.2 Macroinvertebrados bentónicos (MIB)

Se construyeron matrices de abundancia de las familias de MIB encontradas para cada sitio en cada temporada, con ellas se procedió a calcular índices de diversidad en el programa PAST v3 (Riqueza, Abundancia Total, Índice de Dominancia, Índice de diversidad de Shannon-Weaver y Equitatividad), para cada sitio y temporada de muestreo.

Para evaluar diferencias significativas entre las estructuras comunitarias de los MIB entre los sitios y las temporadas de muestreo se realizó un Análisis Permutacional Multivariante de la Varianza (PERMANOVA) en el software PRIMER v7. Para este análisis se transformaron los datos de abundancia a su raíz cuadrada con el objetivo de disminuir el peso estadístico de los taxa más abundantes, de tal forma que las similitudes entre sitios no sólo dependieran de éstos, sino que también de los grupos menos comunes o raros

(Clarke y Warwick, 2001). Se consideraron solo las matrices de abundancia de los sitios que fueron estudiadas en al menos tres temporadas de muestreo (HUA, PAN, CHE, SAN, TRE, CHO, LAG; ver Tabla 3). Como medida de similitud entre las muestras se utilizó el coeficiente de Bray-Curtis, ampliamente utilizado y validado en estudios ecológicos (Clarke y Warwick, 2001). El análisis llevó a cabo un número de 9999 permutaciones para validar la existencia de diferencias significativas. En el caso de evidenciar diferencias significativas entre los factores cruzados (Temporada y Sitio), se realizaron las respectivas pruebas de pares (pair-wise test) para identificar en que combinaciones de estos factores no se presentan diferencias, se consideraron el uso de 999 permutaciones de Monte Carlo en su validación.

2.4.3 Relaciones entre las variables ambientales y la fauna bentónica

La matriz de abundancia y diversidad de MIB fue utilizada para contrastarla con las variables ambientales en un Análisis de Redundancia Canónica (RDA), después de evaluar que esta técnica fuera la apropiada para el conjunto de datos. Esto fue verificado realizando primero un Detrended Correspondence Analysis (DCA) sobre la matriz de abundancia de MIB, para asegurar que la distribución de los datos se comporta de manera lineal en vez de unimodal. La suposición de distribución lineal del DCA se acepta si el tamaño del gradiente del primer eje es menor a 3.0 (Leps y Smilauer, 2003).

Este análisis incluyó todos los sitios que fueron muestreados durante alguna de las campañas de muestreo. La matriz de abundancia utilizada fue transformada a su raíz cuadrada con el objeto de disminuir el peso estadístico de los taxa más abundantes, de tal forma que el análisis no sólo dependiera de estos, sino que también de los grupos menos

comunes o raros (Clarke y Warwick, 2001). Sólo se incluyeron las familias de MIB que presentaron una abundancia relativa $> 1\%$ por sitio de muestreo. En este análisis también se incluyó la información de la abundancia de coliformes obtenida para cada sitio de muestreo, marcándose como opción de “variable suplementaria”, de esta forma no contribuye al resultado de la ordenación, sino más bien, luego de realizado el análisis esta variable se proyecta pasivamente en el espacio multivariado.

Respecto a las variables ambientales incluidas en el análisis, previamente se realizó un “Forward Selection Procedure” para evaluar la importancia de cada una de ellas sobre la varianza total de los taxa, e incluir posteriormente en el análisis sólo las que presentaron valores significativos ($p\text{-valor} < 0,05$) luego de 999 permutaciones de Monte Carlo. Estos análisis fueron realizados en CANOCO Software V4.5.

2.4.4 Relaciones entre las perturbaciones antrópicas y la fauna bentónica

Con el objetivo de determinar la existencia de cambios en la estructura comunitaria de MIB que evidencien las posibles perturbaciones antrópicas sobre el ecosistema fluvial, se procedió a comparar diferentes características comunitarias entre los sitios del tercio superior versus el tercio inferior caracterizados por el “Índice de perturbación” anteriormente mencionado. Los sitios que presentaron valores del índice por sobre los 30 puntos, correspondientes a los más expuestos a las perturbaciones antrópicas, fueron comparados con los sitios menos impactados, los cuales tomaron un valor de 15 puntos o menos. Es decir, se compararon únicamente los sitios categorizados en los extremos del índice.

La comparación abordó los promedios, desviaciones estándar, y la existencia de diferencias significativas entre los grupos considerando todas las características comunitarias previamente calculadas (Riqueza de Taxa, Abundancia Total, Dominancia, Shannon-Weaver y Equitatividad), y otras tres más: Abundancia de organismos tolerantes, Abundancia de organismos intolerantes, y la relación Organismos tolerantes/Organismos intolerantes.

La caracterización de tolerancia de los organismos fue basada en los valores de tolerancia del “Índice Biótico de Familia” (ChIBF), adaptado a ríos mediterráneos de Chile por Figueroa et al. (2007), en el que se han eliminado aquellas familias que no se encuentran en Chile, así como también incorporado otras asignando valores de tolerancia siguiendo a diversos autores (Bode 1988; Hilsenhoff 1988; Lennat 1993; Roldán 1988; Mackie 2001; Prat et al. 2000; Figueroa et al. 2003). Para este índice los rangos de tolerancia van desde el valor cero, que indica un taxa poco tolerante a agentes estresantes o cambios en el ambiente, hasta el valor diez, que indica uno de gran tolerancia frente a esto. En la Tabla 1A del Anexo se muestran los valores de tolerancia del ChIBF. Se estableció como taxa intolerantes a las familias que presentan valores desde cero hasta tres, y como tolerantes a las familias que presentan valores desde siete a diez.

Previo a realizar el análisis estadístico, se evaluó la normalidad y la homocedasticidad de los datos con el test Shapiro-Wilk y la Prueba de Bartlett respectivamente, para posteriormente realizar alguna prueba estadística que evaluara la existencia de diferencias significativas entre los grupos (sitios perturbados y sitios no perturbados). En el caso que la distribución de los datos fuera normal se procedió a realizar la prueba t de Student, en

el caso contrario se utilizó el test no paramétrico “Mann-Whitney U Test”. Estos análisis fueron realizados en el programa R versión 3.1.3.

3. RESULTADOS

3.1 Variables físicas y químicas del agua

Los tramos de la cuenca hidrográfica estudiada presentaron los siguientes resultados promedios: pH básicos (con un valor de $7,9 \pm 0,6$); temperatura de $13,2 \pm 5,2^{\circ}\text{C}$; oxígeno disuelto de $5,42 \pm 2,1$ mg/L; conductividad de $654,54 \pm 341,8$ uS/cm; y sólidos suspendidos totales de $31,81 \pm 53,6$ mg/L.

En relación a la concentración salina en el agua, el cloruro tuvo un valor promedio de $26,96 \pm 37,6$ mg/L; el fosfato de $0,02 \pm 0,0$ mg/L; el sulfato de $200,4 \pm 102,9$ mg/L; y el potasio de $1,58 \pm 1,1$ mg/L. En relación a los compuestos nitrogenados, el nitrógeno total tuvo un promedio de $0,86 \pm 0,6$ mg/L.

Respecto al contenido de metales en el agua, por lo general, estos presentaron concentraciones bajas, con promedios menores a 0,1 mg/L, exceptuando el hierro, manganeso y aluminio, con concentraciones igual a $0,27 \pm 0,3$ mg/L, $0,22 \pm 0,3$ mg/L y $0,85 \pm 1,1$ mg/L respectivamente.

En relación a la caracterización de estas variables para cada subcuenca (Tabla 2A en Anexo), se destaca principalmente la diferenciación de la subcuenca del Río Huasco con las dos subcuencas de mayor altitud que la conforman, presentando ésta los valores de

temperatura, conductividad, sales minerales y sólidos suspendidos totales más altos de la cuenca hidrográfica y, por otro lado, las concentraciones de metales más bajos.

3.1.1 Análisis de Componentes Principales (PCA)

Los resultados muestran que el primer eje del PCA explica un 30,3% de la varianza total y se encuentra correlacionado positivamente con la turbiedad (Tur), metales como el Al, Zn, Fe, Mn, y negativamente con el cloruro (Clo). Por otro lado, el segundo eje explica un 22,9% de la varianza total y se encuentra correlacionado positivamente con la Temperatura (Tem), la conductividad eléctrica (CE), los sulfatos (Sul) y el K, y determinado de forma negativa principalmente por el nitrógeno (NT).

En la Figura 3 se muestra un biplot con los resultados del PCA, en el que se puede observar un gradiente de disolución de metales desde los sitios de mayor elevación de la cuenca (Valeriano, Chollay, Potrerillos, Conjunción), ubicados en el costado derecho del gráfico, hasta los sitios más cercanos a la desembocadura del río (Huasco, Panamericana, Maitencillo, Nicolasa), ubicados al costado izquierdo, en los que priman las sales minerales como cloruros, fosfatos y sulfatos, concordando con condiciones de alta conductividad eléctrica y mayores temperaturas. En la parte inferior del gráfico se destaca un grupo formado por los sitios Tres Quebradas y Laguna Grande, ambos sitios de cabecera de la cuenca que presentan un aumento de los niveles de nitrógeno total (NT) y pH.

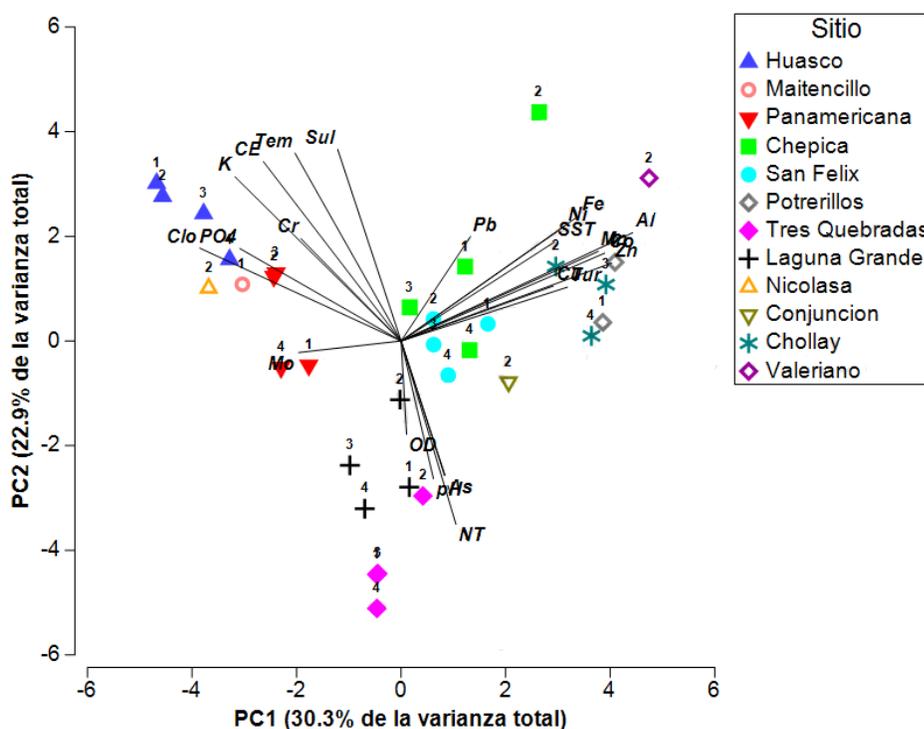


Figura 3: Biplot del Análisis de Componentes Principales para el conjunto de sitios de muestreo.

La agrupación de los sitios concuerda con los valores promedios obtenidos para cada subcuenca en relación a las variables ambientales (Tabla 2A en Anexo).

3.2 Variables físicas del cauce

Respecto a las variables físicas del cauce (Tabla 6) se observa que la subcuenca del Río Huasco se diferencia en mayor medida de las otras dos subcuencas, presentando valores promedios mayores de porcentaje de arena y ancho del cauce. Por otro lado, se puede observar que el sustrato de piedras y de bolones aumenta en las subcuencas de mayor altitud.

Respecto al porcentaje de vegetación de ribera, éste toma mayores valores para la subcuenca del Río Carmen, seguido de la del Río Huasco y finalmente el Río Transito.

Tabla 6. Promedio y desviación estándar de las variables físicas del cauce para cada subcuenca.

Variable	Unidad	Promedio ± Desviación Estándar Subcuenca			p - valor
		Río Huasco	Río Carmen	Río Transito	
Aren	%	0,474 ± 0,33	0,204 ± 0,22	0,179 ± 0,13	0,05*
Bolon	%	0,000 ± 0,00	0,223 ± 0,19	0,121 ± 0,14	0,00*
Piedr	%	0,391 ± 0,22	0,405 ± 0,17	0,516 ± 0,17	0,32
Grava	%	0,135 ± 0,14	0,169 ± 0,12	0,184 ± 0,11	0,55
VegR	%	0,482 ± 0,22	0,600 ± 0,16	0,300 ± 0,25	0,11
Prof	cm	30,643 ± 8,69	29,091 ± 4,84	28,87 ± 6,09	0,96
Ancho	M	33,200 ± 27,53	3,360 ± 1,71	5,387 ± 2,45	0,00*

* Diferencias significativas a $P \leq 0,05$.

3.3 Caracterización perturbaciones antrópicas

Los resultados del índice de perturbación antrópica desarrollado (Tabla7), indican que los sitios con las características de mayor perturbación fueron Huasco Bajo (37), Maitencillo (33), Nicolasa (35) y Panamericana (35), todos pertenecientes a la subcuenca del Río Huasco. En general los sitios de esta subcuenca presentaron mayor cercanía a los centros poblados, una mayor cantidad de puntos de descarga de RILES aguas arriba, condiciones de contaminación orgánica evidente y más desarrollo de infraestructura adyacente al río. Por otro lado, los sitios que presentaron menores valores de este índice fueron los ubicados en los sectores de cabecera de las subcuencas del Río Carmen y Río Transito, como lo son

Tres Quebradas (13), Valeriano (15), Potrerillo (15) y San Félix (15), los cuales al situarse en sitios más alejados de los centros poblados tomaron valores bajos en relación a la intervención del río por maquinaria, influencia de presas, descarga de RILES, contaminación orgánica, o la presencia de grandes extensiones de áreas de cultivo a su alrededor.

Tabla 7. Resultados del índice de perturbación antrópica para cada característica y sitio de muestreo.

Sitio	Valor obtenido para cada característica antrópica									Valor índice
	1°	2°	3°	4°	5°	6°	7°	8°	9°	
Huasco Bajo	5	5	1	3	5	5	5	3	5	37
Maitencillo	3	5	1	3	5	5	5	3	3	33
Nicolasa	3	5	1	3	5	5	5	3	5	35
Panamericana	5	5	3	3	3	5	3	3	3	35
Chépica	1	3	3	3	3	3	3	3	1	23
San Félix	1	3	1	1	1	1	3	3	1	15
Conjunción	1	1	3	1	1	1	3	5	1	17
Potrerillo	1	1	1	1	1	1	3	5	1	15
Tres Quebradas	1	1	1	1	1	1	3	3	1	13
Chollay	1	3	5	1	1	1	5	3	3	23
Laguna Grande	1	3	3	1	1	1	3	3	1	17
Valeriano	1	3	1	1	1	1	3	3	1	15

1°: Densidad poblacional comunal; 2°: Cercanía a un centro poblado; 3°: Intervención del río por maquinaria; 4°: Grandes presas aguas arriba; 5°: Descarga de RILES aguas arriba; 6°: Contaminación orgánica evidente; 7°: Infraestructura adyacente; 8°: Actividad minera; y 9°: Porcentaje de área de cultivo.

3.4 Macroinvertebrados bentónicos

3.4.1 Descripciones generales

Se registró un total de 35 taxa de macroinvertebrados bentónicos los cuales fueron identificados hasta el nivel taxonómico de Familia (Tabla 8), contabilizándose un total de 38.428 individuos de los cuales un 78% correspondieron a estadios larvales de grupos de insectos. Considerando el total de individuos recolectados, las familias de MIB más abundantes en la cuenca fueron las efémeras Baetidae (25,8%), los dípteros Chironomidae (21.8%), los crustáceos Hyalellidae (8,9%), los tricópteros Hydroptilidae (7%), los tricópteros Hydropsichyidae (6,5%), las efémeras Leptophlebiidae (6,3%), y los gusanos de la subclase Oligochaeta (5,9%). Respecto a las abundancias relativas la familia Baetidae del Orden Ephemeroptera y la familia Chironomidae del Orden Díptera fueron las que presentaron mayor proporción en promedio, para todos los sitios muestreados, siendo de un 34% y 21% respectivamente.

Tabla 8. Listado taxonómico de los macroinvertebrados bentónicos registrados en la Cuenca hidrográfica del Río Huasco, considerando cuatro campañas de muestreo (Septiembre 2017, Noviembre 2017, Abril 2018, Julio 2018).

Phylum	Clase (u Orden)	Familia	Código
Nematoda	Indeterminado	Indeterminado	-
Annelida	Oligochaeta	Indeterminado	Oli
	Hirudinea	Indeterminado	-
Plathelminthes	Tricladida	Dugesidae	Dug
Mollusca	Gastropoda	Lymnaeidae	Lym
		Planorbidae	-
		Physidae	Phy
	Bivalvia	Indeterminado	-
Crustacea*	Amphipoda	Hyalellidae	Hay
	Decapoda	Palaemonidae	-
Chelicerata*	Acari	Indeterminado	Aca
Hexapoda*	Collembola	Indeterminado	-
	Díptera	Simuliidae	Sim
		Chironomidae	Chi
		Ceratopogonidae	-
		Empididae	-
		Tipulidae	-
		Psychodidae	-
		Muscidae	-
		Blephariceridae	-
		Pelecorhynchidae	-
		Athericidae	-
		Tabanidae	-
		Trichoptera	Hydropsychidae
	Hydroptilidae		Pti
	Hydrobiosidae		Bio
	Sericostomatidae		-
	Ephemeroptera	Baetidae	Bae
		Leptophlebiidae	Lep
	Odonata	Coenagrionidae	-
		Achnidae	-
		Gomphidae	-
	Coleoptera	Elmidae	Elm
		Gyrinidae	-
		Dytiscidae	-

*Subphylum de Phylum Arthropoda.

3.4.2 Índices comunitarios

Para el indicador de diversidad biológica, el índice de Shannon Weaver, los valores promedios se situaron en un rango de 1,06 a 1,67, no mostrando un patrón claro a lo largo de la cuenca hidrográfica (Río Huasco: RH; Río Carmen: RC; Río Transito: RT). Los valores más altos se presentaron en los sitios Panamericana ($1,65 \pm 0,21$; RH), Chépica ($1,52 \pm 0,21$; RH) y Conjunción (1,67; RC), en cambio los valores promedios más bajos se obtuvieron en Huasco ($1,19 \pm 0,25$; RH), Maitencillo (1,06; RH) y Valeriano (1,06; RT). Se puede observar que los valores promedios para la riqueza van aproximadamente desde los siete diferentes taxa presentes, en lugares como Valeriano (RT) y Chollay (RT), hasta los 17, encontrados en sitios como Nicolasa (RH), Panamericana (RH) y Conjunción (RC).

Respecto a la abundancia total promedio de individuos de MIB, se destaca la subcuenca del Río Huasco, donde se sitúan los tres sitios con mayores valores, con más de 1.700 individuos por $0,54 \text{ m}^2$ del lecho, alcanzando el máximo en el sitio Maitencillo con 5.476 individuos. Los sitios con menor abundancia promedio corresponden a Chépica (RH), Chollay (RT) y Valeriano (RT), que no alcanzan más de 320 individuos en $0,54 \text{ m}^2$. Finalmente, para la dominancia, similar a la abundancia total promedio de individuos, nuevamente destaca la subcuenca del Río Huasco, en la que se presentan los sitios con valores promedios más altos para este indicador, cercanos a 0,45 (Huasco, Maitencillo y Nicolasa). En su contraparte, los sitios con mayor equitatividad promedio, corresponden a Panamericana (RH), Chépica (RH) y Conjunción (RC).

Tabla 9. Promedio \pm desviación estándar de los índices comunitarios para cada sitio muestreado considerando todas las temporadas.

Índice Sitio	Riqueza	Abundancia Total	Dominancia	Shannon Weaver	Equitatividad
Huasco	12,25 \pm 1,5	815,75 \pm 505	0,46 \pm 0,14	1,19 \pm 0,25	0,48 \pm 0,12
Maitencillo	13,00	5462,00	0,42	1,06	0,41
Nicolasa	16,00	3903,00	0,41	1,28	0,46
Panamericana	16,50 \pm 4,7	1745,25 \pm 1591	0,27 \pm 0,06	1,65 \pm 0,21	0,60 \pm 0,04
Chépica	11,25 \pm 5,2	319,75 \pm 287	0,29 \pm 0,06	1,52 \pm 0,21	0,67 \pm 0,11
San Félix	13,25 \pm 4,5	1302,75 \pm 1411	0,40 \pm 0,13	1,30 \pm 0,27	0,51 \pm 0,06
Potrerrillos	12,50 \pm 2,1	354,00 \pm 83	0,37 \pm 0,05	1,36 \pm 0,04	0,54 \pm 0,02
Tres Quebradas	13,00 \pm 2	1084,50 \pm 740	0,33 \pm 0,12	1,46 \pm 0,3	0,57 \pm 0,12
Conjunción	17,00	913,00	0,25	1,67	0,59
Chollay	9,60 \pm 2,5	198,33 \pm 144	0,32 \pm 0,1	1,50 \pm 0,17	0,67 \pm 0,12
Valeriano	7,00	100,00	0,52	1,06	0,54
Laguna Grande	12,30 \pm 2,6	1418,75 \pm 1148	0,40 \pm 0,14	1,32 \pm 0,27	0,53 \pm 0,07

3.4.3 Análisis permutacional multivariante de la varianza (PERMANOVA)

Los resultados del PERMANOVA arrojaron diferencias significativas (p -valor $<$ 0,05) entre las estructuras comunitarias de MIB para las temporadas, los sitios y la interacción entre ambos factores (Tabla 10). Estas diferencias se asocian principalmente al factor Sitio, el que presentó el mayor valor del “Pseudo-F”, el cual hace referencia a la existencia de una mayor diferenciación entre los sitios respecto a la variabilidad propia de cada sitio (González, 2018; Anderson et al., 2008).

Tabla 10. Resultados del Análisis Permutacional Multivariante de la Varianza (PERMANOVA).

Fuente	GL	SC	CM	Pseudo-F	P(perm)	Unique perms
Tem	3	22116	7371,9	5,7598	0,0001	9895
Sit	6	1,2355E+05	20592	16,089	0,0001	9847
Tem-Sit	17	66727	3925,1	3,0668	0,0001	9792
Res	134	1,715E+05	1279,9	-	-	-
Total	160	3,8271E+05	-	-	-	-

*Tabla copiada del software PRIMER v7. Tem = temporada; Sit = sitio.

Al realizar la prueba de pares para evaluar diferencias significativas entre las temporadas para cada sitio específico (Tabla 11), todos estos presentaron al menos una combinación de temporadas en las que las poblaciones de MIB no se diferenciaron (p -valor $> 0,05$), destacándose en mayor medida tres sitios: Huasco, San Félix y Laguna Grande, los cuales arrojaron entre tres a cuatro combinaciones de las seis posibles. Cabe destacar, que para cinco de los siete sitios muestreados temporalmente, las muestras de las temporadas 3 y 4 no tuvieron diferencias significativas. Esto estaría indicando que entre este periodo del año (abril a julio), al menos para la mayor parte de los sitios, las poblaciones de MIB no presentaron diferencias significativas en su estructuración.

Tabla 11. Resultados PERMANOVA de la prueba de pares para el factor Temporada en cada Sitio.

Sitio	Subcuenca	Pares de temporadas (1,2,3,4)	p-valor
Huasco	Río Huasco	1 – 4	0,0786
		2 – 3	0,0920
		2 – 4	0,1030
Panamericana	Río Huasco	3 - 4	0,2857
Chépica	Río Huasco	1 – 2	0,2278
		3 - 4	0,4785
San Félix	Río Carmen	1 – 3	0,0680
		2 – 3	0,0622
		2 – 4	0,1075
		3 – 4	0,1534
Tres Quebradas	Río Carmen	2 – 3	0,1162
Chollay	Río Tránsito	3 – 4	0,2591
Laguna Grande	Río Tránsito	1 – 2	0,4365
		1 – 4	0,0701
		3 - 4	0,0768

*Se muestran solo las combinaciones que no tuvieron diferencias significativas. Temporadas: 1= Septiembre 2017; 2 = Noviembre 2017; 3 = Abril 2018; 4 = Julio 2018.

Al realizar la prueba de pares para evaluar diferencias significativas entre los sitios para cada temporada (Tabla 13A, Anexo), en general todas las combinaciones presentaron diferencias significativas, lo que reafirma los resultados del test PERMANOVA principal.

3.5 Relaciones entre las variables ambientales y la fauna bentónica

3.5.1 Perturbaciones antrópicas y fauna bentónica

En relación a la comparación de los índices comunitarios entre el grupo de sitios perturbados y sitios no perturbados, sólo se evidenciaron diferencias significativas en dos de las ocho características comparadas (Tabla 12). El índice de Shannon Weaver, la Dominancia, la Equitatividad y la Riqueza fueron los que presentaron menor

diferenciación entre grupos. La abundancia de organismos evidenció valores promedios bastante distantes, diferenciándose en un orden de 1.000 organismos aproximadamente, en donde los sitios perturbados presentaron las mayores abundancias promedio, sin embargo, no se detectaron diferencias significativas por la gran variación intra sitio. Similar resultado se obtuvo con las abundancias de organismo tolerantes, observándose promedios bastante disimiles, siendo para el grupo de los sitios perturbados de 990 ± 1507 individuos y para el de los no perturbados de 267 ± 331 individuos, sin embargo, la alta variación intra sitio nuevamente impide evidenciar diferencias significativas entre grupos.

Por el contrario, la Abundancia de Intolerantes y la relación entre organismos tolerantes e intolerantes presentes, “Intolerantes/Tolerantes”, fueron las métricas comunitarias que mejor diferenciaron a los dos grupos. La abundancia de organismos intolerantes fue significativamente mayor en el grupo de sitios no perturbados, alcanzando un valor promedio de 181 ± 263 individuos, en comparación a lo obtenido para los sitios perturbados que fue de 8 ± 10 individuos. Respecto a la relación “Intolerantes/Tolerantes”, concordando con la mayor abundancia de organismos intolerantes en el grupo de sitios no perturbados, también se presentó un valor promedio más alto de esta métrica para este grupo, siendo de $1,21 \pm 1,79$, a diferencia de lo presentado en el grupo de los sitios perturbados que fue igual a $0,06 \pm 0,05$ (Tabla 12).

Tabla 12. Promedio \pm Desviación estándar y diferencias significativas de las características comunitarias entre sitios perturbados y no perturbados.

Característica Comunitaria	Sitios perturbados	Sitios no perturbados	p - valor
Shannon Weaver	1,37 \pm 0,32	1,35 \pm 0,25	0,83
Abundancia	1960 \pm 1820	941 \pm 981	0,19
Dominancia	0,37 \pm 0,13	0,38 \pm 0,12	0,97
Equitatividad	0,52 \pm 0,1	0,54 \pm 0,08	0,86
Riqueza	14,4 \pm 3,57	12,45 \pm 3,33	0,21
Abundancia Tolerantes	990 \pm 1507	267 \pm 331	0,34
Abundancia Intolerantes	8 \pm 10	181 \pm 263	0,00 *
Intolerantes/Tolerantes	0,06 \pm 0,05	1,21 \pm 1,79	0,00 *

* Diferencias significativas a $p \leq 0,05$.

3.5.2 Física química del agua y fauna bentónica

El resultado del Detrended Correspondence Analysis (DCA) sobre la matriz de abundancia de MIB, arrojó un tamaño del gradiente del primer eje igual a 2.1, verificando así la distribución lineal por parte de los datos, supuesto necesario para la realización del Análisis de Redundancia Canónica (RDA).

Los resultados del RDA considerando todas las variables ambientales de la Tabla 4, en sus primeros dos ejes dio cuenta de un 58,3% de la varianza de la relación entre las comunidades de MIB y las variables ambientales. Luego de realizado el procedimiento de “forward selection”, el conjunto de variables ambientales se redujo a cuatro, usando el test de permutaciones de Monte Carlo (999 permutaciones) y un p-valor $< 0,05$, terminaron seleccionadas las siguientes variables: Fosfato (PO₄), Arsénico (As), Aluminio (Al) y Cloruro (Cl). A pesar del resultado de “forward selection” arrojado por el software, se consideró pertinente incluir cinco variables ambientales más en el RDA, por la gran relevancia de éstas en la determinación de la fauna bentónica de los ecosistemas acuáticos.

Éstas fueron: pH, Temperatura (Tem), Nitrógeno total (NT), Conductividad eléctrica (CE) y los Sólidos suspendidos totales (SST).

El RDA resultante (Figura 4), en sus primeros dos ejes da cuenta del 63,2% del total de la varianza de la relación entre las comunidades de MIB y las variables ambientales incluidas en el modelo, y un 31,2 % de la variación total de las comunidades de MIB. El test de significancia de Monte Carlo para el primer y todos los ejes canónicos (999 permutaciones), mostró significancias con un p-valor $< 0,05$.

Sólo 14 familias de MIB fueron seleccionadas por presentar una abundancia relativa de $> 1\%$ por sitio de muestreo, las cuales se encuentran enlistadas con su código en la Tabla 8. Se incluyó también la información de la abundancia de coliformes obtenida para cada sitio de muestreo, mostrándose en el gráfico con la abreviación “Coli”, como variable suplementaria indicadora de contaminación orgánica o sectores eutrofizados.

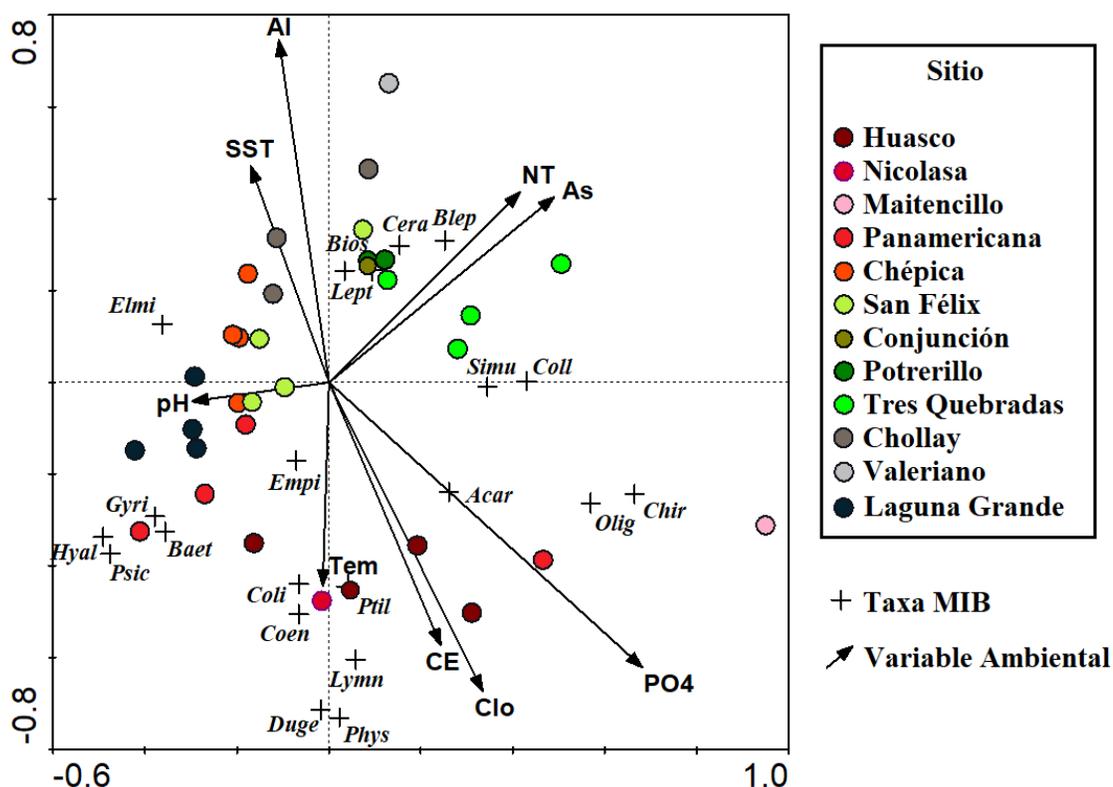


Figura 4: Análisis de Redundancia Canónica (RDA) para los sitios, variables ambientales y los taxa de MIB de la cuenca hidrográfica del Río Huasco. Sitios en tonalidades rojizas localizados en la subcuenca del Río Huasco; Sitios en tonalidades verdes localizados en la subcuenca del Río Carmen; Sitios en tonalidades grises localizados en la subcuenca del Río Transito.

El primer eje canónico explicó el 38,4% de la varianza total de los datos, y se encontró correlacionado positivamente con el fosfato (0,68), el arsénico (0,49) y el nitrógeno total (0,41) principalmente. Por otro lado, se encontró correlacionado negativamente con el pH (-0,29) y en menor grado con los sólidos suspendidos totales (-0,17). En relación al segundo eje canónico, este explica el 24,8% de la varianza de los datos, encontrándose correlacionado positivamente con el gradiente de concentración de metales, representado

por el aluminio (0,74), con los sólidos suspendidos totales (0,47) y el nitrógeno total (0,41). De forma negativa, se encuentra correlacionado con el cloruro (-0,67), el fosfato (-0,62), la conductividad eléctrica (-0,57) y en menor medida con un gradiente de temperatura (-0,44).

La Figura 4 muestra un claro gradiente ambiental que va desde las zonas de mayor altitud (sitios ubicados en los cuadrantes superiores del gráfico), hasta las más cercanas a la desembocadura (sitios ubicados en los cuadrantes inferiores del gráfico). Este gradiente se ve determinado principalmente por la concentración de metales, representado en el gráfico por el aluminio, el cual se encuentra relacionado a la presencia de otros metales como el Zn, Fe, Mn, entre otros (ver Figura 3), también a la temperatura, y a la conductividad eléctrica, relacionada a la mayor concentración de sales minerales como cloruros, sulfatos y fosfatos que van en aumento desde los sitios de mayor altitud como Tres Quebradas y Valeriano, hasta los más cercanos a la desembocadura representada por los sitios Huasco, Maitencillo y Nicolasa, donde alcanzan los mayores valores.

Respecto a la posición en el gráfico por parte de los taxa de MIB (Figura 4), se puede observar la diferenciación de ensambles particulares a lo largo de la cuenca según sus afinidades al gradiente ambiental descrito previamente. Específicamente, para la parte baja de la cuenca, en el sector inferior derecho del gráfico, con altas concentraciones de sales, nutrientes, elevada conductividad eléctrica y temperatura, se encuentra un ensamble de organismos compuesto por las planarias (Duge), los moluscos (Phys y Lymn), los odonatos de la familia Coenagrionidae (Coen) y la familia de tricópteros Hydroptilidae (Ptil). Aisladamente a la derecha, se observa el ensamble compuesto por los oligoquetos

(Olig) y los Chironómidos (Quir), organismos que presentaron sus mayores abundancias en el sitio Maitencillo, el que se observa en el gráfico como un dato “outlier”. Se destaca que en todo este sector se posiciona la variable relacionada a la abundancia de coliformes (Coli).

Por otro lado, al costado inferior izquierdo se posiciona un ensamble de taxa compuesto por las familias Gyrinidae (Gyri), Baetidae (Baet), Hydropsychidae (Psyc) y Hyalellidae, representando a cuatro órdenes diferentes, Coleoptera, Ephemeroptera, Trichoptera y Amphipoda respectivamente. Ensamble que se posiciona cercano a sitios de las tres subcuencas principales.

Para el sector superior derecho del gráfico se posicionan los sitios de mayor altitud pertenecientes principalmente a la subcuenca del Río Carmen, destacándose por poseer las mayores concentraciones de nitrógeno total y arsénico, y encontrándose un ensamble particular de taxa compuesto por organismos como los tricópteros de la familia Hydrobiosidae (Bios), las efémeras de la familia Leptophlebiidae (Lept) y los dípteros de la familia Blephariceridae (Blep).

4. DISCUSIÓN

Planteamientos generales

La estructura poblacional y comunitaria de los MIB se vió modificada a lo largo de la cuenca hidrográfica del Río Huasco, formando ensambles taxonómicos particulares que se relacionaron con sitios específicos. Es decir, los MIB respondieron significativamente a la variación de las condiciones ambientales, concordando con su característica de ser bioindicadores. Los cambios resultantes tuvieron concordancia con el gradiente de perturbación de hábitat, identificado por medio del “Índice de perturbación antrópica”, donde los sitios considerados en buen estado ecológico presentaron una abundancia significativamente mayor de organismos catalogados como poco tolerantes, además de presentar una mejor calidad físico-química del agua, a diferencia de los sitios catalogados como altamente perturbados, los cuales presentaron condiciones de eutrofización y deterioro físico del hábitat evidentes, condiciones que se pudieron ver reflejadas por medio de los ensambles de MIB capturados, donde proliferaron organismos considerados como altamente tolerantes en desmedro de los taxa sensibles. Sin embargo, el índice de diversidad Shannon-Weaver mostró una gran variabilidad, no concordando con la hipótesis planteada, lo que sugiere una mayor complejidad de respuesta frente a las perturbaciones y las condiciones ambientales.

Variables ambientales en la cuenca

En relación a los aspectos físicos del hábitat, el patrón evidenciado concordó con las descripciones realizadas para los ríos de Chile (Molina y Vila, 2006), donde los sitios de

mayor altitud presentaron características típicas de hábitats ritrales de las cubetas, como lo son las mayores pendientes y velocidades de la corriente, lo que tiene una estrecha relación con los tamaños del sustrato asociados, siendo los mayores para toda la cuenca hidrográfica (compuestos en gran medida por piedras y bolones). Siguiendo el gradiente del hábitat físico, el ancho del cauce empieza a aumentar con la disminución de la altitud y la pendiente, presentando las menores velocidades de corriente en el potamón, lo que permite la acumulación de sustratos más finos en el lecho del río. Es importante destacar que este gradiente físico del hábitat es sumamente determinante de la composición comunitaria de los MIB, ya que suministra el espacio físico y proporciona la fuente de alimento para las especies (Pardo et al., 2002), encontrándose por lo general que, a una mayor heterogeneidad y complejidad del hábitat, existe una mayor diversidad de especies (Robson y Chester, 1999).

Las características físicas y químicas del agua señalaron un gradiente desde las zonas altas a las bajas del río, determinado principalmente por la disolución de sales minerales, el aumento de la temperatura y la conductividad eléctrica, lo que se relaciona a la mayor concentración de cloruros, sulfatos y fosfatos, en la parte baja de la cuenca. Los sitios de mayor altitud, situados en la subcuenca del Río Carmen presentaron las mejores calidades de agua, que a pesar de estar relacionadas a la presencia de metales, éstas fueron de bajas concentraciones. Cabe destacar los mayores niveles de nitrógeno asociados a este sector, los cuales pueden asociarse al flujo de entrada de materia orgánica desde los ecosistemas de bofedales, situados a mayor altitud (Squeo et al., 2006), e indirectamente a la presencia

de grandes camélidos silvestres, como guanacos (*Lama guanicoe*), que cohabitan estos ecosistemas (Cortés et al., 2006).

Los resultados del RDA evidenciaron que los sitios pertenecientes a la subcuenca del Río Huasco, en aspectos físicos y químicos del agua abarcaron un mayor gradiente de condiciones ambientales respecto a las otras dos subcuencas. Este cobra sentido al tener presente que esta subcuenca comprende todo el hábitat de potamón y parte del ritrón, desde la desembocadura en el mar hasta cerca de los 800 m s.n.m. donde ocurre la confluencia del Río Transito y Río Carmen.

Relación ensambles de MIB con perturbaciones antrópicas

En relación a las perturbaciones antrópicas los sitios de la subcuenca del Río Huasco presentaron condiciones de contaminación orgánica evidente, lo que se constató en terreno al observar espuma en la superficie del río, elevados florecimientos de algas, olor a gases característicos de la descomposición anaeróbica que se produce en el sustrato, y concentrar las mayores abundancias de coliformes de toda la cuenca. Dentro del ensamble de MIB que podría estar indicando este tipo de condiciones, se destacan grupos oportunistas como oligoquetos, quironómidos y gastrópodos, organismos que son capaces de tolerar altas concentraciones de carga orgánica y extensos periodos con bajas concentraciones de oxígeno disuelto, alcanzando altas tasas reproductivas (Welch 1992; Kolar y Frank, 1993; Muñoz y Prat 1996; Beavan et al. 2001; Kay et al., 2001; Newall y Tiller, 2002). Es interesante destacar que la mayor abundancia de estos individuos se encontró en el sitio “Maitencillo”, el cual presentó la mayor abundancia total de organismos de toda la cuenca, con un 90% conformado por oligoquetos y quironómidos.

Similar al grupo mencionado, las planarias de la familia DugesIIDae también podrían considerarse como un indicador de contaminación orgánica, ya que presentaron sus mayores abundancias en ésta subcuenca, y han sido descritas como organismos carroñeros con capacidad para soportar la disminución del oxígeno disuelto en el agua (Muñoz y Vélez, 2007), por lo que condiciones de eutrofización podrían estar favoreciendo su presencia.

De acuerdo a lo anteriormente dicho, los ensambles de MIB hallados en la subcuenca del Río Huasco concuerdan con los resultados esperados, existiendo una estrecha relación con el índice de perturbación antrópica, ya que todos los sitios catalogados como altamente perturbados solo se presentaron en esta subcuenca. Además, todos los organismos mencionados, figuraron como “tolerantes” de acuerdo a los valores de tolerancia utilizados y descritos en el ChIBF (Figuroa et al., 2007), exceptuando la familia DugesIIDae. La mayor densidad poblacional, la actividad agrícola y el vertimiento de RILES en esta parte de la cuenca, son todos factores claves que podrían estar gatillando las altas concentraciones de materia orgánica evidenciadas, y en términos generales el alto impacto antrópico sobre el ecosistema fluvial (Allan, 2004).

Para las zonas de mayor altitud los valores del índice de perturbación antrópica presentaron los valores más bajos dentro de la cuenca, concordando con las mejores características físico-químicas del agua, lo que también se evidenció con los ensambles de MIB encontrados, compuestos por organismos de baja tolerancia según el ChIBF (Figuroa et al., 2007), y descritos como indicadores de buena calidad de las aguas, como las familias de efémeras Leptophlebiidae, los tricópteros Hydrobiosidae, los dípteros

Blephariceridae y los coleópteros Elmidae (Domínguez y Fernández, 2009; Tachet et al., 2010; Figueroa et al., 2007), ensambles que se presentaron en sitios de cabecera como Tres Quebradas, Conjunción, Potrerillos y Valeriano.

Índices comunitarios

Los resultados del índice de diversidad de “Shannon Weaver”, no evidenciaron un patrón marcado a lo largo de la cuenca, mostrando gran variación para cada sitio y temporada. Los mayores y menores valores se presentaron en las tres subcuencas estudiadas, e incluso algunos sitios presentaron ambos extremos dependiendo de la temporada. Por ejemplo, de los seis valores más altos obtenidos para el índice, cuatro de ellos se presentaron en la subcuenca más impactada antrópicamente, resultado que no concuerda con la hipótesis planteada en este trabajo, la que esperaba que sitios con mayor impacto presentaran los valores más bajos del índice como una consecuencia del deterioro ecológico del sistema. Se hipotetiza que estos sitios no se diferenciaron significativamente respecto a los sitios de cabecera en términos del índice de Shannon-Weaver, debido a las características de hábitat de la subcuenca en que se encuentran, la cual abarcó un mayor gradiente ambiental, y presentó condiciones típicas de potamón, como lo es un mayor ancho del cauce, lo que podría asociarse a la existencia de una mayor variedad de microhábitats, y con ello a la posibilidad de albergar una mayor diversidad biológica.

Específicamente para el sitio Panamericana, que presentó perturbaciones de alta intensidad y resultó ser el segundo sitio con mayor diversidad de MIB promedio de la cuenca, además de poseer un gran ancho del cauce en relación a la cuenca, este presentó uno de los porcentajes de sustrato de piedra más altos (61% en promedio), siendo el

segundo sustrato de mayor tamaño considerado, el que según investigaciones se correlaciona positivamente con la riqueza de especies que se encuentra en el lecho de los ríos (Reice, 1980; Allan, 1975).

Los otros dos valores más altos del índice de Shannon-Weaver encontrados, se obtuvieron en sitios de cabecera de la subcuenca del Río Carmen, específicamente en Tres Quebradas y Conjunción, concordando para estos casos en ser sitios que si conservan en gran medida su integridad ecológica, y que presentaron los niveles de menor exposición a perturbaciones humanas.

Para el caso de los seis valores más bajos de este índice, se destaca que tres de ellos se encontraron en la subcuenca más impactada antrópicamente, específicamente en el sitio Huasco Bajo y Quebrada Maitencillo, concordando con la teoría. Sin embargo, el sitio Valeriano, a pesar de ser considerado uno de los sitios con baja perturbación antrópica, presentó también uno de los valores más bajos de este índice y el mayor en Dominancia, lo que podría asociarse a condiciones particulares de su hábitat, como lo fue la alta velocidad de la corriente observada, que podría no estar permitiendo el establecimiento de una gran diversidad de MIB, y que además dificulta el trabajo de recolección de muestras biológicas.

En relación al índice de Equitatividad destacaron los sitios Chollay y Chépica con los valores más altos, que además se posicionaron en el gráfico del RDA (Figura 4) cercanos a sitios y grupos de organismos que presentan buenas condiciones ecológicas. Sin embargo, a pesar de que los resultados sugieren buenas condiciones, estos sitios presentaron fuertes impactos en su hábitat por la intervención del río con maquinaria de

remoción de sustrato y encauce, que destruye en gran medida la vegetación de ribera, o la actividad agrícola existente a sus alrededores. Ambas actividades pueden asociarse a los altos niveles de SST que se registraron, lo que puede provocar una disminución de la producción de perifiton en el sistema (Munné et al., 2003; Allan, 2004), y con ello la alteración de una fuente de alimento esencial para el desarrollo de la fauna bentónica. Por tanto, estas actividades conducen al detrimento de las condiciones de hábitat para albergar organismos como los macroinvertebrados bentónicos (Pardo et al., 2002), lo que se podría estar evidenciando al presentar las menores abundancias de toda la cuenca.

Solo dos de las métricas comunitarias medidas, mostraron ser indicadores efectivos de diferenciación entre los sitios de los extremos del gradiente de perturbación antrópica, estando éstas relacionadas principalmente con la abundancia de organismos intolerantes presentes en la comunidad. De acuerdo a los resultados obtenidos, los valores de tolerancia para cada taxa utilizados en este análisis, mostraron ser apropiados para estudiar las comunidades de MIB, y su relación con las perturbaciones antrópicas sobre el ecosistema fluvial.

Finalmente, como explicación a la no concordancia de algunos de los resultados de los índices comunitarios, frente a la caracterización de las perturbaciones humanas en los sitios, cabe mencionar: 1) los sistemas ecológicos pueden responder de formas muy variadas frente a las perturbaciones antrópicas y naturales, no necesariamente mostrando un patrón lineal del detrimento de las características comunitarias; 2) se ha descrito que la diversidad biológica incluso puede verse incrementada frente a niveles moderados de intensidad o frecuencia de las perturbaciones (Connell, 1978; Ward y Tockner, 2001), como

lo que podría resultar frente a la extracción de vegetación ribereña y una agricultura de baja intensidad, que, en sus inicios al permitir una mayor entrada de luz, nutrientes y un aumento de la temperatura, podría incrementar la biomasa de perifiton y abundancia de macroinvertebrados, sin una disminución evidente de la diversidad (Allan, 2004); y 3) los efectos netos de la fragmentación del hábitat fluvial producto de perturbaciones antropogénicas, no están claros aún, y en algunos casos el fuerte impacto sobre el hábitat puede generar un aumento de la heterogeneidad, y con ello también de la biodiversidad del sistema (Fuller et al., 2015).

Comparación con cuencas similares

Se pudieron identificar 35 taxa de MIB a nivel de familia a lo largo de la cuenca hidrográfica del Río Huasco, valor ligeramente inferior al registrado diez años atrás en las zonas de mayor altitud de las subcuencas del Río Transito y Río Carmen, en el que se encontraron un total de 43 familias diferentes de MIB (Alvial et al., 2013). Esta diferencia podría asociarse, por un lado, al mayor esfuerzo de muestreo realizado en el estudio mencionado, y por otro, al muestreo de un ecosistema ubicado a mayor altitud que no se abarcó en el presente estudio, el ecosistema de bofedales, el cual puede tener asociada una rica y particular diversidad biológica diferente a otros tramos de la cuenca (Squeo et al., 2006). Sin embargo, al comparar el valor resultante con el registrado en la revisión de Palma (2013), los resultados exceden en gran medida el número de taxa previamente registrado para la cuenca, en el que se mencionaba la presencia de tan solo 10 taxa de MIB.

En comparación a otras cuencas de similares características climáticas, como lo es la cuenca hidrográfica del Río Elqui, en la que se han encontrado un total de 38 familias de MIB (Alvial et al., 2012), o la cuenca hidrográfica del Río Limarí, con un registro de 45 familias de MIB (Carvacho, 2012; Palma, 2013), los resultados obtenidos en el presente estudio son ligeramente inferiores, lo que podría deberse a: 1) la diferencia de metodologías utilizadas, 2) el mayor detalle taxonómico logrado en los estudios de las otras cuencas (e.g, distinguiéndose diferentes familias de la clase “Oligochaeta”), y por último, 3) a la consideración de ciertos taxa como “Ostracoda” o “Cladocera”, como parte de la comunidad de MIB, a diferencia del presente estudio en el que fueron considerados como parte del zooplancton acuático y por tanto no contabilizados en el caso de haber sido encontrados.

Los valores bajos de este índice se deben en gran medida a que los cálculos se encuentran basados en la resolución taxonómica de familia, por lo que estas estimaciones podrían estar muy alejadas de la diversidad real de MIB presente en la cuenca, sobre todo considerando la presencia en gran abundancia de familias con una alta riqueza de géneros, como lo es la familia de dípteros Chironomidae (Carvacho, 2012).

Estabilidad temporal de las comunidades

En relación a la variabilidad temporal de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos, se evidenció que la mayor estabilidad ocurrió durante las temporadas de Abril y Julio de 2018, periodo en que la mayor parte de los sitios muestreados no presentaron diferencias. Particularmente los sitios Huasco, San Félix y Laguna Grande fueron los que presentaron una comunidad más estable y continua en el tiempo. Esta información es

importante de destacar pues puede servir de contraste y línea de base frente a alguna perturbación (antrópica o natural) que afecte a estos sistemas, lo que probablemente evidenciaría un cambio de mayor magnitud en la estructuración de las comunidades que la ocurrida por su propia variabilidad intra - anual.

Se hace necesario incorporar nuevos estudios que evalúen la variabilidad de las comunidades en un rango temporal inter anual, lo que permita una aproximación cada vez más certera de la realidad ecológica de la cuenca del Río Huasco.

5. CONCLUSIONES

A partir del análisis de los resultados obtenidos en el presente estudio, es posible concluir que:

1. Las asociaciones entre las variables ambientales y los ensambles de MIB, tuvieron concordancia con relaciones descritas previamente, proliferando en condiciones de mayor impacto antrópico, eutrofización y deterioro físico del hábitat organismos tolerantes como oligoquetos, quironómidos y gasterópodos. Al contrario, en los sitios de mayor altitud que presentaron bajas perturbaciones antrópicas, conductividades eléctricas y concentraciones de metales, se presentaron organismos sensibles pertenecientes a familias como Leptophlebiidae, Hydrobiosidae y Blephariceridae.

2. La diversidad taxonómica de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos no disminuye significativamente en los sitios con mayor perturbación antrópica como fue planteado en la hipótesis. Se sugiere que esto podría deberse a: 1) la mayor complejidad del hábitat que presentaron los sitios más perturbados, 2) que el nivel taxonómico de familia no permite evidenciar la real variación de la diversidad a lo largo de la cuenca, y/o 3) la complejidad de respuestas que pueden producir las perturbaciones antrópicas sobre la diversidad biológica.
3. La abundancia de los taxa de mayor sensibilidad es una característica comunitaria clave para evidenciar diferencias significativas entre los extremos del gradiente de perturbación humana, a diferencia de lo ocurrido con la abundancia de taxa tolerantes que mostró una gran variabilidad entre los sitios.
4. Considerando el amplio gradiente temporal y espacial abarcado de las variables ambientales y las comunidades de MIB de la cuenca hidrográfica del Río Huasco, el presente estudio levanta información de gran relevancia para el desarrollo de estrategias de biomonitoreo que promuevan la protección y uso adecuado de este importante ecosistema fluvial en el tiempo.

6. BIBLIOGRAFÍA

- Acosta, R., Ríos, B., Rieradevall, M. y Prat, N. 2009. Propuesta de un protocolo de evaluación de la calidad ecológica de ríos andinos (CERA) y su aplicación a dos cuencas en Ecuador y Perú. *Limnetica*. 28(1): 35 – 64.
- Allan, J. 1975. The distributional ecology and diversity of benthic insects in Cement Creek, Colorado. *Ecology*. 56: 1040 – 1053.
- Allan, J. 2004. Landscape and Riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*. 35: 257-84.
- Alvial, I., Orth K., Durán B., Álvarez, E. y Squeo, F., 2013. Importance of geochemical factors in determining distribution patterns of aquatic invertebrates in mountain streams south of the Atacama Desert, Chile. *Hydrobiologia*. 709: 11–25.
- Alvial, I., Tapia, D., Castro, M., Duran, B. y Verdugo, C., 2012. Analysis of benthic macroinvertebrates and biotic índices to evaluate water quality in rivers impacted by mining activities in northern Chile. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*. 407, 01.
- Anderson, M., Gorley, R. y Clarke, K. 2008. PERMANOVA+ for PRIMER: Guide to software and statistical methods. PRIMER-E: Plymouth, UK.
- Arimoro, F. y Keke, U., 2016. The intensity of human-induced impacts on the distribution and diversity of macroinvertebrates and water quality of Gbako River, North Central, Nigeria. *Energy, Ecology and Environment*. DOI 10.1007/s40974-016-0025-8.
- Beavan, L., Sadler, J. y Pinder, C. 2001. The invertebrate fauna of a physically modified urban river. *Hydrobiologia*. 445: 97 – 108.
- Bonada, N.; N. Prat; V. H. Resh & B. Statzner. 2006. Developments in aquatic insect biomonitoring: A comparative analysis of recent approaches. *Annu. Rev. Entomol.* 51: 495– 523.

Bonada, N., Prat, N., Munné, A., Rieradevall, M., Alba-Tercedor, J. 2002. Criterios para la selección de condiciones de referencia en los ríos mediterráneos. Resultados del proyecto GUADALMED. *Limnetica*. 21(3-4): 99 – 114.

Bode R. W. 1988. Quality assurance work plan for biological stream monitoring in New York State. Stream Biomonitoring Unit, Bureau of Monitoring and Assessment, Division of Water, New York State Department of Environmental Conservation, Albany, N.Y., 58 pp.

Carvacho, C., 2012. Estudio de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos y desarrollo de un índice multimétrico para evaluar el estado ecológico de los ríos de la cuenca del Limarí en Chile. Tesis de Maestría. Universidad de Barcelona, Barcelona.

Clarke, K. y Warwick, R. 2001. Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation, 2nd edition. PRIMER-E: Plymouth.

Clarke, K. y Gorley, R. 2006. PRIMER v6: User Manual/Tutorial. PRIMER-E: Plymouth.

Connell, J. 1978. Diversity in tropical rainforests and coral reefs. *Science*. 199: 1302 – 1310.

Cortés, A., E. Miranda y F. López-Cortés, 2006. Abundancia y dieta del camélido *Lama Guanicoe* en un ambiente altoandino del Norte-centro de Chile. In Cepeda, P. (ed.), *Geoecología de los Andes desérticos. La Alta Montaña del Valle del Elqui*. Ediciones Universidad de La Serena, La Serena: 383–411.

Domínguez, E. y Fernández, H. R. (Eds.). 2009. Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. *Sistemática y biología*. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina. 656 pp.

Ferrú, M. y Fierro, P. 2015. Estructura de macroinvertebrados acuáticos y grupos funcionales tróficos en la cuenca del río Lluta, desierto de Atacama, Arica y Parinacota, Chile. *IDESIA*. 33(4): 47 – 54.

Figueroa, R., Palma, A., Ruiz, V., y Niell, X., 2007. Análisis comparativo de índices bióticos utilizados en la evaluación de la calidad de las aguas en un río mediterráneo de Chile: río Chillán, VIII Región. *Revista Chilena de Historia Natural*. 80: 225-242.

Figueroa, R., Valdovinos, C., Araya, E. y Parra, O. 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., Ruíz, Victor H., Encina-Montoya, F., Palma, A. 2005. Simplificación en el uso de macroinvertebrados en la evaluación de la calidad de las aguas en sistemas fluviales. *Interciencia*. 30(12): 770-774.

Fuller, M., Doyle, M. y Strayer, D. 2015. Causes and consequences of habitat fragmentation in river networks. *Annals of the New York academy of sciences*.x 1355: 31 – 51.

Gichana, Z., Njiru, M., Okoth, P. & Onderi, F. 2015. Effects of human activities on benthic macroinvertebrate community composition and wáter quality in the upper catchment of the Mara River Basin, Kenya. *Lakes and Reservoirs: Research and Management*. 20: 128-137.

Graeber, D., Jensen, T., Rasmussen, J., Riis, T., Wiberg-Larsen, P. 2017. Multiple stress response of lowland stream benthic macroinvertebrates depends on hábitat type. *Science of the Total Environment*. 599: 1517-1523.

González, L. 2018. Técnicas multivariantes de clasificación y comparación de grupos para matrices con más variables que individuos. Trabajo de fin de grado de estadística. Universidad de Salamanca.

Hamada, N., Nessimian, J. y Querino, R. 2014. Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomía, biología e ecología. Editora do INPA. Manaus, Brasil. 724pp.

Hilsenhoff, W. 1988. Rapid field assessment of organic pollution with a family level biotic index. *Journal of the North American Benthological Society*. 7: 65 – 68.

Hutchinson, G. E. 1978. An introduction to population ecology. Yale University Press, New Haven.

Kalogianni, E., Vourka, A., Karaouzas, I., Vardakas, L., Laschou, S. 2017. Combined effects of wáter stress and pollution on macroinvertebrate and fish assemblages in a Mediterranean intermittent river. *Science of the Total Environment*. 603: 639-650.

Karaouzas, I., Smeti, E., Vourka, A., Vardakas, L., Mentzafou, A. 2017. Assessing the ecological effects of wáter stress and pollution in a temporary river – Implications for wáter management. *Science of the Total Environment*.

Karr, J. 1999. Defining and measuring river health. *Freshwater Biology*. 41: 221-234.

Kasangaki, A., Babaasa, D., Efitre, J., McNeilage, A., y Bitariho, R. 2006. Links between anthropogenic perturbations and benthic macroinvertebrate assemblages in Afromontane forest streams in Uganda. *Hydrobiologia*. 563: 231–245.

Kay, W., Halse, S., Scanlon, M. y Smith, M. 2001. Distribution and environmental tolerances of aquatic macroinvertebrate families in the agricultural zones of southwestern Australia. *Journal of the North American Benthological Society*. 20: 182 – 199.

Krebs, C.J. 1972. *Ecology. The Experimental Analysis of Distribution and Abundance*. Harper and Row, New York. 694 pp.

Kolar, C. y Frank, J. 1993. Interaction of a biotic factor (predator presence) and abiotic factor (low oxygen) as an influence on benthic invertebrates communities. *Oecología*. 952: 210 – 219.

Lennat DR. 1993. Abiotic index for the southeastern United States: derivation and list of tolerance values, with criteria for assigning water-quality rating. *Journal of the North American Benthological Society* 12: 279-290.

Leps, J. y Smilauer, P. 2003. *Multivariate analysis of ecological data using CANOCO*. Cambridge University Press. New York, United States of America.

Luebert, F. y Pliscoff, P. 2006. Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile. Santiago de Chile: Editorial Universitaria.

Mackie GL. 2001. Applied aquatic ecosystem concepts. Kendall/Hunt Publishing Company, Dubuque, Iowa, USA. 744 pp.

Miyazono, S. y Taylor, C. 2013. Effects of hábitat size and isolation on species immigration-extinction dynamics and community nestedness in a desert river system. *Freshwater Biology*. 58: 1303 – 1312.

Molina, X. y Vila, I. 2006. Manual de evaluación de la calidad del agua. Centro Nacional del Medio Ambiente (CENMA), Laboratorio Limnología, Facultad de Ciencias, Universidad de Chile.

Munné, A., Prat, N., Solá, C., Bonada, N., y Rieradevall, M. 2003. A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams. QBR index. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystem*, 13: 147 – 164.

Muñoz, M. y Vélez, I. 2007. Redescrición y algunos aspectos ecológicos de *Girardia tigrina*, *G. cameliae* y *G. paramensis* (Dugesiidae, Tricladida) en Antioquia, Colombia. *Revista Mexicana de Biodiversidad*. 78: 291 – 301.

Muñoz, I. y Prat, N. 1996. Effects of wáter abstraction and pollution on macroinvertebrate community in mediterranean river. *Limnética (España)*. 12: 9 – 16.

Newall, P. y Tiller, D. 2002. Derivation of nutrients guidelines for streams in Victoria, Australia. *Environmental Monitoring and Assessment*. 74: 85 – 103.

Niemayer, F. 2005. Hoyas hidrográficas de Chile, Tercera Región. Santiago de Chile: Ministerio de Obras Públicas (Chile), Dirección General de Aguas.

Niemayer, F. y Cereceda, T. 1984. Hidrografía. Geografía de Chile. Tomo VIII. Instituto Geográfico Militar. Chile.

- Palma A. 2013. Guía para la identificación de invertebrados acuáticos. 1era Edición. 122 pp.
- Pardo, I., Álvarez, M., Casas, J., Moreno, J., Vivas, S. 2002. El hábitat de los ríos mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de hábitat. *Limnetica*. 21(3-4): 115 – 133.
- Prat, N., Munné A., Rieradevall M, Solà C. y Bonada N. 2000. ECOSTRIMED Protocol per determinar l'estat ecològic dels rius mediterranis. Diputació de Barcelona, Àrea de Medi Ambient, Barcelona, Cataluña, Espana. 94 pp.
- Prat, N., Ríos, B., Acosta, R. y Rieradevall, M. 2009. Los macroinvertebrados como indicadores de calidad de las aguas. In: Domínguez, E. y Fernández, H. R. (Eds.). 2009. Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. pp. 631 – 654. Fundación Miguel Lillo, Tucumán, Argentina.
- Resh, V. H., 2008. Which group is best? Attributes of different biological assemblages used in freshwater biomonitoring programs. *Environ. Monit. Assess.* 138: 131–138.
- Reice, S. 1980. The role of substratum in benthic macroinvertebrate microdistribution and litter decomposition in a woodland stream. *Ecology*. 61(3): 580 – 590.
- Robson, B. y Chester, E. 1999. Spatial patterns of invertebrate species richness in a river: the relationship between riffles and microhabitats. *Australian Journal of Ecology*. 24: 599 – 607.
- Roldán G. 1988. Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad del agua. *Ecología, Revista de la Academia Colombiana de Ciencia (Colombia)* 88: 375 - 387.
- Rosemberg, D. y Resh, V. 1993. Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman & Hall, New York. 488pp.
- Santibáñez, F., Santibáñez, P y González, P. 2016. Elaboración de una base digital del clima comunal del Chile: línea base (1980 – 2010) y proyección al año 2050. Estudio encargado por el Ministerio del Medio Ambiente. Chile.

Springer, M. 2010. Biomonitoring acuático. *Revista de Biología Tropical*. 58(4): 53 – 59.

Squeo, F., Warner, B., Aravena, R. y Espinoza, D. 2006. Bofedales: high altitude peatlands of the central Andes. *Revista Chilena de Historia Natural*. 79: 245 – 255.

Tachet, H., Richoux, P., Bournaud, M. y Usseglio-Polatera P. 2010. *Invertébrés D'eau Douce. Systématique, biologie, écologie*. CNRS Éditions, Paris. 607 pp.

Ward, J. y Tockner, K. 2001. Biodiversity: towards a unifying theme for river ecology. *Freshwater Biology*. 46: 807 – 819.

Welch, E. 1992. *Ecological effects of wastewater. Applied limnology and pollutant effects*. Second edition. Chapman y Hall, Norwell, Massachusetts, USA. 425pp.

ANEXO

Tabla 1A. Valores de tolerancia para macroinvertebrados bentónicos dulceacuícolas para ríos mediterráneos de Chile (ChIBF). Figueroa et al. (2007)

Plecoptera	Trichoptera	Coleoptera
Gripopterygiidae 1	Calamoceratidae 3	Elmidae 4
Notonemouridae 0	Glossosomatidae 0	Psephenidae 4
Perlidae 1	Helicopsychidae 3	
Diamphipnoidae 0	Hydropsychidae 4	Diptera
Eustheniidae 0	Hydroptilidae 4	Athericidae 2
Autroperlidae 1	Leptoceridae 4	Blephariceridae 0
Limnephilidae 2	Ecnomidae 3	Ceratopogonidae 6
	Helicophidae 6	Chironomidae 7
Ephemeroptera	Polycentropodidae 3	Empididae 6
Baetidae 4	Philopotamidae 2	Ephydriidae 6
Caenidae 7	Hydrobiosidae 0	Psychodidae 10
Leptophlebiidae 2	Sericostomatidae 3	Simuliidae 6
Nesameletidae 7		Syrphidae 10
Oligoneuridae 2	Megaloptera	Tabanidae 6
Ameletopsidae 2	Corydalidae 0	Tipulidae 3
Oniscigastridae 3	Sialidae 4	
		Amphipoda
Odonata	Mollusca	Hyaellidae 8
Aeshnidae 3	Amnicolidae 6	
Calopterygidae 5	Lymnaeidae 6	Isopoda
Gomphidae 1	Physidae 8	Janiriidae 4
Lestidae 9	Sphaeridae 8	
Libellulidae 9	Chiliniidae 6	Decapoda
Coenagrionidae 9		Aeglidae 3
Cordulidae 5	Hirudinea* 10	Parastacidae 6
Petaluridae 5		
Acari* 4		Platyhelminthes
		Turbellaria 4
Oligochaeta* 8		

Se han eliminado aquellas que no se encuentran en Chile, así como incorporado otras asignando valores de tolerancia siguiendo a diversos autores (Bode 1988, Hilsenhoff 1988, Lennat 1993, Roldán 1999, Mackie 2001, Prat et al. 2000, Figueroa et al. 2003); tabla modificada de Hauer & Lamberti (1996); *: todas las familias se consideran dentro del grupo.

Resultados físicos y químicos del agua por subcuenca

Tabla 2A. Promedio y desviación estándar de las variables físicas y químicas del agua para cada subcuenca.

Variable	Unidad	Promedio ± Desviación Estándar de la Subcuenca		
		Río Huasco	Río Carmen	Río Transito
pH	-	7.671 ± 0.63	8.111 ± 0.46	8.014 ± 0.75
Tem	°C	17.771 ± 3.65	9.473 ± 2.54	10.538 ± 4.19
Tur	FNU	22.921 ± 45.76	20.645 ± 15.83	14.438 ± 8.86
CE	uS/cm	917.214 ± 362.83	522.000 ± 140.20	377.125 ± 89.86
SST	mg/L	41.143 ± 80.65	26.818 ± 17.93	22.375 ± 16.27
OD	mg/L	5.261 ± 2.11	5.218 ± 1.68	6.001 ± 2.70
Clo	mg/L	51.136 ± 48.51	10.988 ± 3.24	6.635 ± 4.80
Sul	mg/L	272.214 ± 89.32	174.691 ± 81.10	110.088 ± 59.24
PO4	mg/L	0.044 ± 0.05	0.006 ± 0.00	0.004 ± 0.00
NT	mg/L	0.526 ± 0.35	1.544 ± 0.65	0.537 ± 0.14
K	mg/L	2.588 ± 1.01	0.920 ± 0.41	0.748 ± 0.33
Cu	mg/L	0.009 ± 0.01	0.006 ± 0.00	0.039 ± 0.04
Zn	mg/L	0.033 ± 0.04	0.098 ± 0.12	0.117 ± 0.12
Fe	mg/L	0.228 ± 0.34	0.219 ± 0.16	0.448 ± 0.40
Mn	mg/L	0.098 ± 0.09	0.364 ± 0.51	0.272 ± 0.28
Mo	mg/L	0.005 ± 0.00	0.002 ± 0.00	0.007 ± 0.00
Cr	mg/L	0.004 ± 0.00	0.003 ± 0.00	0.003 ± 0.00
Co	mg/L	0.001 ± 0.00	0.002 ± 0.00	0.005 ± 0.01
Ni	mg/L	0.005 ± 0.00	0.008 ± 0.01	0.007 ± 0.01
Pb	mg/L	0.001 ± 0.00	0.001 ± 0.00	0.001 ± 0.00
Al	mg/L	0.451 ± 0.69	0.899 ± 0.86	1.481 ± 1.57
As	mg/L	0.004 ± 0.00	0.015 ± 0.01	0.002 ± 0.00

Resultados físicos y químicos del agua por campaña de muestreo

Los promedios y desviaciones estándar de la totalidad de resultados de las variables físicas y químicas del agua por campaña de muestreo se muestran en la Tabla 3. Respecto a la variación estacional, para los meses de otoño e invierno se observa un incremento de pH ($8,17 \pm 0,59$ unidades y $8,38 \pm 0,44$ unidades, respectivamente), los sólidos suspendidos totales en concordancia con la turbiedad presentaron una disminución para estas temporadas ($11,14 \pm 7,69$ mg/L en el mes de Julio). Se observa también una disminución de las temperaturas, particularmente para el mes de Julio ($9,5 \pm 4,4^{\circ}\text{C}$), que se ve relacionado con un aumento del oxígeno disuelto en las aguas ($8,14 \pm 1,23$ mg/L). En relación a la variabilidad de las concentraciones de metales, se destacan los de mayor concentración en las aguas de la cuenca: el hierro, manganeso y aluminio, los que presentaron un aumento de sus concentraciones para el mes de Noviembre.

Tabla 3A. Promedio y desviación estándar de las variables físicas y químicas del agua para cada campaña de muestreo.

Variable	Unidad	Promedio ± Desviación Estándar			
		Septiembre	Noviembre	Abril	Julio
pH	-	7.350 ± 0.39	7.821 ± 0.60	8.174 ± 0.59	8.381 ± 0.44
Tem	°C	12.675 ± 4.95	15.727 ± 5.33	13.757 ± 4.43	9.514 ± 4.47
Tur	FNU	15.088 ± 21.17	34.845 ± 48.07	10.771 ± 8.22	12.014 ± 7.57
CE	uS/cm	712.500 ± 369.83	638.364 ± 317.03	666.714 ± 415.82	601.571 ± 338.87
SST	mg/l	34.750 ± 52.81	54.455 ± 77.78	13.571 ± 8.58	11.143 ± 7.69
OD	mg/l	6.135 ± 0.99	3.286 ± 1.06	5.257 ± 1.06	8.147 ± 1.23
Clo	mg/l	29.233 ± 35.49	23.782 ± 32.32	28.827 ± 48.77	27.514 ± 43.67
Sul	mg/l	211.213 ± 100.48	194.036 ± 98.86	197.586 ± 120.12	200.871 ± 117.16
PO4	mg/l	0.036 ± 0.06	0.022 ± 0.03	0.015 ± 0.03	0.012 ± 0.03
NT	mg/l	0.967 ± 0.67	0.744 ± 0.65	0.856 ± 0.79	0.961 ± 0.58
NO3	mg/l	4.242 ± 2.94	3.148 ± 2.79	3.512 ± 3.49	4.101 ± 2.61
K	mg/l	1.343 ± 1.17	1.639 ± 1.27	1.623 ± 1.16	1.743 ± 0.98
Cu	mg/l	0.015 ± 0.02	0.016 ± 0.03	0.010 ± 0.01	0.019 ± 0.03
Zn	mg/l	0.054 ± 0.10	0.091 ± 0.12	0.088 ± 0.07	0.060 ± 0.08
Fe	mg/l	0.186 ± 0.16	0.445 ± 0.47	0.200 ± 0.16	0.199 ± 0.17
Mn	mg/l	0.225 ± 0.41	0.330 ± 0.43	0.152 ± 0.20	0.151 ± 0.20
Mo	mg/l	0.005 ± 0.00	0.003 ± 0.00	0.005 ± 0.00	0.005 ± 0.00
Cr	mg/l	0.003 ± 0.00	0.004 ± 0.00	0.004 ± 0.00	0.003 ± 0.00
Co	mg/l	0.002 ± 0.00	0.003 ± 0.00	0.003 ± 0.00	0.002 ± 0.00
Ni	mg/l	0.007 ± 0.01	0.007 ± 0.01	0.006 ± 0.00	0.006 ± 0.00
Pb	mg/l	0.001 ± 0.00	0.001 ± 0.00	0.000 ± 0.00	0.000 ± 0.00
Al	mg/l	0.568 ± 0.75	1.236 ± 1.34	0.733 ± 1.08	0.685 ± 0.89
As	mg/l	0.009 ± 0.01	0.007 ± 0.00	0.005 ± 0.01	0.007 ± 0.01

Tabla 4A. Abundancia total de individuos identificados al nivel taxonómico de familia en 0.54 m² por sitio en la temporada de Septiembre de 2017.

TAXA ORDEN/Familia	Sitio 1 Huasco Bajo	Sitio 2 Maitencillo	Sitio 3 Panamericana	Sitio 4 Chépica	Sitio 5 San Félix	Sitio 6 Potrerillos	Sitio 7 Tres Quebradas	Sitio 8 Laguna grande
MOLLUSCA								
Lymnaeidae	763	1	1	0	0	0	0	0
Planorbidae	2	0	0	0	0	0	0	0
Physidae	32	8	0	0	1	0	0	0
Bivalvia*	0	0	0	0	0	0	0	1
ACARI*	34	5	1	2	0	0	8	0
DIPTERA								
Simuliidae	7	263	36	0	0	7	81	5
Chironomidae	322	2941	139	19	40	178	1135	33
Ceratopogonidae	0	1	0	0	0	4	0	0
Empididae	0	0	0	0	0	5	3	0
Tipulidae	0	0	1	0	0	0	1	0
Pelecorhynchidae	0	0	0	0	0	0	3	0
TRICHOPTERA								
Hydropsichyidae	0	31	2	0	14	0	0	116
Hydroptilidae	35	65	2	0	2	4	0	0
Hydrobiosidae	0	3	3	5	0	4	14	5
EPHEMEROPTERA								
Baetidae	207	149	99	13	267	59	105	511
Leptophlebiidae	0	0	0	0	6	5	269	19
ODONATA					0			
Coenagrionidae	9	0	0	0	0	0	0	0
COLEOPTERA	0	0	0	0	0	0	0	0
Elmidae	0	0	0	4	22	14	38	16
AMPHIPODA								
Hyaellidae	5	0	0	0	3	0	1	35
ANNELIDA								
Oligochaeta*	0	1987	10	0	0	14	6	3
COLLEMBOLA	0	5	0	0	0	1	5	0
TRICLADIDA								
Dugesidae	29	3	0	0	0	0	1	0

Tabla 5A. Abundancia total de individuos identificados al nivel taxonómico de familia en 0.54 m² por sitio en la temporada de Noviembre de 2017.

TAXA ORDEN/ Familia	Sitio 1: Hua	Sitio 2: Nic	Sitio 3: Pan	Sitio 4: Che	Sitio 5: San	Sitio 6: Po	Sitio 7: Tre	Sitio 8: Con	Sitio 9: Cho	Sitio 10: Val	Sitio 11: Lag
MOLLUSCA											
Lymnaeidae	96	19	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Planorbidae	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Physidae	30	101	12	0	0	0	0	0	0	0	0
Bivalvia	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0
ACARI	0	1	1	1	1	0	1	2	0	0	0
DIPTERA											
Simuliidae	1	10	12	1	114	61	13	122	7	1	8
Chironomidae	4	937	124	9	11	112	168	358	14	8	62
Ceratopogonidae	0	0	3	0	0	4	1	8	0	0	0
Empididae	0	4	2	0	1	1	0	4	0	0	0
Tipulidae	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Psychodidae	0	0	1	0	0	0	0	1	0	0	0
Muscidae	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0
Blephariceridae	0	0	0	0	0	0	0	1	0	4	0
Pelecorhynchidae	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
TRICHOPTERA											
Hydropsichyidae	0	188	48	4	34	0	0	0	0	0	20
Hydroptilidae	0	2279	59	7	2	4	0	10	0	0	1
Hydrobiosidae	0	0	17	1	7	1	8	14	2	2	5
EPHEMEROPTERA											
Baetidae	99	229	270	63	584	202	76	240	9	71	402
Leptophlebiidae	0	0	0	0	104	9	38	32	1	10	11
ODONATA											
Coenagrionidae	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Aechnidae	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gomphidae	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
COLEOPTERA											
Elmidae	0	5	14	22	116	2	1	92	2	4	3
Gyrinidae	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Dytiscidae	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
AMPHIPODA											
Hyalellidae	3	23	10	0	3	0	1	1	0	0	54
ANNELIDA											
Oligochaeta	3	56	27	3	4	2	20	25	0	0	3
Hirudinea	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
COLLEMBOLA	0	1	3	0	0	11	0	1	0	0	0
TRICLADIDA											
Dugesidae	4	47	0	0	0	0	0	0	0	0	0
NEMATODA	0	0	0	0	0	2	0	0	0	0	0

Tabla 6A. Abundancia total de individuos identificados al nivel taxonómico de familia en 0.54 m² por sitio para la temporada de Abril de 2018.

TAXA ORDEN/Familia	Sitio 1: Huasco	Sitio 2: Panamerican a	Sitio 3: Chépica	Sitio 4: San Felix	Sitio 5: Tres Quebradas	Sitio 6: Chollay	Sitio 7: Laguna Grande
MOLLUSCA							
Lymnaeidae	57	206	0	0	0	0	0
Planorbidae	1	0	0	0	0	0	0
Physidae	13	47	1	1	0	0	0
Bivalvia	0	2	0	0	0	0	1
ACARI	7	13	15	0	16	0	0
DIPTERA							
Simuliidae	0	56	4	7	91	200	5
Chironomidae	22	318	21	7	188	24	8
Ceratopogonidae	0	0	2	0	2	11	0
Empididae	0	7	0	1	2	0	0
Tipulidae	0	0	0	0	2	0	0
Muscidae	0	0	0	0	3	0	1
Blephariceridae	0	0	0	0	1	0	0
TRICHOPTERA							
Hydropsychidae	0	299	178	8	0	0	123
Hydroptilidae	3	139	29	11	1	5	2
Hydrobiosidae	0	0	4	0	21	5	13
Sericostomatidae	0	0	0	0	0	0	2
EPHEMEROPTERA							
Baetidae	468	1161	160	124	60	38	303
Leptophlebiidae	0	0	0	9	108	14	275
ODONATA							
Coenagrionidae	10	7	0	0	0	0	0
Achnidae	1	1	1	0	0	0	0
Gomphidae	1	30	0	0	0	1	0
COLEOPTERA							
Elmidae	0	35	209	108	75	15	48
Gyrinidae	0	38	2	1	0	0	0
Dytiscidae	0	0	0	8	0	0	0
AMPHIPODA							
Hyaellidae	0	1278	3	206	0	0	480
ANNELIDA							
Oligochaeta	2	11	3	0	3	0	18
Hirudinea	0	1	0	0	0	0	0
COLLEMBOLA	0	5	1	0	0	1	0
TRICLADIDA							
Dugesidae	40	31	1	2	0	0	3
DECAPODA							
Palaemonidae	3	0	0	0	0	0	0

Tabla 7A. Abundancia total de individuos identificados al nivel taxonómico de familia en 0.54 m² por sitio para la temporada de Julio de 2018.

TAXA ORDEN/Familia	Sitio 1 : Huasco Bajo	Sitio 2: Panameric ana	Sitio 3: Chépica	Sitio 4: San Félix	Sitio 5: Tres Quebradas	Sitio 6: Chollay	Sitio 7: Laguna Grande
MOLLUSCA							
Lymnaeidae	712	6	0	0	0	0	0
Planorbidae	0	0	0	0	0	0	0
Physidae	31	16	9	16	0	0	0
Bivalvia	5	14	0	0	0	0	1
ACARI	1	5	0	18	61	2	7
DIPTERA							
Simuliidae	0	225	0	4	298	3	23
Chironomidae	64	314	53	56	580	84	50
Ceratopogonidae	0	0	2	0	0	13	0
Empididae	0	9	0	0	0	0	4
Muscidae	0	0	1	0	2	0	0
Blephariceridae	0	0	0	0	14	0	0
Athericidae	0	0	0	5	0	0	0
Tabanidae	0	0	0	0	1	0	0
TRICHOPTERA							
Hydropsichyidae	1	489	81	193	0	1	671
Hydroptilidae	8	11	9	2	1	2	3
Hydrobiosidae	0	7	6	17	52	4	32
Sericostomatidae	0	0	0	2	0	0	18
EPHEMEROPTERA							
Baetidae	96	252	195	1815	38	80	1506
Leptophlebiidae	0	0	0	609	667	18	207
ODONATA							
Coenagrionidae	2	11	0	1	0	0	0
Aechnidae	1	5	3	4	0	0	0
Gomphidae	0	3	6	2	0	0	0
COLEOPTERA							
Elmidae	0	48	98	480	30	36	338
Gyrinidae	1	10	6	1	0	0	0
Dytiscidae	0	0	0	1	0	0	0
AMPHIPODA							
Hyalellidae	2	942	1	152	2	0	205
ANNELIDA							
Oligochaeta	2	14	17	3	21	1	14
Hirudinea	0	2	0	0	0	0	0
COLLEMBOLA	0	0	0	0	1	1	0
TRICLADIDA							
Dugesiiidae	13	15	4	0	0	0	1

Índices comunitarios para cada sitio por campaña de muestreo

Tabla 8A: Resultados de los índices comunitarios para las comunidades de MIB de cada sitio muestreado en la temporada de Septiembre de 2017

Sitio \ Índice	N° Taxa	Abundancia Total	Dominancia	Shannon Weaver	Equitatividad
Huasco Bajo	11	1445	0,3511	1,377	0,5744
Quebrada Maitencillo	13	5462	0,4255	1,061	0,4138
Panamericana	10	294	0,3533	1,266	0,5496
Chépica	5	43	0,311	1,336	0,8303
San Felix	8	355	0,5842	0,9151	0,4401
Potrerosillos	11	295	0,4103	1,337	0,5577
Tres Quebradas	14	1670	0,4948	1,103	0,4178
Laguna Grande	10	744	0,5014	1,104	0,4796

Tabla 9A: Resultados de los índices comunitarios para las comunidades de MIB de cada sitio muestreado en la temporada de Noviembre de 2017

Sitio \ Índice	N° Taxa	Abundancia Total	Dominancia	Shannon Weaver	Equitatividad
Huasco Bajo	11	251	0,3177	1,429	0,5959
Nicolasa	16	3903	0,4054	1,275	0,4599
Panamericana	16	604	0,2623	1,767	0,6374
Chépica	9	111	0,3742	1,365	0,6212
San Felix	13	982	0,3937	1,325	0,5165
Potrerosillos	14	413	0,336	1,392	0,5274
Tres Quebradas	10	327	0,3374	1,392	0,6046
Conjunción	17	913	0,2533	1,672	0,59
Chollay	7	36	0,2593	1,553	0,7978
Valeriano	7	100	0,5242	1,057	0,5433
Laguna Grande	10	569	0,522	1,072	0,4658

Tabla 10A: Resultados de los índices comunitarios para las comunidades de MIB de cada sitio muestreado en la temporada de Abril de 2018

Sitio \ Índice	N° Taxa	Abundancia Total	Dominancia	Shannon Weaver	Equitatividad
Huasco Bajo	13	628	0,5697	1,026	0,4001
Panamericana	20	3685	0,2389	1,8	0,6008
Chépica	16	634	0,2551	1,604	0,5786
San Felix	13	493	0,2876	1,517	0,5914
Tres Quebradas	14	573	0,1987	1,832	0,6943
Chollay	10	314	0,4322	1,309	0,5686
Laguna Grande	14	1282	0,253	1,592	0,6033

Tabla 11A: Resultados de los índices comunitarios para las comunidades de MIB de cada sitio muestreado en la temporada de Julio de 2018

Sitio \ Índice	N° Taxa	Abundancia Total	Dominancia	Shannon Weaver	Equitatividad
Huasco Bajo	14	939	0,5914	0,9349	0,3542
Panamericana	20	2398	0,2335	1,785	0,5959
Chépica	15	491	0,2389	1,768	0,653
San Felix	19	3381	0,3464	1,423	0,4832
Tres Quebradas	14	1768	0,2814	1,524	0,5775
Chollay	12	245	0,2546	1,629	0,6555
Laguna Grande	15	3080	0,308	1,526	0,5635

PERMANOVA

Tabla 12A: Resultados PERMANOVA de la prueba de pares para el factor Sitio en cada Temporada.

Temporada	Combinación de Sitios	p-valor
Septiembre 2017	San Félix – Laguna Grande	0,1703
Noviembre 2017	Tres Quebradas – Laguna Grande	0,1269
Abril 2018	Chépica – San Félix	0,0762
	San Félix – Chollay	0,3052
Julio 2018	San Félix – Laguna Grande	0,6688

*Se muestran solo las combinaciones que no tuvieron diferencias significativas.

Según los resultados de la Tabla 12A, se destaca en gran medida el sitio San Félix, el que presentó menos diferencias significativas en relación a las comunidades de MIB, con los demás sitios de muestreo para todas las temporadas.



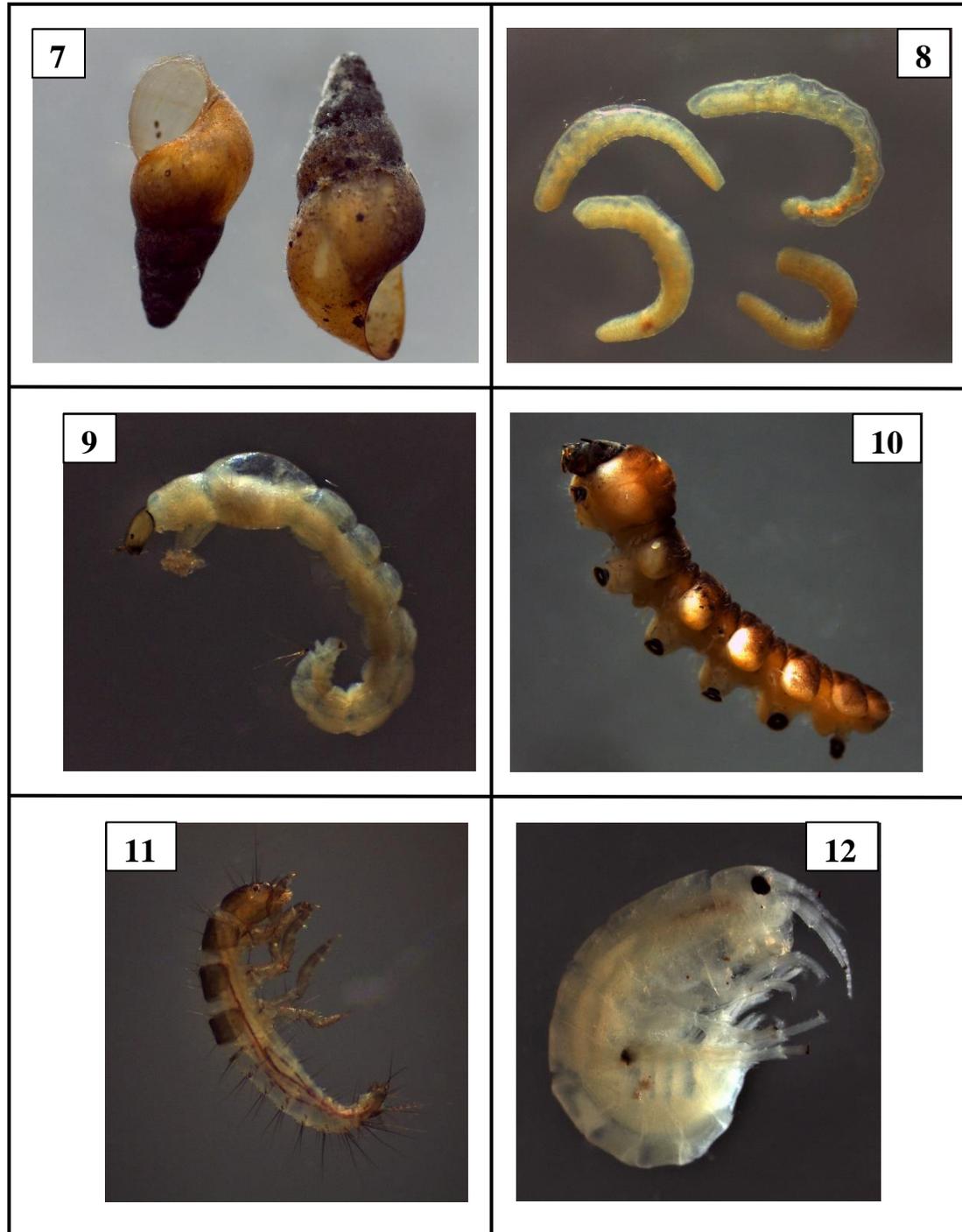


Figura 1A. Familias de macroinvertebrados bentónicos más representativas presentes en la cuenca hidrográfica del Río Huasco. 1) Baetidae, 2) Leptophlebiidae, 3) Hydrobiosidae, 4) Elmidae, 5) Hydropsychidae, 6) Simuliidae, 7) Lymnaeidae, 8) Oligochaeta, 9) Chironomidae, 10) Blephariceridae, 11) Hydroptilidae, 12) Hyalellidae.