



Máster Oficial

Agua. Análisis Interdisciplinario y Gestión Sostenible

Universitat de Barcelona

Trabajo de Investigación

Curso 2011/2012

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 LIMARI EN CHILE

Caroline Alejandra Carvacho Aránguiz

Director de Tesis:

Dr. Narcís Prat Fornells

Catedrático de Ecología

Facultat de Biologia

Barcelona, 18 de Junio de 2012

*A mi querida familia &
En recuerdo de mis abuelos
Yolanda Estrada y Ramón Carvacho*

AGRADECIMIENTOS

Quisiera agradecer a todos aquellos que me han apoyado durante este proceso de dos años, tanto profesional como personalmente, en Chile, en Barcelona o desde algún lugar del mundo, ya que, han sido parte muy importante en esta experiencia.

A Narcís Prat, director de esta tesis, quien me inspira una enorme admiración profesional. Por su apoyo constante y su gran interés en el desarrollo de este trabajo, por haber hecho posible el traer los insectos desde Chile e ingresarlos a España, por enseñarme más de la taxonomía, en especial de los quironómidos. Agradezco su comprensión, sobre todo en los momentos más difíciles.

A todos los miembros del grupo de investigación F.E.M. (Freshwater Ecology and Management) del Departamento de Ecología de la Universidad de Barcelona (directores: N. Prat y M. Rieradevall). En especial a Christian Villamarín, por todo su cariño y apoyo en el desarrollo de esta tesis. Por su preocupación y siempre buena disposición frente a mis dudas e inquietudes, por escucharme y aconsejarme, por ser un amigo. A Nuria Sánchez por su cariño y su buena disposición siempre. También, quisiera agradecer a todas las personas con quienes compartí gratos momentos en lupas, en el despacho y en aquellos divertidos almuerzos de cada día.

A mis padres (Jeannette y Cristian) y hermanos (Daphne y Cristian) porque siempre me han apoyado en todos mis desafíos y a pesar de estar lejos de casa siempre estuvieron conmigo, porque a través de skype me llevaron de vacaciones al sur de Chile, celebraron mis cumpleaños, me hicieron participe de todos los acontecimientos familiares, me presentaron a mi primer sobrinito (Cristian III), por hacerme sentir siempre junto a ellos. Los adoro con todo mi corazón.

A mis abuelos Yolanda, Sergio, Isabel y Ramón porque tuve el privilegio de conocerlos y compartir mi vida con ellos. En especial a mi Yoli, se que querías esperarme pero Dios quiso otra cosa, porque aunque ya no estés aquí seguirás en mi corazón y en mi vida por siempre, siempre. Y al tata cacheli, muy pronto iré a darte el último adiós, como se lo pediste a todos tus nietos.

A Jorge Ibarra no solo por su amor incondicional, sino que porque me has seguido hasta aquí para seguir compartiendo tu vida conmigo, para crecer juntos personal y profesionalmente.

A mis amigos en Chile quienes estuvieron conmigo incondicionalmente, sobre todo en aquellos momentos más difíciles Elizabeth, Cinthya, Cloa, Claudia, Santiago, Javiera, Paula y Ximena. Y en especial a mi gran amiga Mariella Aguilera porque a pesar de la distancia nuestra amistad se hizo más fuerte e incondicional.

A Viviana González por ayudarme en la identificación de los macroinvertebrados bentónicos, su apoyo constante y su enorme interés taxonómico en los insectos acuáticos el cual admiro. Más aún por su amistad.

A mis buenas amigas de máster Tabita y Alexandra, por su cariño y apoyo siempre, por ser tan divertidas, siempre alegres, por ser unas maravillosas personas, las recordaré siempre.

Al Gobierno de Chile por el financiamiento de mis estudios de postgrado mediante el Programa de Formación de Capital Humano Avanzado de la Comisión Nacional de Investigación Científica y Tecnológica (CONICYT) a través del sistema de Becas Chile.

Al Departamento de Conservación y Protección de Recursos Hídricos de la Dirección General de Aguas (DGA), por haberme proporcionado los datos ambientales como las muestras de macroinvertebrados bentónicos de sus proyectos: “Propuesta de Utilización de Biocriterios para la Implementación y Monitoreo de la Norma Secundaria de Calidad Ambiental” y “Análisis de la Composición Físicoquímica de los Sedimentos Fluviales y su Relación con la Disponibilidad de Metales en el Agua”.

Al Centro Nacional del Medio Ambiente que desarrollo el proyecto “Propuesta de Utilización de Biocriterios para la Implementación y Monitoreo de la Norma Secundaria de Calidad Ambiental” y en el cual trabaje durante el año 2009-2010. Particularmente, a todas las personas con quienes trabaje y compartí en laboratorio de biodiversidad acuática.

ÍNDICE

RESUMEN	1
1. INTRODUCCIÓN	2
1.1. Hipótesis	6
1.2. Objetivos.....	6
2. MATERIAL Y MÉTODOS	7
2.1. Área de estudio	7
2.1.1. Uso del suelo y principales actividades antrópicas de la cuenca.....	7
2.2. Metodología.....	9
2.2.1. Temporalidad del estudio y selección de las localidades de muestreo	9
2.2.2. Establecimiento de las condiciones de referencia	10
2.2.3. Muestreo de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos.....	12
2.2.4. Variables ambientales.....	13
2.2.5. Macroinvertebrados bentónicos y su relación con las variables ambientales	15
2.2.6. Desarrollo de un índice multimétrico para evaluar el estado ecológico de la cuenca del Limarí	16
2.2.6.1. Determinación de los tipos de ríos de la cuenca.....	16
2.2.6.2. Determinación del gradiente de estrés de la cuenca	16
2.2.6.3. Diseño del índice multimétrico.....	17
2.2.7. Validación del índice multimétrico	20
2.2.8. Evaluación de índices biológicos y su relación con el gradiente de estrés...	21
3. RESULTADOS	22
3.1. Caracterización ambiental de la cuenca.....	22
3.1.1. Altitud y caudal	22
3.1.2. Temperatura y oxígeno	22
3.1.3. Conductividad y pH.....	23
3.1.4. Sólidos suspendidos totales	23
3.1.5. Índice de calidad del bosque de ribera (QBR).....	23
3.1.6. Índice de hábitat fluvial (IHF).....	24

3.2. Composición de Macroinvertebrados bentónicos.....	24
3.2.1. Riqueza y abundancia de los taxa a escala de cuenca y subcuenca.....	24
3.2.2. Macroinvertebrados bentónicos a nivel taxonómico de género	26
3.3. Relación entre las comunidades de macroinvertebrados y las características ambientales de la cuenca del Limarí.....	28
3.4. Desarrollo de un índice multimétrico para evaluar el estado ecológico de la cuenca del río Limarí.....	30
3.4.1. Tipos de ríos de la cuenca del Limarí.....	30
3.4.2. Determinación del gradiente de estrés.....	31
3.4.3. Selección de las métricas de calidad biológica.....	32
3.4.4. Propuesta de índice multimétrico para la cuenca del río Limarí	34
3.5. Validación del índice multimétrico	35
3.6. Aplicación del índice multimétrico en la cuenca del Limarí.....	36
3.7. Relación entre índices de calidad biológica y el gradiente de estrés.....	37
 4. DISCUSIÓN.....	 39
 5. CONCLUSIONES	 43
 6. REFERENCIAS	 44
 7. ANEXOS	 52

RESUMEN

En este trabajo de investigación se realizó un análisis integral de la calidad de las aguas en la cuenca hidrográfica del río Limarí, en Chile. Utilizando macroinvertebrados bentónicos como indicadores biológicos complementados con parámetros físicos, químicos e hidromorfológicos, con el fin de aportar metodológicamente en la evaluación y monitoreo de los sistemas fluviales del país. En la cuenca todos los cauces fueron muestreados, estableciendo 20 localidades de muestreo, las cuales fueron seleccionadas considerando distintos grados de intervención, desde sin o poca alteración (referencia) hasta muy alteradas (impactadas). Se midieron 27 variables ambientales y la fauna bentónica fue recolectada cuantitativamente utilizando una red Surber, identificando los invertebrados acuáticos hasta nivel taxonómico de familia. Además, para fortalecer el conocimiento taxonómico se identificaron hasta nivel de género los individuos colectados en el tramo más extenso y representativo de la cuenca. Para estudiar la relación entre las comunidades de macroinvertebrados y las variables ambientales se realizaron diversos análisis estadísticos que permitieron determinar cuáles son las presiones que más afectan a la comunidad bentónica, las cuales también fueron utilizadas en el diseño de un índice multimétrico para la cuenca en estudio. Los resultados obtenidos muestran que la distribución y composición de la comunidad bentónica es determinada por el gradiente de estrés definido por la degradación hidromorfológica, la conductividad y la temperatura, especialmente en la zona media y baja de la cuenca, donde la agricultura, el emplazamiento de embalses y las zonas urbanas generan el mayor impacto. Finalmente, el índice propuesto fue comparado con otros 4 índices de calidad biológica (EPT, ChBMWP, ChIBF e IMEERA), determinando que el índice multimétrico desarrollado para la cuenca del Limarí presenta la mejor respuesta frente al gradiente de estrés de la cuenca. Concluyendo que la metodología multimétrica es una herramienta útil en la determinación del estado ecológico del sistema fluvial de la cuenca del Limarí, pudiendo ser un método apropiado para la evaluación y monitoreo de otras cuencas semiáridas del norte de Chile, donde debería validarse su utilización.

1. INTRODUCCIÓN

El creciente deterioro de los ecosistemas acuáticos ha venido demandando el desarrollo de sistemas y metodologías, que permitan conocer su grado de alteración debido a causas naturales y/o antropogénicas (Pérez et al., 2007). Desde comienzos del siglo pasado se ha documentado la relación entre las distintas comunidades biológicas y la degradación de los sistemas acuáticos (e.g., Kolkwitz & Marsson, 1908; Hilsenhoff, 1977; Metcalfe, 1994). Considerando que las perturbaciones en los sistemas acuáticos afectan a los seres vivos que los habitan, se han desarrollado diversas metodologías que utilizan una amplia variedad de organismos, desde bacterias hasta peces como indicadores biológicos de estas alteraciones (Karr, 1981; De Pauw et al., 1992; Barbour et al., 1999), como un reflejo de los cambios químicos y físicos que generan las diferentes actividades humanas, considerándolos una medida necesaria junto a los análisis químicos tradicionales utilizados para caracterizar la contaminación (Oscóz, 2006).

La Directiva Marco del agua (DMA) 2000/60/CE considera la crucial importancia de los análisis biológicos, por lo cual demanda su utilización para valorar el estado ecológico de los sistemas fluviales. Es más, esta establece que los indicadores biológicos han de ser los que determinen en última instancia el estado de una masa de agua, resaltando así la importancia del estudio de las comunidades acuáticas y su relación con la calidad de las aguas y donde los macroinvertebrados bentónicos son de los grupos más recurrentes en este tipo de aproximación (Bonada et al., 2006), principalmente porque representan varios niveles tróficos (Wallace et al., 1997; Cummins, 2002), de modo que cualquier cambio en la estructura comunitaria implica y/o explicaría cambios en toda la comunidad acuática, dando un fuerte carácter integrador del ecosistema. Es por esto, que en las últimas décadas, el estudio de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos se ha incrementado como consecuencia de su aplicación como organismos bioindicadores dentro del proceso de evaluación de la calidad del medio fluvial, ya que mediante el análisis de la composición taxonómica y la estructura de las comunidades de macroinvertebrados se puede llegar a determinar el grado de afección producido por diversas perturbaciones antrópicas (Loeb & Spacie, 1994), y por ello, están siendo utilizados en ríos de todo el mundo (Rosenberg & Resh,

1993; Lang & Reymond, 1995; Guetti, 1997; Armitage et al., 1992; Raddum & Fjellheim, 2002).

Los macroinvertebrados bentónicos han sido reconocidos como potenciales indicadores de la calidad biológica de los sistemas acuáticos fluviales desde hace mucho tiempo (Helawell, 1986; Rosenberg & Resh, 1993; Resh et al., 1995), esencialmente por su amplia distribución y diversidad, lo que les permite adaptarse a características muy definidas de calidad del agua. Además, son capaces de integrar información temporal y su sensibilidad les permite responder a varios tipos de perturbaciones y contaminantes, reflejando el efecto integrado de todas las variables ambientales (Bunn & Davies, 2000; Tiller & Metzelling, 2002; Allan, 2004). Para estos organismos se usa de forma habitual el nivel taxonómico de familia como indicador de las condiciones ambientales y de la estructura de la comunidad (Thorne & Williams, 1997; Dolédec et al., 2000), a pesar que este nivel taxonómico se ha cuestionado por considerarse muy grueso y de poca resolución para reflejar cambios en el sistema, se utiliza habitualmente a nivel internacional (Kaesler & Herricks, 1979; Osborne et al., 1980; Furse et al., 1984; Hinselhoff, 1988; Lenat & Barbour, 1994), ya que, proporciona una buena interpretación general de la calidad ecológica de un sistema fluvial (Figueroa et al., 2005).

En las últimas décadas, un gran número de metodologías y métricas se han desarrollado en todo el mundo, para la monitorización biológica de los ecosistemas fluviales mediante el uso de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos (e.g., AQEM, 2002; Buffagni et al., 2006). Estableciéndose los índices de calidad ecológica como una herramienta de gran magnitud para evaluar la calidad de las aguas (Alba-Tercedor, 1996). Considerando desde índices unimétricos (% EPT, % Díptera, etc.), a índices bióticos (BMWP, IBF, etc.), pasando por métodos multivariantes (AUSRIVAS, RIVPACS, etc.) hasta índices multimétricos (IMEERA, etc.). Actualmente, los índices multimétricos son una de las metodologías más efectivas y utilizadas en los estudios para definir la calidad biológica de los ríos, ya que, reúnen en una única medida la variabilidad funcional y estructural de los componentes bióticos de un ecosistema fluvial (Segnini, 2003), por lo que deben construirse para una región o cuenca determinada donde las características de los ríos sean similares en términos de temperatura, geología o vegetación de ribera (Prat et al., 2009).

En principio, el desarrollo de un índice multimétrico requiere conocer las relaciones de una serie de atributos biológicos con un gradiente de condiciones ambientales, abarcando desde condiciones de referencia, con poca o ninguna perturbación antrópica (Karr & Chu, 1999; Bailey et al., 2003) hasta distintos grados de impacto antrópico. Luego, se requiere la integración de distintas métricas que consideran diferentes aspectos biológicos de la comunidad como la riqueza taxonómica, la composición taxonómica, los grupos tróficos, entre otros (Barbour et al., 1999; Green & Swietlik, 2000; Baptista et al., 2006; Barbour et al., 2006; Bonada et al., 2006; Prat et al., 2009). Finalmente, las métricas más eficientes según su capacidad de responder a múltiples presiones del medio ambiente se integran en un índice único (Hering et al., 2006), el cual proporciona la mayor información del estado ecológico del río, ya que cada métrica que compone el índice caracteriza y evalúa un componente distinto de la comunidad (Green & Swietlik, 2000; Bonada et al., 2006; Prat et al., 2009). Es por esto, que la condición biológica es considerada una medida relativa que se obtiene comparando el valor del índice de un sitio con intervención con el valor del índice de la condición de referencia, asumiendo que esta representa la mejor situación (integridad biótica) que puede tener el cuerpo de agua en una región determinada (Barbour et al., 1996).

Las ventajas que proporcionan los índices integrados son diversas; como una fácil interpretación, dado que la información esta resumida en un único valor que se compara con el valor de un patrón; concentran la información de varios niveles de organización ecológica en una sola medida; es una metodología poco costosa debido a la baja relación costo/beneficio en su aplicación; reflejan de manera confiable las respuestas biológicas de la biota a la intervención humana y son sensibles a los análisis estadísticos univariados (Karr & Chu, 1999; Gerritsen et al., 2000). Además, teniendo en cuenta la complejidad de los sistemas biológicos y las diversas formas de alteración de los sistemas acuáticos por las actividades humanas se requiere de una aproximación multimétrica (Karr, 1981), que refleje la calidad biológica del sistema respondiendo de manera predecible a cada tipo de alteración (Oberdorff et al., 2001, 2002; Pont et al., 2006).

En América del Sur, si bien existe un creciente número de trabajos sobre evaluación de ríos tomando en cuenta las comunidades de macroinvertebrados bentónicos (e.g., Fernández et al., 2002; Figueroa et al., 2003; Silveira et al., 2005; Miserendino et al.,

2008; Van Damme et al., 2008; Miserendino & Masi, 2010), ninguno de ellos toma en cuenta en su procedimiento herramientas basadas sobre métodos multimétricos, excepto Baptista et al. (2007), Moya et al. (2007), Moya et al. (2011) y Villamarín et al. (Sometido a Ecological Indicators), siendo el diseño de este tipo de metodologías más recientes y aún muy escasas.

En el caso de Chile, el estudio de los ecosistemas acuáticos continentales han sido abordados de manera general en las últimas décadas (e.g., Campos et al., 1984; Arenas, 1995; Habit et al., 1998; Figueroa et al., 2006), pero poco abordados desde el punto de vista de la relación entre los organismos y la calidad de las aguas. Sólo se conoce una aplicación experimental del Índice Biótico de Familias de Hinselhoff (1988) y un estudio comparativo de índices bióticos, ambos realizados por Figueroa et al. (2003 & 2007), respectivamente. Lo cual, evidencia la escasa experiencia y documentación en el uso de criterios y metodologías biológicas para evaluar la calidad ecológica en los ríos de Chile (Figueroa et al., 2007). Por lo tanto, el desarrollo de una herramienta de bioevaluación multimétrica puede ser un aporte importante en la mejora de la gestión del recurso hídrico del país.

1.1. Hipótesis

- Las actividades antrópicas desarrolladas en una cuenca provocan cambios en las características físicas, químicas e hidromorfológicas de los ríos, afectando la calidad de las aguas. La cual, se expresa y se refleja en cambios en la composición y distribución de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos del sistema fluvial en estudio.
- La evaluación de la calidad biológica de un ecosistema fluvial mediante el desarrollo de un índice multimétrico diseñado y propuesto para una cuenca determinada, será la mejor metodología de evaluación y monitoreo de la calidad del agua en los ríos de una cuenca en estudio.

1.2. Objetivos

- 1) Describir la variabilidad espacial de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos en una cuenca semiárida del norte de Chile, la cuenca del río Limarí.
- 2) Determinar que variables ambientales definen la composición y distribución de las comunidades de macroinvertebrados acuáticos en la cuenca del Limarí.
- 3) Proponer y desarrollar un índice multimétrico para evaluar la calidad ecológica de los ríos de la cuenca del Limarí, como una herramienta para mejorar la gestión del recurso hídrico en el país.

2. MATERIAL Y MÉTODOS

2.1. Área de estudio

La cuenca hidrográfica del río Limarí está ubicada en la provincia del Limarí, Región de Coquimbo, situada entre los valles del río Elqui por el norte y Choapa por el sur. Se extiende entre los 30°15' y 31°20' de latitud Sur, con una superficie de aproximadamente 11.800 Km². Es una cuenca de tipo exorreica, clasificada dentro de la zona hidrológica semiárida en el norte de Chile, la cual conforma un sistema Andino-Costero, caracterizado por una compleja orografía que conecta la Cordillera de los Andes, la Depresión Intermedia y la Cordillera de la Costa.

El clima es semiárido, con ciertas variaciones en función de la topografía; así, en la costa presenta nublados abundantes con temperaturas moderadas, en los valles es templado con lluvias invernales caracterizándose por un clima seco, en el cual la evaporación es superior a la precipitación y no hay excedentes hídricos. Mientras que en la zona cordillerana es frío con lluvias invernales, altas precipitaciones, bajas temperaturas y nieves permanentes.

2.1.1. Uso del suelo y principales actividades antrópicas de la cuenca

En la Figura 1 se presentan cartográficamente los principales usos del suelo y actividades antrópicas de la cuenca del río Limarí.

La principal actividad antrópica de la cuenca es la agricultura, la cual presenta un desarrollo notable, tanto por su disponibilidad de suelos como por el uso intensivo de sus aguas de riego, ya que, sus cauces y embalses riegan más de 70.000 ha., proporcionando una amplia diversidad de cultivos (frutales, hortalizas, viñas, parronales viníferos, entre otros), correspondientes al 7% de la superficie total de la cuenca. Este gran potencial agrícola, es determinado principalmente por su capacidad e infraestructura de riego, formada por tres embalses: La Paloma, Cogotí y Recoleta (Ver Figura 1). En su conjunto estos tres embalses conforman el “Sistema Paloma”, el cual es hoy en día el sistema de riego más grande de Chile y el segundo en importancia en América del Sur (Gutiérrez, 2007). Este sistema interconectado almacena un volumen

de agua de aproximadamente 1.000 millones de m³ que mantiene la seguridad del suministro de riego y permite la regulación estacional e interanual del recurso proyectando un futuro aumento de las superficies plantadas y/o sembradas (MOP, 2002).

Por otra parte, existen otros usos del suelo como la ganadería que es de tipo extensivo y abarca zonas de praderas naturales en las zonas medias-altas de la cuenca (CENMA, 2010b), siendo poco importante con una cobertura menor al 1%.

La minería, es otra actividad económica con un porcentaje de representación menor al 1% en la cuenca, desarrollada únicamente en el sector precordillerano, con pequeños yacimientos de cobre y plata, además de yacimientos no metálicos entre los que destaca el lapislázuli, explotados principalmente por la pequeña y mediana minería (DGA, 2004).

El uso natural del suelo, está compuesto principalmente por praderas y matorrales extendidos por toda la cuenca, abarcando una superficie del 75%, diferenciando formaciones vegetacionales de desierto florido, matorral estepario (interior y costero) y estepa arbustiva (precordillerana y altoandina). Las áreas desprovistas de vegetación se sitúan en la zona cordillerana con un porcentaje de representación del 18%. En cambio, las áreas de bosque nativo de la cuenca son escasas (< 1%) y se encuentran protegidas por el Sistema Nacional de Áreas Silvestres Protegidas del Estado (SNASPE). Estas corresponden al Parque Nacional Fray Jorge y el Monumento Natural Pichasca (Ver Figura 1).

En relación al uso urbano y rural de la cuenca, la población humana se concentra en las comunas de Río Hurtado, Combarbalá, Monte Patria, Punitaqui y mayoritariamente en la ciudad de Ovalle. La población total estimada de la cuenca es de 156.158 habitantes según censo del año 2002, de las cuales 96.239 corresponden a población urbana (62%) y 59.919 (38%) corresponden a población rural (INE, 2002).

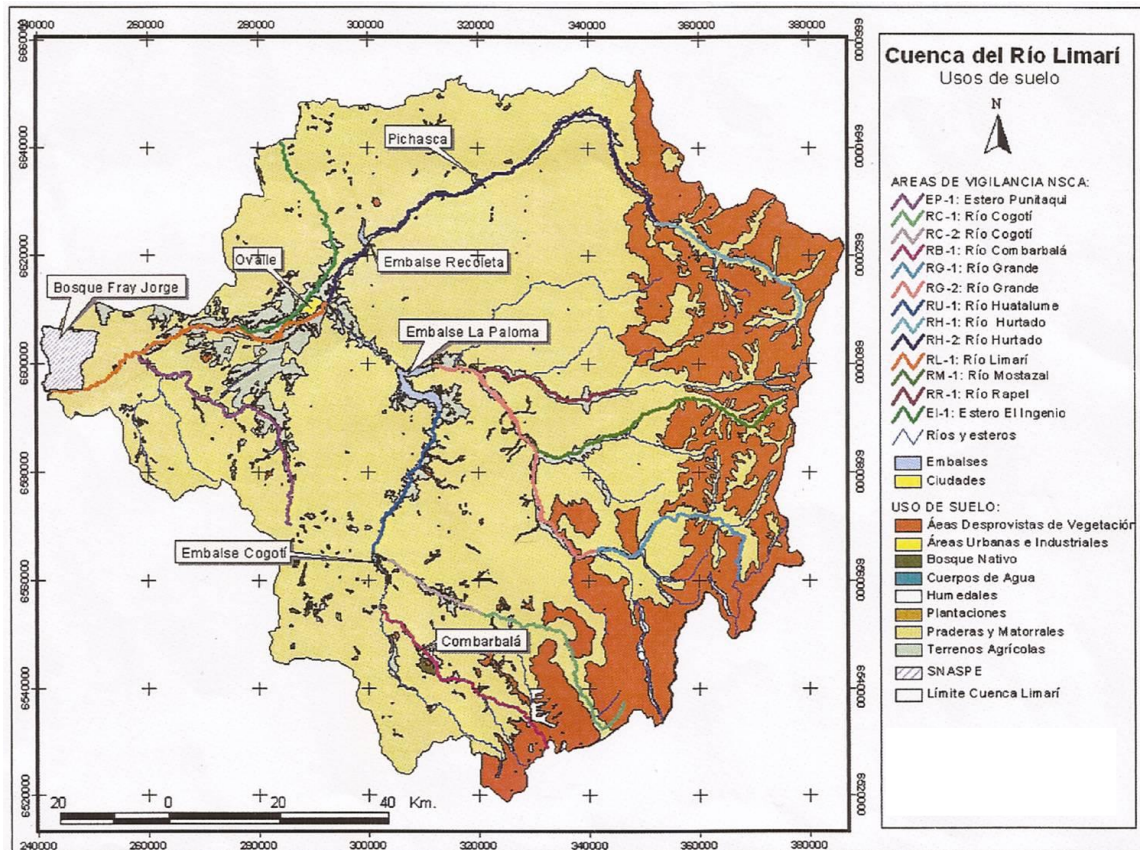


Figura 1. Mapa de la cuenca del río Limarí. Principales usos del suelo (Fuente: DGA).

2.2. Metodología

2.2.1. Temporalidad del estudio y selección de las localidades de muestreo

En este estudio, las variables ambientales y el muestreo biológico se realizó entre octubre del 2009 y enero del 2010 (época de primavera y verano), períodos en los cuales se espera encontrar una comunidad más estable y una mayor abundancia de organismos bentónicos. Todos los cauces de la cuenca fueron muestreados, estableciendo 20 estaciones de muestreo a lo largo de la cuenca (Ver Tabla 1, Figura 2 & Anexo 1). Para definir las localidades de muestreo se consideraron diversos aspectos, tales como la variabilidad espacial, naturaleza geológica, características físicas como altura, pendiente, afluentes, actividades de la cuenca, grados de intervención antrópica, accesibilidad al lugar, datos disponible de caudales, calidad química, entre otros (Hauer & Lamberti, 1996; Norris & Hawkins, 2000).

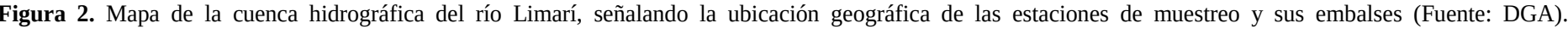
Tabla 1. Localidades de muestreo de la cuenca del Limarí, clasificadas por subcuencas.

* Estaciones seleccionadas de referencia (Ver en texto parte 2.2.2).

Subcuenca	Río Hurtado	Río Grande	Río Huatulame	Río Limarí
Localidades de Muestreo	RH-1*	RG-1*	RB-1*	RL-1A
	RH-2*	RG-2*	RC-1*	RL-1B
	RH-2B	RG-2B	RC-2	RL-1C
		RG-2C	RU-1	RL-1D
		RT-1*		EP-1B
		RM-1*		
		RLM-1*		
		RR-1		

2.2.2. Establecimiento de las condiciones de referencia

En la elección de las 20 estaciones de muestreo se consideraron distintos grados de alteración, estableciendo a 9 de ellas como sitios de referencia (Tabla 1), es decir, sin o con muy poca intervención (EPA, 1990; Barbour et al., 1999; Acosta et al., 2009) y a 11 de ellas con algún nivel de impacto. La selección de las localidades de referencia se realizó utilizando la metodología propuesta por Acosta et al. (2009), la cual considera cuatro niveles jerárquicos que evalúan condiciones ambientales a escala de cuenca, hidrología, tramo y lecho del río. Cada uno de estos apartados considera diversos impactos, que van desde actividades agrícolas, ganaderas y mineras, introducción de especies exóticas, presencia de embalses, desviaciones y trasvases de aguas, entre otras, todas ellas evaluadas en su respectiva escala espacial. Para determinar la incorporación o exclusión de una localidad como sitio de referencia el puntaje final del índice debe puntuar más de 100 puntos y obtener como mínimo 20 puntos en cada apartado. Además, si se considera grave el impacto producido por explotaciones mineras, grandes presas, trasvases, canalizaciones del río y desviaciones de agua para centrales hidroeléctricas se determinará de forma inmediata que una localidad no pueda ser considerada como de referencia (Acosta et al., 2009).



2.2.3. Muestreo de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos

La recolección de las muestras de los diferentes sitios de muestreo se realizó en zonas de rápidos, para establecer un criterio de homogenización del hábitat. Se utilizó un método de recolección de tipo cuantitativo (12 réplicas por localidad) utilizando una red Surber de 0,09m² de área de superficie y de 250 µm de diámetro de malla, el cual nos permite obtener la densidad (individuos/m²) de las comunidades de macroinvertebrados en cada localidad en estudio. En el muestreo la red Surber se coloca en el fondo del río contra la corriente y el área de la red Surber se lava bajo el agua de manera que los organismos sean atrapados en la malla. Cada muestra colectada fue colocada en un bote plástico y preservada en alcohol al 96%. Posteriormente, en el laboratorio se identificaron y contabilizaron los macroinvertebrados acuáticos recolectados mediante una lupa binocular estereoscópica. La identificación de los macroinvertebrados se realizó usando bibliografía especializada y la metodología de observación adecuada para cada grupo (Merrit & Cummins, 1996; Roldán 1996; Domínguez & Fernández, 2009), siendo familia la resolución taxonómica menor, a excepción de algunos grupos como Cladóceras, Copépodos, Ostracodos, Collembolas, Nematodos y Nematomorfa que se identificaron hasta el nivel de Clase u Orden.

Además, para fortalecer el conocimiento taxonómico de la fauna bentónica en Chile, se identificaron a nivel taxonómico de género las familias de macroinvertebrados colectados en el curso más extenso y representativo de la cuenca, desde una zona de cabecera en el Río Grande hasta la desembocadura en el Río Limarí, considerando un total de 8 localidades de muestreo. Las estaciones de muestreo RG-1, RG-2A, RG-2B y RG-2C se ubicaron antes del embalse La Paloma, mientras que después de dicho embalse se localizó RL-1A, RL-1B, RL-1C y RL-1D (Ver Figura 2).

Debido a que la identificación de géneros de quironómidos es compleja fue necesaria la observación de caracteres microscópicos para su identificación a dicho nivel taxonómico. Para esto, primero se separaron los individuos de la familia Chironomidae del resto de macroinvertebrados en cada una de las muestras. Seguidamente, los individuos fueron agrupados en subfamilias, para luego establecer morfotipos en base a características externas visibles a través de una lupa estereoscópica.

Posteriormente, aplicando la metodología de Pinder (1983) se procedió a realizar preparaciones microscópicas con el fin de realizar la determinación taxonómica de los diferentes morfotipos. Para ello, los individuos fueron colocados en una solución de Hidróxido de Potasio al 10% y calentados a 85 °C durante 20 minutos aproximadamente, para aclarar el exoesqueleto y digerir el contenido intestinal y otras estructuras internas que puedan dificultar la identificación taxonómica, para a continuación, ser colocados en agua destilada por 5 minutos. Seguidamente, fueron deshidratados en soluciones sucesivas de etanol al 70 y 96 % durante 3 minutos en cada solución.

Finalmente, se montaron hasta 5 individuos por morfotipo, siendo la capsula cefálica separada resto del cuerpo, con el fin de facilitar la observación de los rasgos morfológicos más importantes. Las capsulas cefálicas fueron separadas con ayuda de estiletes y se dispusieron alineadas sobre la mitad derecha de un portaobjeto que contenía Euparal como medio de conservación. Los cuerpos se dispusieron sobre la mitad izquierda del portaobjeto, manteniendo un orden de correspondencia con las respectivas cabezas. Cabezas y cuerpos se cubrieron generando una ligera presión con una lámina cubreobjetos. Cada portaobjeto fue etiquetado con la respectiva información de colecta y se dejaron reposar hasta que el medio estuviese completamente seco, para con la ayuda de un microscopio identificar a cada individuo.

La determinación taxonómica de los géneros de Chironomidae fue realizada utilizando literatura especializada (Domínguez & Fernández, 2009) y principalmente en base a claves para el reconocimiento de las larvas de Chironomidae (Díptera) de los ríos altoandinos de Ecuador y Perú (Prat et al., 2011), las cuales pueden encontrarse en <http://www4.ub.edu/riosandes/>.

2.2.4. Variables ambientales

Para cada una de las localidades en estudio se determinaron 27 variables ambientales tanto fisicoquímicas como hidromorfológicas. Las cuales fueron evaluadas inicialmente mediante un análisis estadístico descriptivo (Anexo 2).

Las variables físicas y químicas medidas in-situ fueron altitud (ALT), caudal (Q), oxígeno disuelto (OD), temperatura (T°), pH, y conductividad eléctrica (CE). Además se analizaron sólidos suspendidos totales (SST) y otras variables en el laboratorio utilizando la metodología de análisis apropiada para cada variable (Tabla 2).

Tabla 2. Método y/o instrumento de análisis de las variables físicas y químicas.

Variable	Unidad	Método y/o instrumento de análisis
Altitud	m.s.n.m.	Altímetro
Caudal	m ³ /s	Área (batimetría)/velocidad(sonda)
Oxígeno disuelto	mg/L - %	Oxigenómetro
Conductividad eléctrica	µS/cm	Método potenciométrico. pHmetro/termómetro/conductivímetro
Temperatura	°C	
pH		
SST	mg/L	Método gravimétrico
Ca	mg/L	Cromatografía iónica
Na	mg/L	
Mg	mg/L	
K	mg/L	
Cl	mg/L	Método argentométrico
SO ₄	mg/L	Método turbidimétrico-espectrofotométrico

La evaluación hidromorfológica se realizó mediante la aplicación de dos índices, uno para valorar la calidad de la ribera (QBR) y el otro para evaluar la diversidad de hábitats (IHF). Por una parte, se aplicó el índice de calidad del bosque de ribera QBR (Munné et al., 2003), el cual evalúa distintos componentes y atributos de la ribera en cuatro apartados; Grado de cubierta de la zona de ribera, Estructura de la cubierta, Calidad de la cubierta y Grado de naturalidad del canal fluvial. El valor final del índice es la suma de los apartados, el cual varía entre 0 y 100, clasificándose en uno de los cinco rangos de calidad definidos: muy buena calidad que indica un bosque de ribera en estado natural sin alteraciones (QBR > 95); calidad buena con un bosque ligeramente perturbado (QBR entre 75 - 90); calidad aceptable que señala el inicio de una alteración importante (QBR entre 55 - 70); una mala calidad que indica una fuerte alteración (QBR entre 30 - 50) y una pésima calidad que señala degradación extrema de la ribera (QBR < 25).

La evaluación del hábitat físico se llevó a cabo mediante el índice de hábitat fluvial IHF (Pardo et al., 2002; Acosta et al., 2009) que establece la calidad y diversidad de los hábitats presentes en los sitios de muestreo y valora su capacidad para albergar una

fauna determinada. Este índice consta de siete apartados que valoran de manera independiente la presencia de distintos componentes en el cauce fluvial; Inclusión de rápidos, Frecuencia de rápidos, Composición del sustrato, Régimen velocidad/profundidad, Porcentaje de sombra del cauce, Elementos de heterogeneidad y Cobertura de vegetación acuática. La puntuación final del índice es el resultado de la suma del puntaje obtenido en cada uno de los bloques, con un valor mínimo de 11 puntos, que indica una muy baja heterogeneidad del hábitat con un pésimo potencial de colonización y un máximo de 100 puntos, que señala una elevada heterogeneidad del hábitat y un alto potencial de colonización de las comunidades biológicas. Es importante mencionar que valores de IHF ≤ 40 puntos ya nos indican una importante alteración del hábitat sobre las comunidades de invertebrados acuáticos.

2.2.5. Macroinvertebrados bentónicos y su relación con las variables ambientales

Para determinar la relación entre las variables ambientales y las comunidades de macroinvertebrados de la cuenca del Limarí se realizó un Análisis Canónico de Correspondencias (ACC) utilizando el programa estadístico PAST (Hammer et al., 2001). Dicho análisis aportará información importante sobre el porcentaje de variabilidad de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos que puede ser explicado por el efecto de las variables ambientales.

Para el análisis fueron seleccionadas aquellas familias que presentaron una abundancia relativa $\geq 5\%$ a nivel de cuenca, para luego transformar su densidad a Log (x + 1). Mientras que las variables ambientales fueron estandarizadas y correlacionadas entre sí, retirando aquellas variables con una elevada correlación (Pearson $\geq 0,8$) eliminando así información redundante del análisis.

Además, teniendo en cuenta que la familia Chironomidae resultó ser el grupo de insectos acuáticos más diverso a nivel taxonómico de generó, registrando una amplia distribución en el sistema fluvial, se estudio su correspondencia en relación a las variables ambientales mediante un ACC. En este análisis se incluyeron todos los géneros registrados para la familia Chironomidae, aplicando previamente la transformación de sus densidades en Log (x + 1).

2.2.6. Desarrollo de un índice multimétrico para evaluar el estado ecológico de la cuenca del Limarí

2.2.6.1. Determinación de los tipos de ríos de la cuenca

La tipificación de los ecosistemas acuáticos es una parte importante y previa al desarrollo de estudios de gestión y evaluación del estado ecológico de los ríos donde sea necesaria la utilización de localidades de referencia (Bonada et al., 2004), ya que la clasificación de los sitios de muestreo (referencia o impactado), contribuirá a una mejor interpretación de las métricas utilizadas para evaluar la calidad biológica de un sistema acuático.

La tipificación de los ríos de la cuenca del Limarí se realizó utilizando factores que fueron calculados para las 20 localidades de muestreo. Entre ellos se incluye la composición geológica, la composición del sustrato, el área de la subsubcuenca, la sinuosidad del cauce, la pendiente y el ancho del río. Con estos criterios se construyó una matriz de similaridad Euclidiana con las transformaciones apropiadas para cada factor, con la cual se construyó un Escalamiento Multidimensional (MDS), el cual es un método de ordenación que ha mostrado ser más robusto, generando mejores separaciones en comparación a otros métodos (Barbour et al., 1996).

Además, utilizando las variables fisiográficas mencionadas anteriormente se realizó un Análisis de Similaridad (ANOSIM) entre grupos de localidades de referencia e impactadas, para determinar si las diferencias entre aquellos grupos de localidades son estadísticamente significativas. Los análisis descritos se realizaron utilizando el programa estadístico PAST (Hammer et al., 2001).

2.2.6.2. Determinación del gradiente de estrés de la cuenca

Para determinar el gradiente de presiones que afecta a las comunidades del área en estudio se realizó un Análisis de Componentes Principales (ACP) utilizando la totalidad de las variables ambientales medidas en todas las localidades de muestreo, mediante el programa estadístico PAST (Hammer et al., 2001). Previamente las variables fueron estandarizadas para lograr una distribución normal de cada variable. Posteriormente,

mediante una correlación de Pearson se identificaron las variables fuertemente correlacionadas ($\text{Pearson} \geq 0,8$), las cuales fueron removidas del análisis para eliminar información redundante. El primer eje fue seleccionado como el gradiente de estrés, siendo este eje el componente que explicó el mayor porcentaje de varianza del análisis multivariante. Los valores de ubicación de las localidades en el ACP fueron normalizadas en un rango entre 0 - 1 (Sánchez-Montoya et al., 2010), las cuales fueron utilizadas como gradiente de estrés en el diseño del índice multimétrico, siendo los valores más cercanos a 1 los que indican una mayor alteración (Villamarín et al., Sometido a Ecological Indicators).

2.2.6.3. Diseño del índice multimétrico

Se ha seguido un procedimiento estandarizado que sigue una serie de pasos sucesivos que permiten diseñar un índice comparable a los desarrollados para otros lugares del mundo. En nuestro caso, nos hemos guiado por los trabajos de Green & Swietlik (2000), Burton & Gerritsen (2003) y principalmente por Villamarín et al. (Sometido a Ecological Indicators) quienes han diseñado un índice multimétrico para los ríos altoandinos de Ecuador y Perú.

En primer lugar, a partir de los resultados obtenidos de la cuantificación e identificación de los macroinvertebrados bentónicos hasta el nivel taxonómico de familia, en cada uno de los 20 sitios de muestreo, se calcularon 74 métricas (Anexo 3) que nos deberían indicar la respuesta de la comunidad frente a los cambios producidos por la actividad humana (Carter et al., 1996; Barbour et al., 1999; Wiseman, 2003; Boonsoong et al., 2009). Estas métricas se agrupan en diferentes categorías que incorporan distintos atributos ecológicos de la comunidad bentónica, representados por la riqueza taxonómica, la composición taxonómica, la abundancia, la diversidad, el modo de alimentación, el tipo de locomoción y la tolerancia/intolerancia al incremento de la contaminación.

En segundo lugar, para determinar que métricas se correlacionaron mejor con el gradiente de presiones, se realizó una correlación de Pearson entre el gradiente de estrés y las 74 métricas calculadas, seleccionando aquellas métricas que presentaron una correlación elevada ($\text{Pearson } r \geq 0,6$) con el gradiente de presiones.

Luego, se calculó la correlación entre las métricas que presentaron una elevada correlación con el gradiente, excluyendo posteriormente aquellas métricas altamente correlacionadas (Pearson $r \geq 0,8$) entre sí, con el objeto de minimizar la redundancia y simplificar la información obtenida de los análisis estadísticos realizados.

A continuación, a cada métrica seleccionada bajo los criterios anteriormente descritos se le determinó la Eficiencia Discriminativa (ED) (Barbour et al., 1996; Green & Swietlik, 2000), la cual es una medida muy importante para la selección de las métricas finales que constituirán el índice multimétrico, ya que permite discriminar entre sitios de referencia e impactados. La ED se calculó utilizando la formula:

$$ED = ((a/b) * 100) \quad (1)$$

Ecuación en la cual, el valor de a , para las métricas que decrecen con el gradiente de estrés (e.g., taxa EPT, % insectos), corresponde al número de localidades impactadas con valores inferiores al percentil 25 de la distribución de las localidades de referencia. En cambio, para las métricas que incrementan con el estrés (e.g., taxa tolerantes, % Díptera), a será el número de localidades impactadas con valores superiores al percentil 75 de la distribución de las localidades de referencia. Mientras que el valor de b será el número total de localidades con intervención.

En tercer lugar, para obtener el valor final del índice en cada localidad de muestreo se realizó una estandarización entre 0 - 100 (Green & Swietlik, 2000) de las métricas que conformaron el índice multimétrico. Para las métricas en las que se espera un decrecimiento frente al gradiente de estrés se utilizó la fórmula:

$$\text{Score} = (100 * (X/(X95 - Xmin))) \quad (2)$$

Donde,

X = valor de la métrica; $X95$ = valor del percentil 95; $Xmin$ = valor mínimo registrado.

Para las métricas en las que se espera un incremento frente al gradiente de estrés se utilizó la fórmula:

$$\text{Score} = (100 * ((Xmax - X)/(Xmax - X5))) \quad (3)$$

Donde,

X = valor de la métrica; X5 = valor del percentil 5; Xmax = valor máximo registrado.

En cuarto lugar, el puntaje de cada métrica en cada localidad se promedia (Fórmula 4), lo cual asegura que cada métrica contribuye en igual proporción al índice multimétrico (Green & Swietlik, 2000). De esta manera se obtiene el valor final del índice, el cual se encontrará en un rango de valores entre 0 y 100 (Barbour et al., 1999; Green & Swietlik, 2000; Barbour et al., 2006), siendo el valor 0 el que indique una muy mala calidad, mientras que el valor 100 señalara una muy buena calidad.

$$\text{Valor del índice} = ((\text{Score1} + \text{Score2} + \dots + \text{Score n})/N) \quad (4)$$

Donde,

Score 1,2...n = valor obtenido para cada métrica entre 0 - 100; N = número total de métricas calculadas que incorpora el índice.

A posteriori, para determinar la capacidad discriminativa del índice multimétrico propuesto, entre localidades de referencia e impactadas se calculó la ED utilizando la fórmula 1.

Finalmente, se procedió a realizar los cortes para las categorizaciones de la calidad de los ríos de la cuenca del Limarí. Con los valores obtenidos en cada una de las estaciones de muestreo se establecieron los rangos de calificación utilizando la metodología propuesta para la Directiva Marco del Agua (DMA), la cual establece 5 categorías desde *Muy Buena* a *Pésima* calidad (Wallin et al., 2003). El corte entre la categoría *Muy Bueno* y *Bueno* se realizó utilizando el percentil 75 de las localidades de referencia, mientras que el percentil 25 de los sitios de referencia estableció el corte entre las categorías *Bueno* y *Moderado* (Barbour et al., 1999). El rango entre las categorías *Moderado*, *Malo* y *Pésimo* se estableció utilizando el rango establecido entre el percentil 25 de las localidades de referencia y el mínimo valor registrado por las localidades impactadas, el cual fue dividido en tres y estableció el rango de las categorías que registraron un impacto notable en las comunidades bentónicas de la zona en estudio (Villamarín et al., Sometido a Ecological Indicators).

2.2.7. Validación del índice multimétrico

La validación del índice se realizó utilizando una base de datos distinta a la base original utilizada para el desarrollo del índice multimétrico de la cuenca del Limarí. La base de datos utilizada para la validación fue tomada del proyecto “Análisis de la Composición Fisicoquímica de los Sedimentos Fluviales y su Relación con la Disponibilidad de Metales en el Agua: Cuenca del Río Choapa” (CENMA, 2010a). La base de datos de macroinvertebrados acuáticos utilizada para la validación del índice fue obtenida de la cuenca del Choapa, ubicada al igual que la cuenca del Limarí en la región de Coquimbo en Chile. Esta base de datos consta de 6 localidades distribuidas a lo largo de la cuenca y que fueron muestreadas mediante una red Surber (9 réplicas). El establecimiento de los sitios de referencia de esta cuenca también se realizó siguiendo el protocolo de Acosta et al. (2009), estableciendo sólo 1 localidad como sitio de referencia, presentando el resto de ellas algún nivel de perturbación debido principalmente a la gran actividad minera que presenta esta cuenca. El método de validación consistió en la aplicación del índice multimétrico a la base de datos independiente, utilizando las fórmulas de estandarización obtenidas para cada métrica, para obtener el valor de calificación final del índice en cada localidad de la base de datos independiente.

Para poder determinar si el índice es aplicable en la cuenca del Choapa, se calculó la ED de los sitios de referencia y de las localidades impactadas (Green & Swietlik, 2000). El cálculo de la ED para la validación del índice se realizó usando la fórmula (1). Teniendo en consideración que para las localidades de referencia, a es el número de sitios de referencia de la base de datos independiente (Choapa) que presenten un valor final del índice sobre el percentil 25 de la base de datos original (Limarí) y b será el número total de localidades de referencia de la base de datos independiente (Choapa). En el caso de las localidades impactadas a es el número de localidades intervenidas de la base de datos independiente que presenten un valor final del índice menor al percentil 25 de la base de datos original y b será el número total de sitios impactados de las localidades utilizadas para la validación.

2.2.8. Evaluación de índices biológicos y su relación con el gradiente de estrés

Para evaluar el estado ecológico de la cuenca fueron seleccionados diversos índices de calidad biológica, de probada sensibilidad a los cambios ambientales y que requieren el nivel taxonómico de familia para su aplicación (Sánchez-Montoya et al., 2010). Entre estos, se incluye un índice unimétrico, dos índices bióticos y dos índices multimétricos, siendo uno de ellos el índice multimétrico desarrollado para la cuenca del Limarí. El índice unimétrico escogido fue EPT, el cual considera únicamente el número de familias de macroinvertebrados pertenecientes a los órdenes Ephemeroptera, Plecóptera y Trichoptera. En el caso de los índices bióticos, fueron seleccionados ChBMWP y ChIBF, ambos adaptados para Chile por Figueroa (2004) y que consideran la diversidad de familias y la asignación de un puntaje según su tolerancia o sensibilidad a la contaminación orgánica. Por último, el segundo índice multimétrico considerado fue IMEERA (Villamarín et al., Sometido a Ecological Indicators), desarrollado para la evaluación del estado ecológico de ríos altoandinos de Ecuador y Perú. Para poder comparar estos cinco índices, los valores de calidad fueron normalizados mediante el cálculo de la EQR (Relación de Calidad Ecológica). Utilizando la fórmula:

$$EQR = V_o / V_R \quad (5)$$

Donde,

V_o = valor del índice biológico obtenido para una determinada localidad; V_R = valor del índice biológico obtenido del promedio de las localidades seleccionadas de referencia.

El valor de referencia (V_R) para cada índice se obtuvo calculando el valor promedio de las localidades de referencia, registrándose una $0 < EQR \leq 1$. Siendo los valores cercanos a 1 los que indicarán un muy buen estado ecológico, mientras que los valores próximos a 0 corresponderán a un mal estado ecológico (Ortiz, 2002).

Luego, considerando que la relación entre los valores del índice y el rango de alteraciones ambientales es lineal (European Commission, 2005; Pollard & van de Bund, 2005; Munné & Prat, 2009), se utilizaron regresiones lineales para analizar la respuesta de los cinco índices de calidad frente al gradiente de estrés. Para finalmente, determinar mediante el valor del coeficiente de regresión ajustado (R^2), cuál de estos índices presenta la mejor respuesta frente al gradiente de estrés de la cuenca.

3. RESULTADOS

3.1. Caracterización ambiental de la cuenca

Los valores mínimos, máximos y medias de las variables ambientales medidas se presentan agrupados por subcuencas en el Anexo 2.

3.1.1. Altitud y caudal

Los valores de altitud de las localidades en estudio se encontraron entre los 2.018 y 165 m.s.n.m., esta amplia variación se explica por la compleja orografía de la cuenca y de Chile en general, la cual varía considerablemente entre zonas altas, medias y bajas.

Los caudales registrados en la cuenca fueron en general bajos como era de esperar en época seca. Presentando el mayor caudal promedio en la subcuenca del río Grande con 0,90 m³/s.

3.1.2. Temperatura y oxígeno

La temperatura del agua presentó una variación entre 14,3 y 27,3 grados centígrados, registrándose en las localidades de referencia aguas más frías (18,7 °C) en comparación al valor promedio observado en las localidades perturbadas (24,2 °C).

Las concentraciones de oxígeno disuelto en el agua registraron una fluctuación entre 6,3 y 11,5 mg/L en la cuenca. Presentando las localidades de referencia un valor promedio de 9,2 mg/L y una concentración más baja (8,4 mg/L) en las localidades impactadas. Este resultado puede atribuirse a que las mayores temperaturas registradas en las localidades perturbadas favorecerían la degradación de la materia orgánica en dichos sectores. El porcentaje de saturación de oxígeno disuelto en el agua a nivel de cuenca presentó una variación entre un 77,3 y 124,2 %. En las localidades de referencia el valor promedio registrado fue de 101,3%, valor levemente más alto que el observado en las localidades con alteraciones antrópicas que registraron un 99,9% de saturación.

3.1.3. Conductividad y pH

La conductividad eléctrica presentó un rango de valores similares entre las subcuencas río Hurtado, río Grande y río Huatulame con un promedio de 383,3 uS/cm, 313,1 uS/cm y 222,5 uS/cm respectivamente. En cambio, en la subcuenca del río Limarí la conductividad promedio fue de 1662 uS/cm, registrando valores de conductividad superiores a 2000 uS/cm en las localidades RL-1C, RL-1D y EP-1B, ubicadas en la parte más baja y de mayor impacto agrícola de la cuenca. Los valores registrados para aniones y cationes coinciden con la conductividad, ya que, presentaron un incremento considerable en la zona más baja de subcuenca del río Limarí. Los cationes dominantes fueron Calcio y Sodio seguidos por Magnesio y Potasio, mientras que los aniones Cloruro y Sulfato presentaron ambas elevadas concentraciones.

Los valores de pH medidos fueron alcalinos presentando una variación entre 7,3 a 9,1 en la cuenca, encontrándose estos valores dentro de los rangos naturales para la vida acuática.

3.1.4. Sólidos suspendidos totales

Este parámetro presentó una variación muy estrecha entre subcuencas con un promedio entre 3,0 y 4,1 mg/L, registrando en la subcuenca del río Grande su valor máximo y mínimo entre 7,3 y 0,1 mg/L respectivamente.

3.1.5. Índice de calidad del bosque de ribera (QBR)

Los valores del QBR en la cuenca oscilaron entre 20 y 100, distribuyéndose de la siguiente forma: 5 localidades en un estado natural todas con un QBR de 100 puntos; 4 localidades en una calidad buena ($75 \leq \text{QBR} \leq 90$); 3 localidades con una calidad aceptable ($55 \leq \text{QBR} \leq 70$); 7 localidades con mala calidad ($25 \leq \text{QBR} \leq 40$) y sólo 1 localidad (EP-1B) con una degradación extrema de la ribera con un puntaje igual a 20.

Todas aquellas localidades que presentaron la más elevada calificación del QBR se encontraron ubicadas sobre los 1.000 metros de altura. Mientras que los valores más bajos del índice ($\text{QBR} \leq 40$) se registraron en las localidades de la zona media y baja de

la cuenca, donde la presión antrópica es mucho más intensa. Estos resultados muestran una tendencia clara a la degradación de la ribera aguas abajo de la cuenca.

3.1.6. Índice de hábitat fluvial (IHF)

En la cuenca los valores del IHF se encontraron en un rango comprendido entre 88 y 38 puntos. Registrando 10 de las localidades un IHF superior a 61 puntos, lo cual nos señala un hábitat fluvial heterogéneo con un buen potencial de colonización para la comunidad de invertebrados acuáticos. En 8 localidades se obtuvo un IHF entre 42 y 59 puntos, donde la intervención antrópica presenta modificaciones importantes lo cual se refleja en una menor heterogeneidad del hábitat. Sólo 2 localidades (RU-1 y RL-1D) presentaron un IHF < 40 puntos que refleja una muy baja heterogeneidad en donde la alteración del hábitat de los macroinvertebrados es evidente, lo que podría dar origen a una disminución de la calidad biológica.

3.2. Composición de Macroinvertebrados bentónicos

3.2.1. Riqueza y abundancia de los taxa a escala de cuenca y subcuenca

Se registró un total de 45 taxa de macroinvertebrados acuáticos a nivel de familia en la cuenca del Limarí (Anexo 4). Siendo este nivel taxonómico el utilizado para el desarrollo del índice multimétrico de la cuenca, el cual es usado frecuentemente para los indicadores biológicos. La clase Insecta tuvo la mayor representación con 27 familias, compuesta por los órdenes Ephemeroptera, Coleóptera, Megaloptera, Trichoptera, Plecóptera, Odonata, y Díptera. Los órdenes con mayor representatividad fueron Díptera y Trichoptera con 10 y 7 familias respectivamente. El resto de órdenes presentó entre 4 y 1 taxa.

En la Tabla 3 se presentan los resultados globales de la cuenca a nivel taxonómico de familia mostrando las 6 taxa más abundantes y frecuentes, presentando una abundancia relativa mayor al 5% y un registro de representatividad en al menos 12 localidades de muestreo.

Tabla 3. Familias de macroinvertebrados bentónicos más abundantes y frecuentes en la totalidad de las localidades muestreadas en la cuenca del Limarí.

Familias	N	Abundancia (%)
Chironomidae	20	35,6
Baetidae	20	12,2
Elmidae	15	7,6
Hydropsychidae	20	6,9
Hydrobiidae	12	6,4
Hydroptilidae	19	6,0

Al comparar los resultados a escala de cuenca y subcuenca se observó que en términos generales las familias con mayor abundancia y representatividad fueron prácticamente las mismas, siendo Chironomidae (Clase Díptera) la familia con mayor abundancia y representatividad a nivel de cuenca y subcuenca (Tabla 3 & 4). Además, una clara diferencia se observó en la parte más baja de la cuenca específicamente en la subcuenca del río Limarí, la cual registró un aumento importante en la abundancia de Hydrobiidae (Clase Gastropoda). Esta familia se registró en 12 localidades de la cuenca (Tabla 3), pero su abundancia fue considerablemente mayor en la subcuenca del río Limarí con un 22,3% (Tabla 4) en relación a una abundancia < 1% registrada en las subcuencas de la zona media y alta de la cuenca. También el oligoqueto Naididae presentó un aumento de su abundancia > 5% en la subcuenca del río Limarí (Tabla 4).

Tabla 4. Familias de macroinvertebrados bentónicos más abundantes (%) y frecuentes a nivel de subcuenca.

Río Hurtado	%	Río Grande	%	Río Huatulame	%	Río Limarí	%
Chironomidae	34,5	Chironomidae	29,0	Chironomidae	44,1	Chironomidae	34,4
Elmidae	15,7	Elmidae	15,5	Baetidae	19,0	Hydrobiidae	22,3
Baetidae	13,2	Baetidae	15,3	Glossosomatidae	6,3	Hydroptilidae	15,9
Hydropsychidae	9,5	Hydrobiosidae	10,7	Hydropsychidae	4,8	Naididae	7,8
Hydrobiosidae	5,8	Hydropsychidae	9,6	Hydroptilidae	4,4	Hydropsychidae	4,7

En el Anexo 5 se presenta un registro fotográfico de las familias de macroinvertebrados bentónicos, incluyendo aquellas más abundantes y frecuentes en la zona en estudio.

3.2.2. Macroinvertebrados bentónicos a nivel taxonómico de género

Al profundizar en el conocimiento taxonómico de los invertebrados acuáticos de las comunidades bentónicas colectadas en las localidades ubicadas en el curso más extenso y representativo de la cuenca, se identificaron un total de 53 géneros (Anexo 6), pertenecientes principalmente a la clase Insecta (45 géneros). Siendo, Chironomidae la familia con la mayor representatividad, con 18 géneros distribuidos en 4 subfamilias de las cuales Orthoclaadiinae fue la más diversa con 10 géneros, seguida por Chironominae y Tanypodinae con 4 géneros cada una y por Diamesinae representada únicamente por el género *Limaya*. El resto de familias presentó una riqueza considerablemente menor, registrando solamente entre 3 y 1 género. En el Anexo 7 se presentan fotografías de larvas o parte de ellas que ilustran cabeza y/o cuerpo de las 4 subfamilias de quironómidos registrados en los ríos Grande y Limarí. Además, en el Anexo 8 se muestran algunas de las principales características microscópicas que nos permiten la identificación de quironómidos a nivel taxonómico de género.

En la Figura 3 se presentan los géneros más representativos con una abundancia relativa $\geq 10\%$, registrándose en al menos 2 de las 8 localidades estudiadas a dicho nivel taxonómico. Además, se indica la riqueza total de taxa en cada localidad.

En las 4 localidades de muestreo ubicadas antes del embalse La Paloma se observa que la mayor abundancia estuvo representada por la clase Insecta, principalmente por los géneros *Deceptiviosa* y *Andesiops* (familia Baetidae), *Smicridea* el único género representante de la familia Hydropsychidae y *Onconeura* sp1 perteneciente a la familia con la mayor riqueza y abundancia de la cuenca del Limarí, Chironomidae. En cambio, en las localidades ubicadas bajo embalse la representatividad de ácaros, turbelarios y gasterópodos es relevante. En RL-1A se registró una elevada dominancia de *Hydrachna* un acaró con una abundancia de 14,5%, además en esta localidad se registró la mayor abundancia de la familia Chironomidae representada por el género *Cricotopus* sp4 con un 58,1%. En RL-1B la familia Chironomidae nuevamente presento más del 35% de la abundancia total mediante el género *Onconeura* (sp1 y sp2), además en dicha localidad se destaca la aparición de *Dugesia* (Clase Turbellaria) con un 13% de representación. Finalmente, en las últimas dos localidades los gasterópodos son absolutamente

dominantes, ya que, en RL-1C *Littoridina* y *Physa* contribuyeron con un 80,9% y en RL1-D sólo *Littoridina* representó más del 90% de la abundancia total.

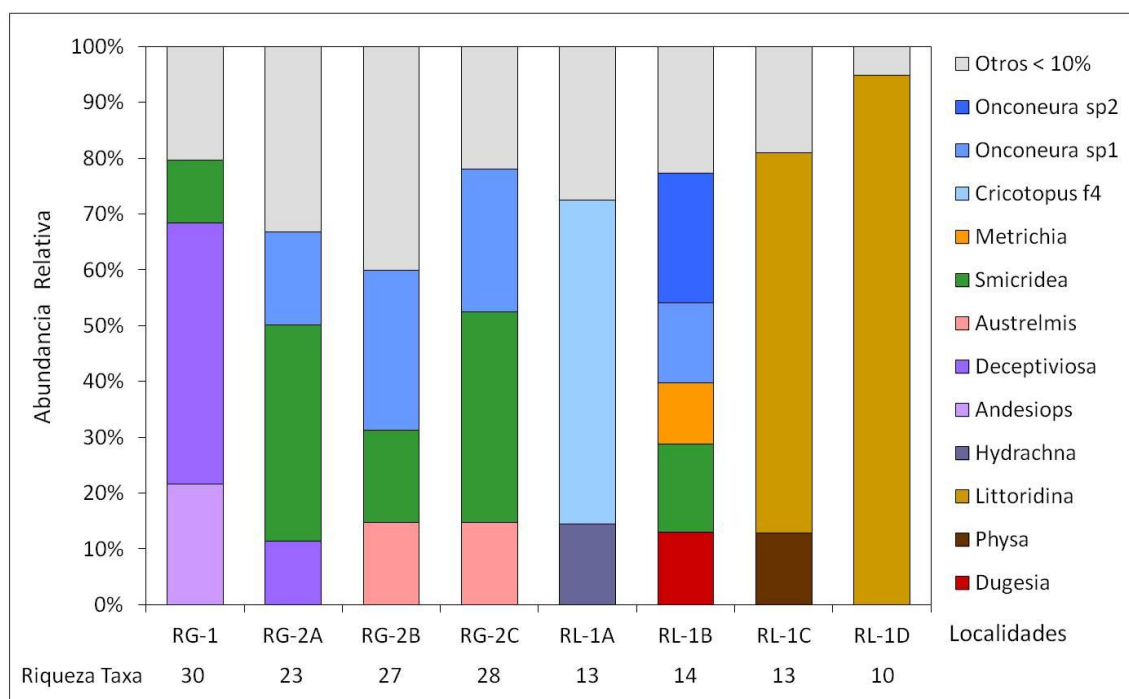


Figura 3. Abundancia relativa y riqueza total de taxa en cada localidad en estudio a nivel de género.

* En la categoría Otros se agrupan todos aquellos taxa con una abundancia < 10%.

** Desde RL-1A las localidades se ubican bajo el embalse La Paloma.

Por último, es importante destacar la clara diferencia observada entre la riqueza de taxa entre localidades ubicadas sobre y bajo el embalse La Paloma (Figura 3), la cual es considerablemente menor en los sitios de muestreo ubicados después del embalse (entre 10 y 14 taxones) en comparación a la riqueza registrada en los sitios ubicados antes de dicho embalse (entre 23 y 30 taxones).

3.3. Relación entre las comunidades de macroinvertebrados y las características ambientales de la cuenca del Limarí

El análisis canónico de correspondencias mostró que los ejes canónicos 1 y 2 explicaron un alto porcentaje de la variabilidad en la relación entre las variables ambientales y los macroinvertebrados bentónicos, explicando un 84,5% de la varianza total. El primer eje canónico por sí solo, explicó más del 75% de la variabilidad, relacionada principalmente con la hidromorfología (IHF), la temperatura (T°) y la conductividad eléctrica (CE) (Ver Figura 4A). En el extremo positivo de esta dimensión se situaron las familias Elmidae, Glossosomatidae, Hydrobiosidae y Leptophlebiidae, registradas únicamente en las localidades ubicadas por sobre los 450 metros de altitud. Mientras que en el extremo opuesto se ubicaron los gasterópodos Hydrobiidae y Physidae, coincidiendo con la ubicación de las localidades del tramo más bajo de la cuenca (Ver Figura 4B), donde se registraron conductividades superiores a los 2000 uS/cm. El resto de las familias se ubicaron en posiciones intermedias a lo largo de esta primera dimensión, encontrándose en posiciones más centradas a Chironomidae, Hydropsychidae y Baetidae, siendo estas las únicas tres familias que fueron registradas en todos los sitios de muestreo de la cuenca (Ver Tabla 3). El segundo eje canónico explicó un 9,41% de la variabilidad, porcentaje bastante menor en comparación al primer eje de análisis.

Al estudiar en forma particular la relación entre la diversidad de géneros de quironómidos registrada y las variables ambientales medidas en la cuenca del Limarí mediante un ACC (Ver Figura 5), se observa que la distribución espacial de la familia Chironomidae a nivel de género se distribuye en ambas dimensiones (ejes 1 y 2, explicando el 61% de la varianza total), según las características ambientales de cada localidad, mostrando diferencias entre sitios de muestreo de la zona alta, media y baja de la cuenca. Encontrando géneros como *Thienemaniella*, *Hudsonimyia* y *Alotanypus* únicamente en la zona de cabecera (RG-1). Así como *Dicrotendipes* sólo fue recolectado en la localidad siguiente al embalse La Paloma (RL-1A). Mientras que, el género *Pentaneura* fue registrado en todas las localidades en estudio del río Grande y Limarí, tanto en localidades ubicadas antes y después del embalse.

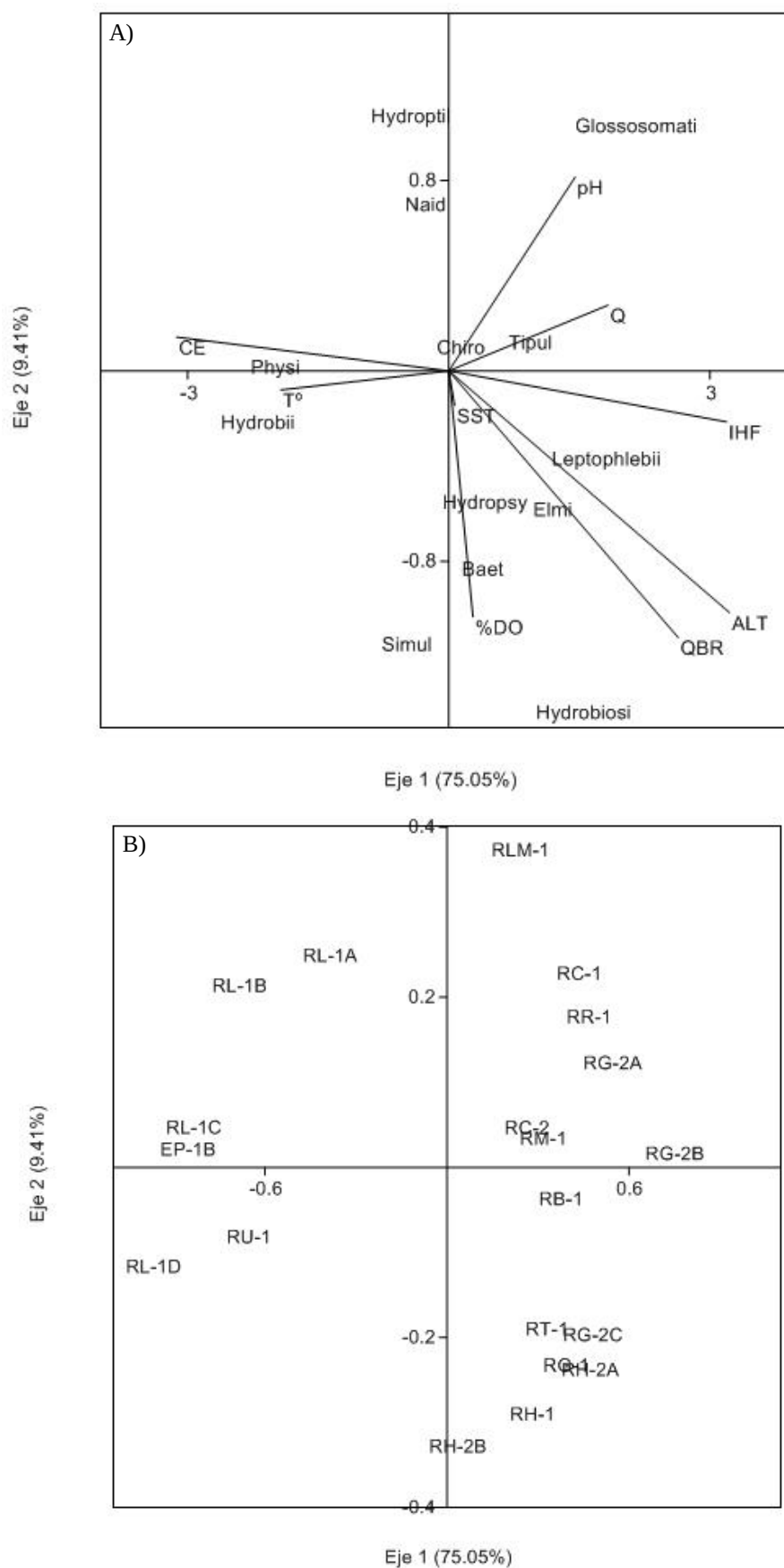


Figura 4. Resultado del análisis canónico de correspondencias (ACC), mostrando la ubicación de las familias de macroinvertebrados con respecto a las variables ambientales (A) y la localización de las estaciones de muestreo de la cuenca del Limarí (B).

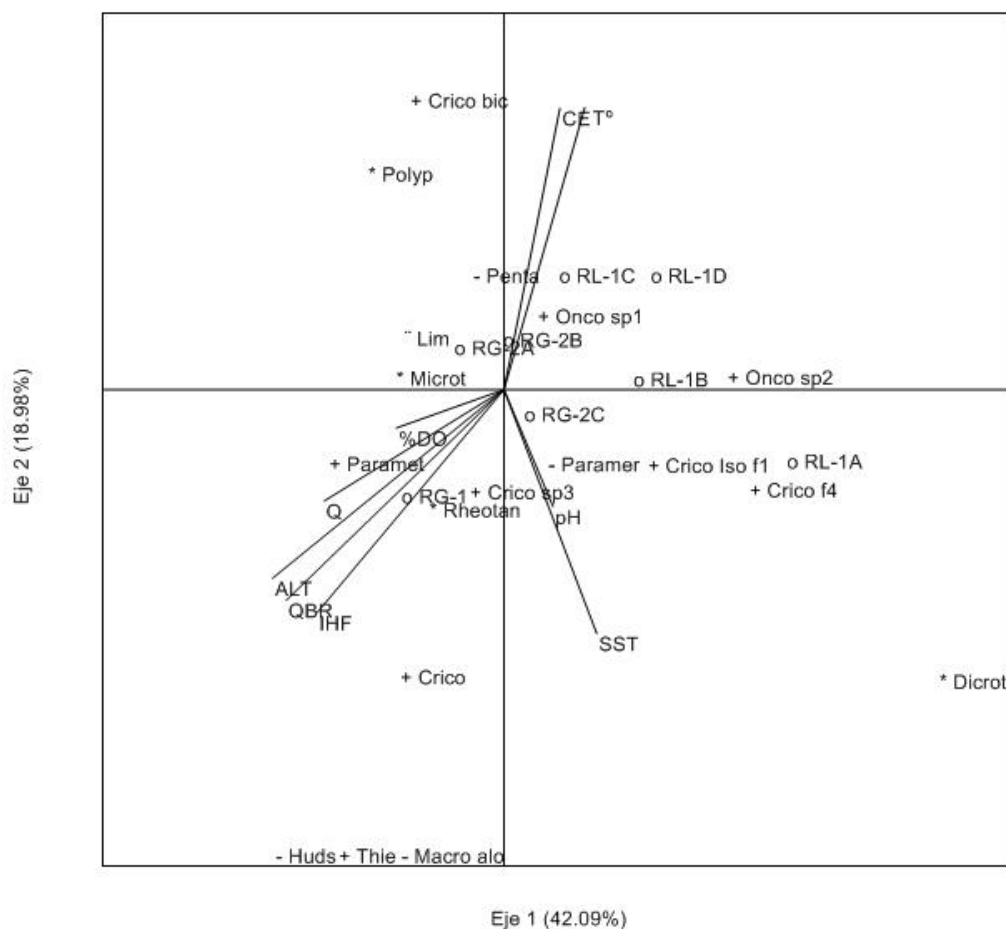


Figura 5. Resultado del análisis canónico de correspondencias (ACC) mostrando la ubicación de los 18 géneros de quironómidos identificados con respecto a las variables ambientales (vectores) y las localidades de muestreo (○). Los quironómidos han sido denotados según la subfamilia a la cual pertenecen: Tanypodinae (-), Diamesinae (-), Orthocladiinae (+) y Chironominae (*).

3.4. Desarrollo de un índice multimétrico para evaluar el estado ecológico de la cuenca del río Limarí

3.4.1. Tipos de ríos de la cuenca del Limarí

El análisis MDS realizado con los datos obtenidos a partir de parámetros fisiográficos, los cuales no son afectados por las actividades humanas, no mostraron diferencias importantes entre localidades de muestreo (Ver Figura 6). El ANOSIM señaló que las diferencias entre los sitios de referencia e impactados y entre localidades ubicadas sobre y bajo embalse no son estadísticamente significativas ($p > 0,1$) para estos factores. Es por esto, que todas las localidades en estudio se agruparon en un solo conjunto (un solo tipo de río), al cual se le determinó el gradiente de presiones que fue utilizado para desarrollar el índice multimétrico de la cuenca del Limarí.

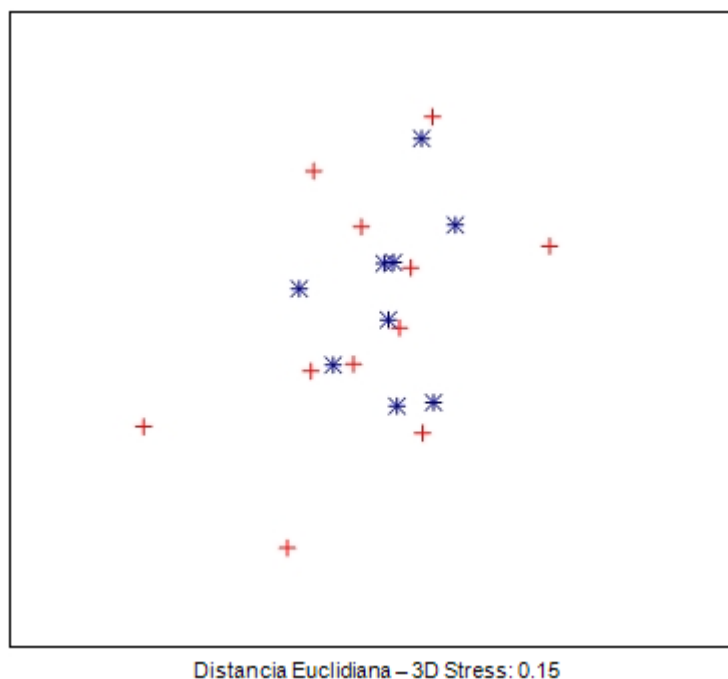


Figura 6. Análisis MDS de los componentes fisiográficos de las estaciones de muestreo de la cuenca del Limarí. (*) Localidades de referencia; (+) Localidades Impactadas.

3.4.2. Determinación del gradiente de estrés

Considerando los resultados de la tipología de la cuenca se realizó un ACP utilizando las variables ambientales descritas en la metodología de este estudio, incorporando todas las localidades de muestreo.

En la cuenca del Limarí, los dos primeros componentes del ACP explicaron un 67,5% de la varianza total, siendo el primer componente el que explicó un 48,45% de la varianza. Por lo cual, este fue seleccionado como el gradiente de presión de la cuenca, determinado tanto por la degradación hidromorfológica (QBR), como por la conductividad eléctrica (CE). En el ACP estas variables (QBR y CE) fueron las que presentaron el mayor peso en el primer eje de análisis ($> 0,4$). En la cuenca el gradiente de estrés localizó los sitios de muestreo en el primer componente de análisis según la perturbación del bosque de ribera y el valor de conductividad eléctrica, situando a las localidades con valores que indican una buena calidad del bosque de ribera y una baja CE a la derecha del gradiente y a las localidades con valores bajos de QBR y una elevada conductividad eléctrica a la izquierda del gradiente (Ver Figura 7). Este es un resultado esperado, ya que, la degradación del bosque de ribera está estrechamente

relacionada con el aumento de zonas agrícolas y urbanas, las cuales se presentan principalmente en el valle del río Limarí, determinando el incremento de la conductividad eléctrica del agua de forma considerable en las localidades ubicadas bajo la ciudad de Ovalle (Ver Figura 1).

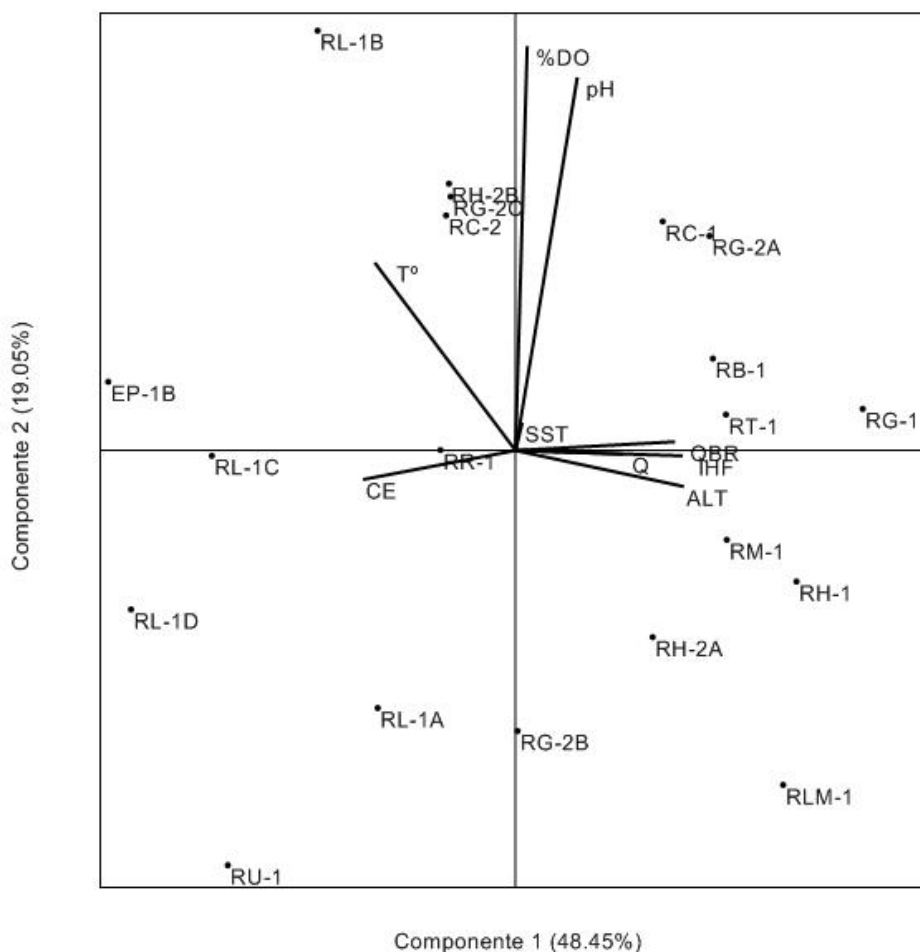


Figura 7. Disposición de las localidades de muestreo en el espacio definido por los dos primeros componentes en el ACP. Variables ambientales (vectores) y localidades de muestreo (•).

3.4.3. Selección de las métricas de calidad biológica

De un total de 74 métricas calculadas para cada una de las estaciones de muestreo de la cuenca (Anexo 3), únicamente 22 métricas presentaron una correlación de Pearson $\geq 0,6$ con el gradiente de presión determinado para la cuenca del Limarí (Ver Tabla 5). Las métricas altamente correlacionadas entre sí ($r \geq 0,8$) o incorporadas en índices u otras métricas también fueron excluidas, para simplificar lo máximo posible el número de métricas del índice multimétrico, seleccionando únicamente aquellas métricas que proporcionan una mayor información de la comunidad bentónica. Finalmente, mediante

la utilización gráfica de box plots y la evaluación de la ED se seleccionaron las métricas que constituyeron el índice multimétrico de la cuenca del Limarí. De este modo, de las 22 métricas correlacionadas se seleccionaron 5 métricas; taxa EPT, % individuos no insectos, % colectores, taxa reptadores y taxa tolerantes. Las cuales fueron capaces de discriminar con una ED > 50% entre sitios de referencia y sitios impactados (Tabla 5). La gráfica de box plot de cada una de estas métricas lo corrobora (Anexo 9). Dichas métricas constituyeron el índice multimétrico de la cuenca, el cual mediante aquellas métricas incorpora al índice distintos atributos ecológicos representados por la riqueza, la composición, el modo de alimentación, el tipo de locomoción y la tolerancia a la contaminación.

Tabla 5. Métricas preseleccionadas para la elaboración del índice multimétrico de la cuenca del Limarí, presentando cada una de ellas su correlación con el gradiente de estrés, la respuesta esperada, su eficiencia discriminativa (ED) y la justificación para incluir o excluir la métrica.

Métricas	Correlación Gradiente	ED	Respuesta Esperada	Justificación para incluir o excluir la métrica en el índice final
Riqueza				
Taxa Trichoptera	-0,9		Decrece	Altamente correlacionado e Incluido en Taxa EPT
Taxa Coleóptera	-0,8		Decrece	Altamente correlacionado con Taxa EPT
Taxa Gastropoda	0,6		Decrece	No refleja una buena respuesta (Incrementa con el gradiente)
Taxa EPT	-0,8	90,9%	Decrece	Correlación con el gradiente y ED aceptable
Composición				
Ephe - Baet	-0,6		Decrece	Altamente correlacionado con Taxa EPT
% Ind. Insectos	-0,7		Decrece	Altamente correlacionado con % No Insectos y Taxa EPT
% Ind. No insectos	0,7	72,7%	Incrementa	Correlación con el gradiente y ED aceptable
%Chiro+Olig+Gast	0,7		Incrementa	Altamente correlacionado con % Ephemeroptera
% Ephemeroptera	-0,6		Decrece	Altamente correlacionado con Taxa EPT
% Coleóptera	-0,7		Decrece	Altamente correlacionado con Taxa Tolerantes
% Gastropoda	0,7		Decrece	No refleja una buena respuesta (Incrementa con el gradiente)
Alimentación				
Taxa Trituradores	-0,7	27,3%	Decrece	ED baja, no refleja una buena respuesta
% Colectores	-0,6	72,7%	Decrece	Correlación con el gradiente y ED aceptable
% Perforadores	0,6		?	Desconocimiento de la respuesta
Locomoción				
Taxa Fijadores	-0,9		Decrece	Altamente correlacionado con Taxa EPT
Taxa Reptadores	-0,7	54,6%	Decrece	Correlación con el gradiente y ED aceptable
Taxa Nadadores	-0,6		Decrece	Altamente correlacionado con Taxa EPT
Tolerancia				
Taxa Tolerantes	0,7	63,6%	Incrementa	Correlación con el gradiente y ED aceptable
Taxa Intolerantes	-0,8		Decrece	Altamente correlacionado con Taxa EPT
% Taxa Tolerantes	0,8		Incrementa	Altamente correlacionado Taxa Tolerantes
% Taxa Intolerantes	-0,8		Decrece	Altamente correlacionado con Taxa EPT
% Ind. Intolerantes	-0,8		Decrece	Altamente correlacionado con Taxa EPT

* En color gris se destacan las métricas seleccionadas para la construcción del índice multimétrico de la cuenca del Limarí.
Ind. Abreviatura para individuos.

3.4.4. Propuesta de índice multimétrico para la cuenca del río Limarí

Utilizando las 5 métricas seleccionadas se desarrollo el índice multimétrico para la cuenca en estudio. Cada una de estas métricas fue estandarizada considerando su respuesta frente al gradiente de perturbaciones (Tabla 6), para poder obtener el valor final del índice en cada localidad.

Tabla 6. Índice multimétrico de la cuenca del Limarí; percentiles (5 ó 95), valor mínimo o máximo y fórmula de estandarización final de cada una de las métricas seleccionadas según su respuesta al gradiente de estrés.

Métricas que decrecen con el gradiente	Percentil 95	Valor Mínimo	Formula de estandarización Final $X = \text{Valor de la métrica}$
Taxa EPT	11	3	$(100 * (X/8))$
% Colectores	89,82	14,54	$(100 * (X/75,28))$
Taxa Reptadores	3	0	$(100 * (X/3))$
Métricas que incrementan con el gradiente	Percentil 5	Valor Máximo	Formula de estandarización Final $X = \text{Valor de la métrica}$
% Individuos No Insectos	0,53	76,01	$(100 * ((76,01 - X)/75,48))$
Taxa Tolerantes	1	6	$(100 * ((6 - X)/5))$

A continuación, para definir la calidad del agua de los ríos de la cuenca según la DMA se establecieron cinco rangos de calificación desde *Muy Bueno* a *Pésimo*, utilizando los valores finales del índice. Los rangos de calidad *Muy bueno* y *Bueno* se establecieron utilizando el percentil 75 y 25 de las localidades de referencia, mientras que los rangos de calidad *Moderado*, *Malo* y *Pésimo* se determinaron bajo el percentil 25 de las localidades de referencia, entre el rango de valores de las localidades impactadas (Ver Figura 8).

En la Tabla 7 se presentan los cinco rangos de calidad del agua con su respectiva calificación, la cual es asociada a un color para su representación cartográfica.

Tabla 7. Calificación de la calidad del agua para cada de rango de valores establecidos para la cuenca del Limarí y el respectivo color para su representación cartográfica.

Calificación	Rango	Color
Muy Bueno	≥ 90	Azul
Bueno	72 - 89	Verde
Moderado	50 - 71	Amarillo
Malo	28 - 49	Naranja
Pésimo	≤ 27	Rojo

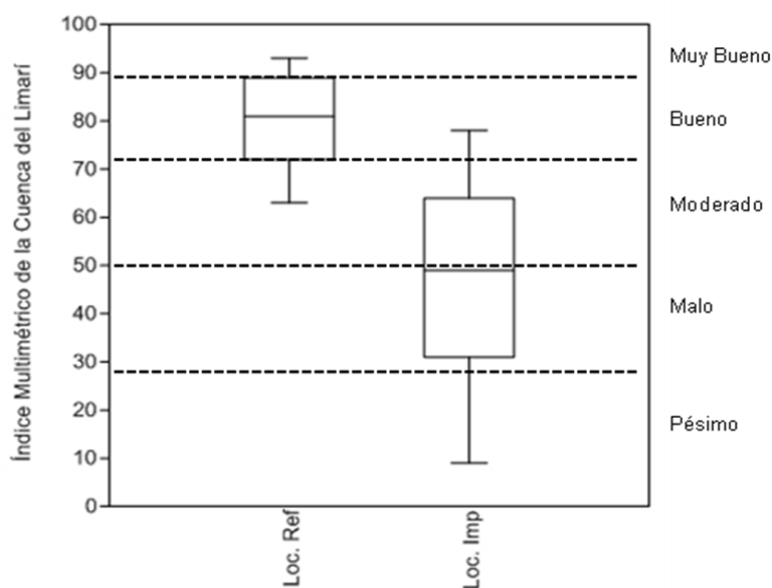


Figura 8. Box plot de los valores del índice multimétrico para localidades de referencia (Loc. Ref.) e impactadas (Loc. Imp.). La línea discontinua señala los límites entre rangos de calidad y su respectiva calificación.

Finalmente, se calculó la eficiencia discriminativa del índice multimétrico propuesto, el cual presentó una elevada discriminación entre localidades de referencia y localidades impactadas con una ED igual al 90,91% y que se observa claramente en la gráfica del box plot (Figura 8).

3.5. Validación del índice multimétrico

La validación del índice multimétrico de la cuenca del Limarí se llevó a cabo utilizando una base de datos de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos de la cuenca del río Choapa, la cual limita por el sector norte de Chile con la cuenca del Limarí.

La cuenca del Choapa cuenta con 6 sitios de muestreo, de los cuales sólo una 1 localidad presentó las condiciones necesarias para ser considerada de referencia, a diferencia de las otras 5 localidades las que presentaron algún nivel de impacto antrópico para definirlas como impactadas. La eficiencia discriminativa calculada para la localidad de referencia como para las localidades impactadas de la cuenca del Choapa nos señalan que el índice multimétrico propuesto presenta una muy buena discriminación (ED = 100%) entre localidades de referencia e impactadas (Ver Figura 9), siendo también un índice aplicable en la cuenca de validación.

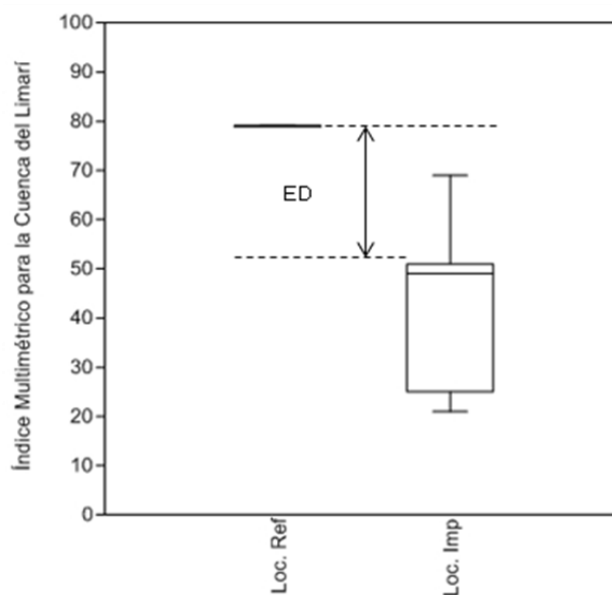


Figura 9. Box plot de los valores obtenidos de la validación del índice multimétrico en las localidades de referencia (Loc. Ref.) y las localidades impactadas (Loc. Imp.) de los ríos de la cuenca del Choapa. La línea discontinua y la fecha señalan la capacidad del índice en discriminar entre localidades.

Para la validación del índice multimétrico hubiese sido preferible contar con un mayor número de localidades de muestreo en la cuenca del Choapa, sobre todo con una mayor cantidad de sitios referencia. Esto no fue posible debido al bajo número total de localidades ($N = 6$) consideradas en el estudio que nos proporcionó los datos de los macroinvertebrados bentónicos, y por la intensa explotación minera en dicha cuenca (Anexo 10), la cual determina de forma inmediata que una localidad de muestreo no pueda ser considerada como de referencia. Siendo necesarios muchos más estudios y monitoreos biológicos en la zona semiárida del norte de Chile.

3.6. Aplicación del índice multimétrico en la cuenca del Limarí

Al calcular el índice multimétrico para la cuenca del Limarí se registró que las 20 localidades en estudio se encontraron distribuidas entre los cinco rangos de calidad del agua definidos para la cuenca, desde una *Muy Buena* a una *Pésima* calidad (Ver Figura 10). Este índice calificó a 3 localidades en *Muy Buena* calidad, 8 localidades con una calificación de *Buena* calidad, 5 localidades en la categoría de *Moderada* calidad, 2 localidades en el rango de *Mala* calidad y 2 localidades en una condición de *Pésima* calidad del agua. Como se esperaba los valores más altos del índice (*Muy Buena* a *Buena* calidad) se obtuvieron en las localidades establecidas como de referencia

situadas en las zonas más altas, mientras que los valores más bajos (*Mala a Pésima* calidad) se obtuvieron en las localidades de la zona baja de la cuenca, donde la agricultura y el efecto de los embalses presenta su mayor magnitud.

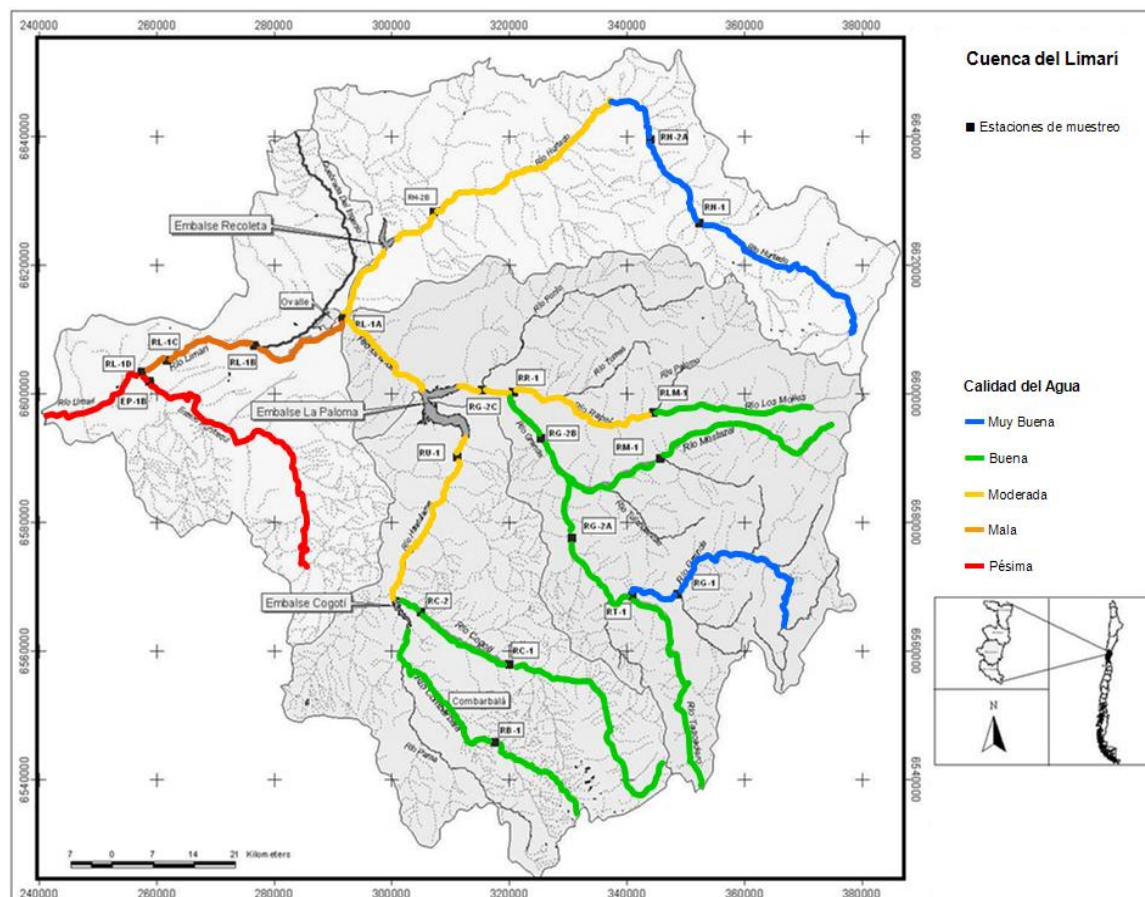


Figura 10. Niveles de calidad del agua según el índice multimétrico propuesto para la cuenca del Limarí.

3.7. Relación entre índices de calidad biológica y el gradiente de estrés

Como se describió en la metodología, se han seleccionado cinco maneras diferentes de medir la calidad biológica de la cuenca del Limarí. Un índice unimétrico (EPT), dos bióticos (ChBMWP y ChIBF) y dos multimétricos (IMEERA y el índice propuesto para la cuenca del Limarí). Al comparar gráficamente el EQR de los cinco índices aplicados para medir la calidad biológica, calculados para las 20 localidades en estudio contra el gradiente de estrés ambiental, se observó que el índice multimétrico desarrollado para la cuenca del Limarí presentó el mayor coeficiente de regresión ajustado ($R^2 = 0,81$), en comparación al multimétrico IMEERA y el unimétrico EPT (ambos con un $R^2 = 0,69$),

y que los índices bióticos ChBMWP ($R^2 = 0,56$) y ChIBF ($R^2 = 0,41$) (Ver Figura 11). Mostrando aquel índice multimétrico el mejor modelo de ajuste frente al gradiente de estrés, detectando la mayor proporción de impactos sobre las comunidades de invertebrados acuáticos, reflejando la evaluación más precisa del estado ecológico de la cuenca del Limarí.

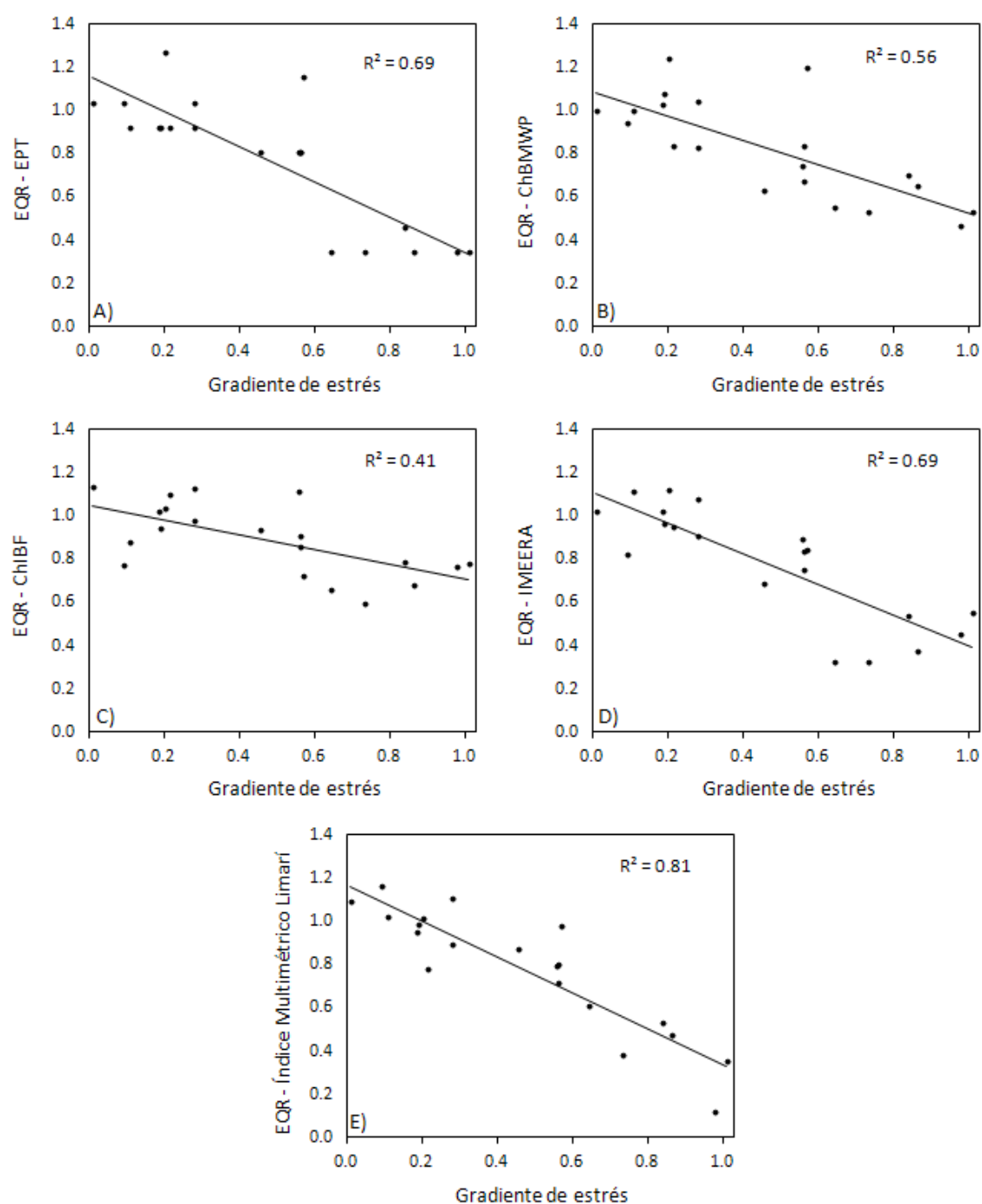


Figura 11. Relación entre la métrica EPT (A); los índices bióticos ChBMWP (B) y ChIBF (C); y los índices multimétricos IMEERA (D) y Limarí (E) frente al gradiente de estrés de la cuenca en estudio. Cada gráfica muestra el coeficiente de regresión lineal ajustado (R^2) de cada índice.

4. DISCUSIÓN

Las variaciones en los parámetros físicos y químicos del agua, pueden ser difíciles de detectar, tanto por haberse mitigado sus efectos unos kilómetros más abajo, como por ser sólo detectables en el momento en el que se producen. En este sentido, el estudio de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos permite realizar un rápido análisis que refleja la situación del sistema acuático e informa si en el pasado se han producido alteraciones, integrando los componentes químicos, físicos y biológicos. Siendo, las características físico-químicas del medio acuático como pH, conductividad, oxígeno disuelto y temperatura, las que suelen ejercer una importante influencia sobre la distribución de los macroinvertebrados fluviales (Vivas et al., 2002) y son a menudo los parámetros a los cuales los organismos son más sensibles (Roldán, 1992). De esta forma, en los tramos donde se detecten problemas pueden establecerse medidas para detectar las posibles fuentes de dichas alteraciones, y por ello el uso de indicadores biológicos representa una herramienta útil y rápida para la evaluación de la calidad de las aguas (Ozcoz et al., 2006).

La composición y diversidad de la fauna de los macroinvertebrados acuáticos puede mostrar una gran variabilidad en condiciones naturales y esto dependerá de las características físicas, climáticas y geomorfológicas en las cuales reside (Barbour et al., 1999; Green & Swietlik, 2000). En este estudio se observaron diferencias evidentes en la composición de las comunidades de macroinvertebrados, provocadas principalmente por el impacto de las actividades humanas desarrolladas en la cuenca, más que por condiciones naturales. Especialmente en la zona media y baja de la cuenca del Limarí, donde el impacto generado por la agricultura, la regulación de los ríos y el emplazamiento de embalses presenta su mayor extensión. Estas diferencias se reflejan notoriamente en las características del hábitat fluvial (IHF) y la calidad del bosque de ribera (QBR), las cuales se corresponden con el gradiente de disminución de la calidad biológica, el cual refleja sus cambios en distintos atributos de la comunidad bentónica, como riqueza, composición, abundancia o densidad de individuos (Cao et al., 1997). Dichos cambios en la comunidad biológica en estudio son correctamente interpretados por el índice multimétrico propuesto para la cuenca, el cual presenta además una muy buena discriminación entre localidades de referencia e impactadas.

En esta investigación, ha sido posible distinguir que la mayor diversidad local se limita a la parte alta de la cuenca, tanto en el curso principal como en los tributarios, disminuyendo considerablemente en la parte media y baja de la cuenca, en donde, órdenes de reconocida sensibilidad como Plecóptera, Ephemeroptera y Trichoptera (Norris & Hawkins, 2000; Rabeni & Wald, 2001; Rice et al., 2001), no toleran las condiciones de estrés de la cuenca, desapareciendo o encontrándose en muy baja abundancia. Mientras que grupos oportunistas como quironómidos, oligoquetos, gasterópodos y turbelarios, son capaces de tolerar altas concentraciones de carga orgánica y extensos períodos con bajas concentraciones de oxígeno, condiciones que les permiten alcanzar una alta tasa reproductiva (Welch, 1992; Kolar & Frank, 1993; Muñoz & Prat, 1996; Beavan et al., 2001; Kay et al., 2001; Newall & Tiller, 2002).

Los resultados obtenidos considerando una mayor resolución taxonómica de los macroinvertebrados presentes en el curso más extenso y representativo de la cuenca, a nivel de género superan ampliamente el número de taxa determinados a nivel de familia. Esto es particularmente importante en familias con una alta riqueza de géneros, como Chironomidae, cuyos efectos de una mejor resolución taxonómica sobre la identificación de patrones ambientales han sido evidenciados con anterioridad (Wymer & Cook, 2003; Rossaro et al., 2006). Considerando que dicha familia fue registrada en todas las localidades de muestreo y representó más del 35% del total de la comunidad de macroinvertebrados, presentando una amplia distribución y diversidad en la cuenca del Limarí, los quironómidos han sido considerados frecuentemente como potenciales organismos indicadores en el monitoreo de perturbaciones (Saether, 1979; Lenat, 1983; Helson et al., 2006).

Existen diversas metodologías de análisis que nos permiten estimar en qué grado se encuentra afectada la comunidad y en general, el impacto sobre el ecosistema; sin embargo, no nos indican cuál es la causa específica que los afecta, lo cual debe ser estimado mediante la asociación con otras variables físicas, químicas o potenciales fuentes de estrés (Bis et al., 2000; Nerbonne & Vondracek, 2001). Al respecto, el análisis de relaciones canónicas es la herramienta que busca relaciones entre las variables bióticas y abióticas en estudio (Torralva et al., 1996; Mellado et al., 2002). Este nos permite definir cuáles son las variables que mejor explican la estructura comunitaria, observando en este trabajo que las variables ambientales y biológicas se

encontraron ambas asociadas al fuerte impacto que ejerce la actividad antrópica sobre el sistema acuático de la cuenca del Limarí. Los análisis canónicos de correspondencias realizados tanto a nivel de familia como de género muestran una buena interpretación de la relación entre las variables ambientales y los macroinvertebrados bentónicos con más de un 60% de la varianza total explicada por las dos primeras dimensiones del análisis. Mostrando una clara asociación e influencia de los parámetros hidromorfológicos (IHF y QBR) y las variables fisicoquímicas temperatura (T°) y conductividad (CE) con respecto a la composición distribución de las comunidades de macroinvertebrados en la cuenca del Limarí.

En cuanto al índice multimétrico propuesto para la cuenca del Limarí, este permitió definir áreas en un muy buen estado y otras fuertemente impactadas desde el punto de vista biológico. Observándose una clara tendencia a la disminución de la calidad de las aguas, en las zonas bajas de la cuenca en respuesta a la actividad agrícola y/o a variaciones en el caudal provocadas por los embalses. Esta tendencia también es evidenciada en el hábitat fluvial, la calidad del bosque de ribera y los otros cuatro índices biológicos aplicados en la cuenca (EPT, ChBMWP, ChIBF e IMEERA).

Una de las ventajas del índice multimétrico es que contempla distintos atributos biológicos al considerar un amplio espectro de métricas, por lo que permite detectar las consecuencias de las distintas perturbaciones antropogénicas (Karr & Chu 1999; Angermeier et al. 2000, Moya et al., 2011). El índice propuesto fue constituido por cinco métricas, que representan distintos atributos biológicos. La métrica taxa EPT representa la riqueza al integrar grupos sensibles a las perturbaciones antropogénicas (Rosenberg & Resh 1993); el porcentaje de individuos no insectos incorpora la composición de los grupos que no pertenecen a la clase Insecta y que en sitios contaminados tienen una representación aún más importante; el porcentaje de colectores que es una métrica basada en la composición trófica que señala la condición funcional en la cadena alimentaria (Moya et al., 2011); el número de taxones reptadores es una medida de riqueza con respecto al modo de locomoción y por último, una métrica basada en la riqueza de taxa tolerantes frente a la contaminación.

En cuanto a los cinco índices analizados, el índice multimétrico desarrollado para la cuenca mostró el mejor ajuste ($R^2 = 0,81$) con el gradiente de estrés en comparación a

EPT, ChBMWP, ChIBF e IMEERA ($R^2 = 0,69$ a $0,41$). El alto coeficiente de regresión del índice multimétrico propuesto en relación al ChIBF que presentó el valor de ajuste más bajo se explica probablemente a que este índice biótico no incluye a familias pertenecientes al orden Díptera (Culicidae y Dixidae) y a la clase Gastropoda (Ancyliidae y Planorbiidae) que están presentes en el área de estudio, registrándose algunas con mucha frecuencia. Por lo tanto, el índice multimétrico propuesto para la cuenca del Limarí presentaría la mejor respuesta frente al gradiente de estrés de la cuenca, representando una mejor composición y estructura de la comunidad de macroinvertebrados del área en estudio (Sánchez-Montoya et al., 2010).

Finalmente, este trabajo es la primera propuesta de índice multimétrico desarrollado a partir de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos para la evaluación de la calidad ecológica en ríos chilenos. Proponiendo su utilización en la cuenca del Limarí, para la cual fue diseñado como para otras cuencas semiáridas del norte de Chile, donde debería validarse su utilización.

5. CONCLUSIONES

1. En la cuenca en estudio se colectó un total de 45 familias de invertebrados acuáticos. Registrándose en el tramo más extenso, río Grande y Limarí, un total de 53 géneros, aportando por primera vez con una identificación exhaustiva de quironómidos hasta dicho nivel taxonómico.
2. La distribución de familias de reconocida sensibilidad como Griptopterygiidae, Leptophlebiidae e Hydrobiosidae (EPT), en las subcuencas Hurtado, Grande y Huatulame, señala que dichas familias no toleran las condiciones ambientales de estrés que presenta la subcuenca del Limarí, en parte baja de la cuenca, donde si es importante la presencia y abundancia de familias tolerantes como Chironomidae, Hydrobiidae, Physidae, Naididae y Dugesiidae.
3. La comunidad de macroinvertebrados presenta un patrón de distribución determinado principalmente por factores hidromorfológicos y fisicoquímicos, como el hábitat fluvial, la vegetación de ribera, la temperatura y la conductividad. Especialmente en la zona media y baja de la cuenca donde aquellos factores están fuertemente alterados por el impacto antrópico de la agricultura, el emplazamiento de embalses y las zonas urbanas.
4. Los resultados obtenidos a partir del desarrollo de una metodología multimétrica sugieren que la utilización de un índice multimétrico diseñado para una determinada área de estudio entrega la mejor evaluación del estado ecológico del sistema fluvial, como resultó ser para la cuenca del Limarí. En donde el índice definió aguas desde una *Muy Buena* a *Pésima* calidad, siendo capaz de separar muy bien entre localidades de referencia e impactadas.
5. Se propone el diseño y aplicación de índices multimétricos en otras zonas de Chile, con el propósito de aumentar la robustez y efectividad en la evaluación de la calidad de las aguas de los ríos chilenos.

6. REFERENCIAS

- Acosta, R., B. Ríos, M. Rieradevall & N. Prat. 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: 35-64.
- Alba-Tercedor, J. 1996. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. IV Simposio del Agua en Andalucía 2: 203-213.
- Allan, J. D. 2004. Landscape and Riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. *Annual Reviews Ecological Systems* 35: 257-284.
- Angermeier, P. L., R. A. Smogor & J. R. Stauffer. 2000. Regional frameworks and candidate metrics for assessing biotic integrity in mid-Atlantic highland streams. *T. Am. Fish. Soc.* 129: 962-981.
- Armitage, P. D. & G. E. Petts. 1992. Biotic score and prediction to asses the effects of water abstractions on river macroinvertebrates for conservation purposes. *Aq. Cons.: Mar. Fresw. Ecos.* 2: 1-17.
- Bailey, S., I. Duggan & C. van Overdijk. 2003. Viability of invertebrate diapausing eggs collected from residual ballast sediment. *American Society of Limnology and Oceanography* 48 (4): 1701-1710.
- Baptista, D. F., D. F. Buss, M. Egler, A. Giovanelli, M. P. Silveira & J.L. Nessimian. 2006. A multimetric index base on benthic macroinvertebrates for evaluation of Atlantic Forest streams at Rio de Janeiro State, Brazil. *Hydrobiologia* 575: 83-94.
- Barbour, M. T., J. Gerritsen, G. E. Griffith, R. Frydenborg, E. McCarron, J. S. White & M. L. Bastian. 1996. A Framework for Biological Criteria for Florida Streams Using Benthic Macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society* 15: 185-211.
- Barbour, M. T., J. Gerrisen, B. Snyder & S. James. 1999. Rapid Bioassessment Protocols For Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish (Second ed.). Washington, DC 20460: U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water.
- Barbour, M. T., J. B. Stribling & P. M. Verdonschot. 2006. The Multihabitat Approach of USEPA'S Rapid Bioassessment Protocols: Benthic Macroinvertebrates. *Limnetica* 25: 839-850.
- Beavan, L., J. Sadler & C. Pinder. 2001. The invertebrate fauna of a physically modified urban river. *Hydrobiology* 445: 97-108.
- Bis, B., A. Zdanowicz & M. Zalewski. 2000. Effects of catchment properties on thydrochemistry, habitat complexity and invertebrate community structure in a lowland river. *Hydrobiology* 422: 369-387.

- Bonada, N., N. Prat, V. Resh & B. Statzner. 2006. Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology* 51: 495-523.
- Boonsoong, B., N. Sangpraddub & M. T. Barbour. 2009. Development of rapid bioassessment: a comparative analysis of recent approaches. *Annual Review of Entomology* 51: 495-523.
- Bunn, A. J. & P. M. Davies. 2000. Biological processes in running waters and their implications for the assessment of ecological integrity. *Hydrobiologia* 422/423: 461-470.
- Burton, J. & J. Gerritsen. 2003. A Stream Condition Index for Virginia Non-Coastal Streams. Tetra Tech: 163 pp.
- Cao, Y., A. Bark & P. Williams. 1997. Analysing benthic macroinvertebrate community changes along a pollution gradient: a framework for the development of biotic indices. *Water Research* 31: 884-892.
- Carter, J. L., S. V. Fend & S. Kennelly. 1996. The relationships among three habitat scales and stream benthic invertebrate community structure. *Freshwater Biology* 35: 109-124.
- CENMA. 2010a. Análisis de la Composición Fisicoquímica de los Sedimentos Fluviales y su Relación con la Disponibilidad de Metales en el Agua: Cuenca del Río Choapa. Centro Nacional del Medio Ambiente. 158 pp.
- CENMA. 2010b. Propuesta de Utilización de Biocriterios para la Implementación y Monitoreo de la Norma Secundaria de Calidad Ambiental: Resultados Cuenca del Río Limarí y Mataquito. Centro Nacional del Medio Ambiente. 302 pp.
- Cummins, K. W. 2002. Riparian-stream linkage paradigm. *Verhandlungen der internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 28: 49-58.
- De Pauw, N., P. Ghetti, P. Manzini & R. Spaggiari. 1992. Biological assessment methods for running and control (Eds. P. Newman, A. Piavaux & R. Sweeting): 217-248. Commission of the European Communities, EUR14606 EN-FR, 1992-III, 751 p. Bruselas.
- DGA. 2004. Diagnóstico y clasificación de los cursos y cuerpos de agua según objetivos de calidad. Cuenca del río Limarí. CADE-IDEPE, Consultores en Ingeniería. 125 pp.
- Dolédéc, S., J. M. Olivier & B. Statzner. 2000. Accurate description of the abundance of taxa and their biological traits in stream invertebrate communities: Effects of taxonomic and spatial resolution. *Achiv für Hydrobiologie* 148: 25-43.

- Domínguez, E. & H. Fernández. 2009. Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos (Primera ed.). San Miguel de Tucumán-Argentina: Fundación Miguel Lillo. 654 pp.
- EPA. 1990. Biological criteria: National program guidance for surface waters. Washington, DC: Environmental Protection Agency; Office of water regulation and standards. 68 pp.
- European Commission. 2005. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document No. 14. Guidance on the Intercalibration Process 2004-2006. 26 pp.
- Figueroa, R., A. Palma, V. Ruiz & X. Niell. 2007. Análisis comparativo de índices bióticos utilizados en la evaluación de la calidad de las aguas en un río mediterráneo de Chile: río Chillan, VIII Región. *Revista Chilena de Historia Natural* 80: 225-242.
- Furse, M. T., D. Moss, J. F. Wright & P. D. Armitage. 1984. The influence of seasonal and taxonomic factors on the ordination and classification of running water sites in Great Britain and on the prediction of their macroinvertebrate communities. *Freshwater Biology* 14: 257-280.
- Gerritsen, J. B., B. K. Jessup, E. Leppo & J. White. 2000. Development of lake condition indexes (LCI) for Florida. Prepared for the Florida Department of Environmental Protection, Tallahassee, Florida.
- Green, J. & W. Swietlik. 2000. A Stream Condition Index (SCI) for west Virginia wadeables stream. *Tetra Tech*: 80 pp.
- Guetti, P. F. 1997. Manuale di applicazione Indice Biotico Esteso (IBE): I macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti. Provincia autónoma di Trento. Agenzia Provinciale per la protezione dell'ambiente. Trento. Italia. 222 pp.
- Gutiérrez, S. 2007. Consultoría técnica. Anteproyecto normas secundarias de calidad ambiental para la protección de las aguas continentales superficiales de la Cuenca del Río Limarí.
- Hammer, Ø., D. A. T. Harper & P. D. Ryan. 2001. PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Paleontología Electrónica* 4 (1): 9 pp.
- Hauer, F. & G. Lamberti. 1996. Methods in stream ecology. Academic Press, New York, New York, USA. 674 pp.
- Helson, J. E., D. D. Williams, & D. Turner. 2006. Larval chironomid community organization in four tropical rivers: human impacts and longitudinal zonation. *Hydrobiologia* 559: 413-431.

- Hellawell, J. M. 1986. Biological indicators of freshwater pollution and environmental management, Elsevier, England. 546 pp.
- Hering, D., R. K. Johnson, S. Kramm, S. Schmutz, K. Szoszkiewicz & P.F.M. Verdonschot. 2006. Assessment of European streams with diatoms, macrophytes, macroinvertebrates and fish: a comparative metric-based analysis of organism response to stress. *Freshwater Biology* 51: 1757-1785.
- Hinselhoff, W. L. 1988. Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. *Journal North American Benthological Society* 7:65-68.
- INE. 2002. Censo 2002. Síntesis de Resultados. Instituto Nacional de Estadística. 50 pp.
- Kaesler, R. L. & E. E. Herricks. 1979. Hierarchical diversity of communities of aquatic insects and fishes. *Water Research Bulletin* 15 1117-1125.
- Karr, J. R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6: 21-27.
- Karr, J. R. & E. W. CHU. 1999. Restoring Life in Running Waters: Better Biological Monitoring. Island Press Washington, D.C.
- Kay, W. R., S. A. Halse, M. D. Scanlon & M. J. Smith. 2001. Distribution and environmental tolerances of aquatic macroinvertebrate families in the agricultural zones of southwestern Australia. *Journal of the Nortamerican Benthological Society* 20: 182-199.
- Kolar, C. S. & J. R. Frank. 1993. Interaccion of a biotic factor (predador presence) and a abiotic factor (low oxigen) as an influence on benthic invertebrates communities. *Oecologia* 952: 210-219.
- Lang, C. & O. Reymond. 1995. An improved index of environmental quality for Swiss rivers based on benthic invertebrates. *Aquatic Sciences* 57: 172-180.
- Lenat, D. R. 1983. Chironomid Taxa Richness: Natural Variation and Use in Pollution Assessment. *Freshwater Invertebrate Biology* 2 (4): 192-198.
- Lenat, D. R. & M. T. Barbour. 1994. Using benthic macroinvertebrate community structure for rapid, cost-effective, water quality monitoring: rapid bioassessment. In: Loeb S.L. & A. Spacie (eds.) *Biological monitoring of aquatic systems*. Lewis Publishers, Chapter 11: 187-215.
- Loeb, S. L. & A. Spacie. 1994. *Biological monitoring of aquatic systems*. Florida, Lewis Publishers, 381p.
- Mellado, A., M. L. Suárez, J. M. Moreno & M. R. Vidal-Abarca. 2002. Aquatic macroinvertebrate biodiversity in the Segura River Basin (SE Spain). *Verhandlungden der internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 28: 1157-1162.

- Merrit, R. & K. W. Cummins. 1996. An introduction to the Insects of North America (Tercera ed.). Iowa, USA: Kendall Hunt Publishing.
- MOP. 2002. Embalse Paloma. Ministério de Obras Públicas. Dirección de Obras Hidráulicas. Ovalle, Chile. 12 pp.
- Moya, N., E. Domínguez, E. Goitia & T. Oberdorff. 2011. Desarrollo de un índice multimétrico basado en macroinvertebrados acuáticos para evaluar la integridad biológica en ríos de los valles interandinos de Bolivia. *Ecología Austral* 21: 135-147.
- Munné, A., N. Prat, C. Solá, N. Bonada & M. Rieradevall. 2003. A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 13: 147-136.
- Munné, A. & N. Prat. 2009. Use of macroinvertebrate-based multimétrico indices for water quality evaluation in Spanish Mediterranean Rivers: an intercalibration approach with the IBMWP index. *Hydrobiologia* 628: 203-225.
- Muñoz, I. & N. Prat. 1996. Effects of water abstraction and pollution on macroinvertebrate community in mediterranean river. *Limnética* 12 (1): 9-16.
- Nerbonne, B. A. & B. Vondracek. 2001. Effects of local land use on physical habitat, benthic macroinvertebrate, and fish in the Whitewater River, Minnesota, USA. *Environmental Management* 28: 87-99.
- Newall, P. & D. Tiller. 2002. Derivation of nutriente guidelines for streams in Victoria, Australia. *Environmental Monitoring and Assessment* 74: 85-103.
- Norris, R. H. & C. P. Hawkins. 2000. Monitoring river health. *Hydrobiology* 435: 5-17.
- Oberdorff, T., D. Pont, B. Hugueny & D. Chessel. 2001. A probabilistic model characterizing riverine fish communities of French rivers: a framework for environmental assessment. *Freshwater Biology* 46: 399-415.
- Oberdorff, T., D. Pont, B. Hugueny & J. P. Porchet. 2002. Development and validation of a fish-based index for the assessment of "river health" in France. *Freshwater Biology* 47: 1720-1734.
- Ortiz-Casas, J.L. 2002. La directiva marco del agua (2000/60/CE). Aspectos relevantes para el proyecto GUADALMED. *Limnetica* 21 (3-4): 5-12.
- Osborne, L. L., R. W. Davies & K. J. Linton. 1980. Use of hierarchical diversity indices in lotic community analysis. *Journal of Applied Ecology* 17: 567-580.
- Oscóz, J., F. Campos & M. C. Escala. 2006. Variación de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos en relación con la calidad de las aguas. *Limnetica* 25 (3): 683-692.

- Pardo, I., M. Álvarez, J. Casas, J. L. Moreno, S. Vivas, N. Bonada, J. Alba-Tercedor, P. Jáimez-Cúellar, G. Moyá, N. Prat, S. Robles, M. L. Suárez, M. Toro & M. R. Vidal-Abarca. 2002. El hábitat de los ríos mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de hábitat. *Limnetica* 21: 115-133.
- Pérez, R., R. Pineda & M. Nava. 2007. Integridad Biótica de Ambientes acuáticos. En: *Perspectivas de conservación de ecosistemas acuáticos en México*. SEMARNAT-INE-F&WS-UPC-UMSNH: 71-111.
- Pinder, L. C. V. 1983. The larvae of Chironomidae (Diptera) of the Holartic region-Introduction. *Entomologica Scandinavica*, Supplement 19: 7-10.
- Pollard, P. & W. van de Blunt. 2005. Template for the development of a boundary setting protocol for the purposes of the intercalibration exercise. Agreed version of WG 2.A Ecological Status. Version 1.2. 6 June 2005. Ispra: 24 pp.
- Pont, D., B. Hugueny, B. Beier, D. Goffaux, A. Melcher, R. Noble, C. Rogers, N. Roset & S. Schmutz. 2006. Assessing river biotic condition at a continental metrics and fish assemblages. *Journal of Applied Ecology* 43: 70-80.
- Prat, N., B. Ríos, R. Acosta & M. Rieradevall. 2009. Los macroinvertebrados como indicadores de la calidad de las aguas. En E. Domínguez, & H. Fernández (Eds.), *Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos*, Primera Ed.: 631-654 pp. San Miguel de Tucumán: Fundación Miguel Lillo.
- Prat, N., M. Rieradevall, R. Acosta & C. Villamarín. 2011. Guía para el reconocimiento de las larvas de Chironomidae (Díptera) de los ríos altoandinos de Ecuador y Perú. Clave para la determinación de los géneros. <http://www4.ub.edu/riosandes/>
- Rabeni, C. F. & N. Wald. 2001. Bioassessment of streams using macroinvertebrates: are the chironomidae necessary?. *Environmental Monitoring and Assessment* 71: 177-185.
- Raddum, G. G. & A. Fjellheim. 2002. Species composition of freshwater in relation to chemical and physical factors in high mountains in Soutwern Norway. *Water, Air, and Soil Pollution*, 2: 311-328.
- Resh, V. H. & J. K. Jackson. 1993. Rapid assessment approaches to biomonitoring using benthic macroinvertebrates. Pp. 195-223 in D. M. Rosenberg & V. H. Resh (eds.): *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. Chapman y Hall, New York. N.Y.
- Resh, V. H., M. M. Myers & M. J. Hannaford. 1995. Macroinvertebrates as biotic indicators of environmental quality. In: Hauer F.R. & G.A. Lamberty (Eds.) 1996. *Methods in Stream Ecology*. Academic Press. 674 pp.
- Rice, S. P., M. T. Greenwood & C. B. Joyce. 2001. Trubutaries sediment sources, and the longitudinal organisation of macroinvertebrate fauna along river system. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 58: 824-840.

- Roldán, G. 1992. Fundamentos de la Limnología Neotropical. Universidad de Antioquia. Medellín, 529 pp.
- Roldán, G. 1996. Guía para el estudio de macroinvertebrados del departamento de Antioquia Universidad de Antioquia (Primera ed.). Bogota-Colombia: Universidad de Antioquia. 217 pp.
- Rosenberg, D. & V. Resh. 1993. Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman. New York, USA. 488 pp.
- Rossaro, B., V. Lencioni, A. Boggero, & L. Marziali. 2006. Chironomids from Southern Alpine running waters: ecology, biogeography. *Hydrobiologia* 562: 231-246.
- Saether, O. A. 1979. Chironomid communities as water quality indicators. *Holarctic Ecology* 2 (2): 65-73.
- Sánchez-Montoya, M., M. Vidal-Abarca & M. Suárez. 2010. Comparing the sensitivity of diverse macroinvertebrate metrics to a multiple stressor gradient in Mediterranean streams and its influence on the assessment of ecological status. *Ecological Indicators* 10: 896-904.
- Segnini, S. 2003. El uso de los macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua corriente. *Ecotropicos* 16 (2): 45-63.
- Tiller, D. & L. Metzelling. 2002. Australia-wide assessment of river health: Victorian AusRivas sampling and processing manual. Monitoring river health. Initiative Technical Report no 15, commonwealth of Australia and VIC Environmental Protection Authority, Canberra and Melbourne. Australia. 20 pp.
- Thorne, R. S. & W. P. Williams. 1997. The response of benthic macroinvertebrates to pollution in developing countries: a multimetric system of bioassessment. *Freshwater Biology* 37: 671-686.
- Tomanova, S. & P. Usseglio-Polatera. 2007. Patterns of benthic community traits in neotropical streams: relationship to mesoscale spatial variability. *Fundamental and applied Limnology. Archiv für Hydrobiologie* 170 (3): 243-255.
- Torralva, M. M., F. J. Oliva, N. A. Ubero-Pascal, J. Malo & M. A. Puig. 1996. Efectos de la regulación sobre los macroinvertebrados en el río Segura (S.E. España). *Limnética* 11 (2): 49-56.
- Villamarín, C., N. Prat, M. Rieradevall, M. Paul & M. T. Barbour. Submitted. Development of an assessment tool to measure the ecological condition of tropical high Andean streams in Ecuador and Perú: The IMEERA index. *Ecological Indicators*.

- Vivas, S., J. Casas, I. Pardo, S. Robles, N. Bonada, A. Mellado, N. Prat, J. Alba-Tercedor, M. Álvarez, M. M. Bayo, P. Jáimez-Cuéllar, M. L. Suárez, M. Toro, M. R. Vidal-Abarca, C. Zamora-Muñoz & G. Moyá. 2002. Aproximación multivariante en la exploración de la tolerancia ambiental de las familias de macroinvertebrados de los ríos mediterráneos del proyecto GUADALMED. *Limnetica* 21: 149-173.
- Wallace, J. B., S. L. Eggert, J. L. Meyer & J.R. Webster. 1997. Multiple trophic levels of a forest stream linked terrestrial litter input. *Science* 277: 102-104.
- Wallin, M., T. Wiederholm & K. Johnson. 2003. Guidance on establishing reference conditions and ecological status class boundaries for inland surface water CIS-WFD Strategic Coordination Group ed.: 93 pp.
- Welch, E. B. 1992. Ecological effects of wastewater. *Applied limnology and pollutant effects*. 2ª ed. Chapman & Hall. 425 pp.
- Wiseman, C. D. 2003. Multi-Metric Index Development for Biological Monitoring in Washington State Streams. Washington State Department of Ecology, Environmental Assessment Program: 29 pp.
- Wymer, D. A. & S. B. Cook. 2003. Effects of Chironomidae (Diptera) Taxonomic Resolution on Multivariate Analyses of Aquatic Insect Communities. *Journal of Freshwater Ecology* 18 (2): 179-186.

7. ANEXOS

Anexo 1. Registro fotográfico de las localidades de muestreo de la cuenca del río Limarí.



Anexo 1. Registro fotográfico de las localidades de muestreo de la cuenca del río Limarí (Continuación).



Anexo 2. Estadística descriptiva de cada subcuenca de las variables ambientales utilizadas para determinar el gradiente de estrés que afecta a la cuenca del río Limarí.

Cuenca Hidrográfica del Río Limarí				
Variables	Río Hurtado (n = 3)	Río Grande (n = 8)	Río Huatulame (n = 4)	Río Limarí (n = 5)
	Media (Min - Max)	Media (Min-Max)	Media (Min-Max)	Media (Min-Max)
Altitud (m.s.n.m.)	1320,3 (483 - 2018)	936,1 (465 - 1336)	854,3 (418 - 1282)	192,8 (165 - 225)
Caudal (m ³ /s)	0,82 (0,2 - 1,97)	0,90 (0,2 - 1,88)	0,30 (0,1 - 0,44)	0,34 (0,1 - 0,59)
Temperatura (°C)	20,9 (18,1 - 23,7)	19,3 (14,3 - 24,8)	23,1 (21,0 - 26,5)	25,0 (19,8 - 27,3)
pH	8,07 (7,9 - 8,3)	8,32 (8,0 - 8,8)	8,10 (7,3 - 8,5)	8,12 (7,5 - 9,1)
Oxígeno Disuelto (mg/L)	8,0 (6,8 - 10,1)	9,0 (6,5 - 11,5)	8,8 (6,3 - 11,1)	8,7 (6,3 - 10,8)
Oxígeno Disuelto (%)	104,6 (90,7 - 124,2)	98,3 (77,3 - 111,8)	103,9 (78,5 - 124,1)	99,0 (80,0 - 112,8)
Conductividad (uS/cm)	383,3 (220 - 590)	313,1 (130 - 610)	222,5 (80 - 450)	1662,0 (430-2490)
SST (mg/L)	3,2 (0,3 - 6,0)	4,1 (0,1 - 7,3)	3,0 (1,5 - 5,7)	3,0 (1,0 - 5,2)
Cl (mg/L)	9,43 (5,2 - 16,9)	8,09 (1,4 - 14,1)	5,05 (1,1 - 13,7)	356,26 (16,6 - 612,1)
SO ₄ (mg/L)	99,50 (73,5 - 126,3)	45,28 (18,5 - 98,3)	15,52 (0,6 - 55,0)	210,88 (52,0 - 312,4)
Ca (mg/L)	47,70 (31,0 - 78,0)	38,41 (17,0 - 62,7)	18,55 (3,1 - 49,0)	91,80 (37,7 - 148,8)
Mg (mg/L)	8,87 (4,1 - 11,6)	9,31 (2,1 - 22,1)	7,85 (2,4 - 12,0)	54,76 (14,9 - 86,2)
Na (mg/L)	13,23 (6,7 - 22,0)	13,23 (3,0 - 25,1)	11,88 (4,8 - 20,0)	175,24 (28,3 - 280,0)
K (mg/L)	1,63 (1,1 - 2,1)	1,29 (0,5 - 1,9)	0,98 (0,3 - 1,6)	4,72 (2,1 - 6,5)
QBR	88,3 (75 - 100)	74,4 (25 - 100)	57,5 (25 - 100)	34,0 (20 - 40)
qbr1	21,7 (15 - 25)	13,8 (0 - 25)	10,0 (5 - 25)	4,0 (0 - 5)
qbr2	16,7 (10 - 25)	16,3 (0 - 25)	15,0 (5 - 25)	5,0 (5 - 5)
qbr3	25,0 (25 - 25)	23,1 (15 - 25)	17,5 (10 - 25)	20,0 (0 - 25)
qbr4	25,0 (25 - 25)	21,3 (10 - 25)	15,0 (5 - 25)	5,0 (0 - 10)
IHF	70,7 (52 - 86)	71,9 (59 - 88)	59,8 (38 - 79)	45,8 (39 - 52)
ihf1	8,3 (5 - 10)	8,1 (5 - 10)	6,3 (0 - 10)	1,0 (0 - 5)
ihf2	10,0 (10 - 10)	9,8 (8 - 10)	8,5 (6 - 10)	7,6 (6 - 8)
ihf3	17,0 (14 - 20)	15,3 (10 - 20)	13,8 (9 - 17)	14,4 (10 - 17)
ihf4	6,7 (6 - 8)	6,5 (6 - 8)	5,5 (4 - 6)	5,6 (4 - 6)
ihf5	6,7 (5 - 10)	7,8 (5 - 10)	6,3 (5 - 10)	4,2 (3 - 5)
ihf6	5,3 (2 - 8)	5,8 (4 - 8)	4,5 (4 - 6)	4,0 (2 - 6)
ihf7	16,7 (10 - 20)	18,8 (10 - 30)	15,0 (10 - 25)	9,0 (5 - 10)

Anexo 3. Métricas utilizadas para la construcción del índice multimétrico y su respuesta esperada. Las métricas del rasgo de locomoción de las taxa se tradujeron según estudios que describen rasgos y categorías biológicas (Burton & Gerritsen, 2003; Tomanova & Usseglio-Polatera, 2007; Prat et al., 2009).

Categoría	Nombre de la métrica	Respuesta esperada
Métricas de Riqueza	Taxa Ephemeroptera	Decrece
	Taxa Plecóptera	Decrece
	Taxa Trichoptera	Decrece
	Taxa Coleóptera	Decrece
	Taxa Díptera	Incrementa
	Taxa Odonata	Incrementa
	Taxa Oligochaeta	Incrementa
	Taxa Gastropoda	Decrece
	Taxa Amphipoda	Decrece
	Nº Total de Taxa	Decrece
	Taxa EPT	Decrece
Métricas de Abundancia	Nº Total EPT	Decrece
	Nº Total Ephemeroptera - Baetidae	Decrece
	Nº Total de individuos	Incrementa
	Nº Total Chironomidae	Incrementa
	Nº Total Díptera - Chironomidae	Incrementa
Métricas de Composición	% No insectos	Incrementa
	% Insectos	Decrece
	% EPT	Decrece
	% Hydropsychidae de EPT	Decrece
	% Baetidae de EPT	Decrece
	% Hydropsychidae de Trichoptera	Decrece
	% Baetidae de Ephemeroptera	Incrementa
	% Chironomidae de Díptera	Incrementa
	%Chironomidae + Gastropoda	Incrementa
	%Chironomidae + Oligochaeta	Incrementa
	%Chironomidae + Gastropoda + Oligochaeta	Incrementa
	% Díptera , Gastropoda y Oligochaeta	Incrementa
	% Chironomidae	Incrementa
	% Ephemeroptera	Decrece
	% Plecóptera	Decrece
	% Trichoptera	Decrece
	% Coleóptera	Decrece
	% Odonata	Decrece
	% Díptera	Incrementa
	% Oligochaeta	Incrementa
	% Gastropoda	Decrece
	% Amphipoda	Decrece
Rasgo Biológico: Modo de alimentación	Taxa Filtradores	Incrementa
	Taxa Predadores	Decrece
	Taxa Colectores	Decrece
	Taxa Raspadores	Decrece
	Taxa Trituradores	Decrece
	Taxa Perforadores	Se desconoce
	% Filtradores	Decrece
	% Predadores	Decrece
	% Colectores	Decrece
	% Raspadores	Decrece
	% Trituradores	Decrece
	% Perforadores	Se desconoce
Rasgo Biológico: Locomoción	Taxa Fijadores	Decrece
	Taxa Trepadores	Decrece
	Taxa Reptadores	Decrece
	Taxa Excavadores	Decrece
	Taxa Nadadores	Decrece
	% Fijadores	Decrece
	% Trepadores	Decrece
	% Reptadores	Decrece
	% Excavadores	Decrece
	% Nadadores	Decrece
Métricas de Tolerancia/Intolerancia	Taxa tolerantes	Incrementa
	Taxa intolerantes	Decrece
	% Taxa tolerante	Incrementa
	% Taxa intolerante	Decrece
	% Individuos tolerantes	Incrementa
	% Individuos intolerantes	Decrece
	% Taxón Dominante	Incrementa
	Baetidae/Ephemeroptera	Incrementa
	EPT/Chironomidae	Decrece
	Relación tolerantes/Intolerantes	Decrece
Índices de Diversidad	Índice de Simpson	Decrece
	Índice de Shannon-Wiener	Decrece
	Índice de Margalef	Decrece
	Equitatividad Taxonómica	Decrece

Anexo 4. Composición taxonómica hasta nivel de familia en la cuenca del río Limarí.

Phylum	Clase	Orden	Familia
Nematoda	Adenophorea	Orden indet.	Familia Indet.
Nematomorpha	Gordioidea	Orden indet.	Familia Indet.
Platyhelminthes	Turbellaria	Tricladida	Dugesidae Planariidae
Cnidaria	Hydrozoa	Anthoathecata	Hydridae
Mollusca	Gastropoda	Basommatophora	Ancylidae Physidae Planorbiidae
Annelida	Oligochaeta	Mesogastropoda	Hydrobiidae
		Haplotaxia	Lumbriculidae Naididae
Arthropoda	Hirudinea	Glossiphoniiformes	Glossiphoniidae
	Arachnoidea	Acari	Hydrachnidae
	Crustacea	Amphipoda	Hyalellidae
		Copepoda	Familia Indet.
		Ostracoda	Familia Indet.
		Cladocera	Familia Indet.
		Ellipura	Familia Indet.
		Insecta	Familia Indet.
			Caenidae
			Baetidae
			Leptophlebiidae
			Oniscigastridae
			Elmidae
			Corydalidae
			Glossosomatidae
			Helicophidae
			Hydrobiosidae
			Hydropsychidae
			Hydroptilidae
			Leptoceridae
			Sericostomatidae
		Plecóptera	Gripopterygiidae
		Odonata	Aeshnidae
			Gomphidae
		Díptera	Coenagrionidae
			Blephariceridae
			Ceratopogonidae
			Chironomidae
			Culicidae
			Dixidae
			Simuliidae
			Tipulidae
			Athericidae
			Empididae
			Ephydriidae

* Indet. Señala un grupo taxonómico no identificado.

Anexo 5. Familias de macroinvertebrados bentónicos presentes en la cuenca del Limarí. a) Empididae, b) Tipulidae, c) Simuliidae, d) Chironomidae, e) Ceratopogonidae, f) Blephariceridae, g) Aeshnidae, h) Gripopterygiidae, i) Hydroptilidae, j) Hydropsychidae, k) Hydrobiosidae, l) Helicophidae, m) Glossosomatidae, n) Corydalidae, o) Elmidae, p) Baetidae, q) Caenidae, r) Collembola, s) Hyalellidae, t) Glossiphoniidae, u) Naididae, v) Hydrobiidae, w) Physidae, y) Dugesiiidae.



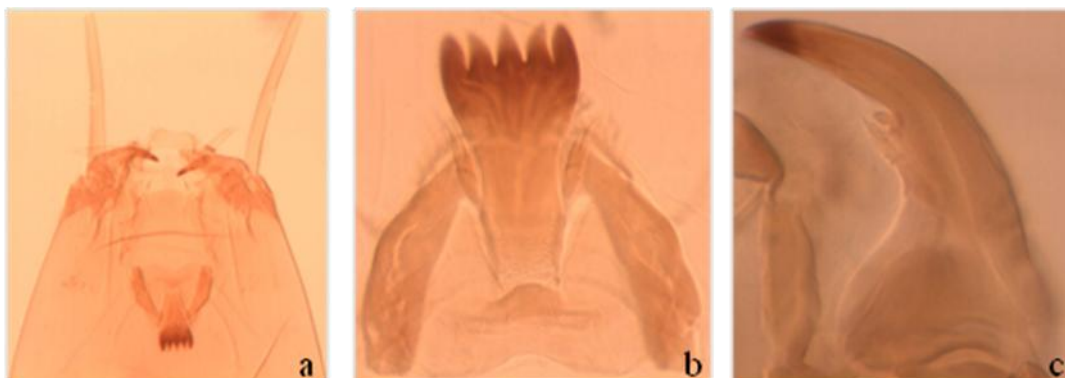
Anexo 6. Composición taxonómica hasta nivel de género en las ocho localidades seleccionadas en los ríos Grande y Limarí.

Phylum	Clase	Orden	Familia	Género
Platyhelminthes	Turbellaria	Tricladida	DugesIIDae	<i>Dugesia</i>
Mollusca	Gastropoda	Basommatophora	Ancylidae	<i>Anisancylus</i>
			Physidae	<i>Physa</i>
			Planorbiidae	<i>Biomphalaria</i>
		Mesogastropoda	Hydrobiidae	<i>Littoridina</i>
Annelida	Oligochaeta	Haplotaxia	Naididae	<i>Nais</i>
Arthropoda	Arachnoidea	Acari	Hydrachnidae	<i>Hydrachna</i>
	Crustacea	Amphipoda	Hyaellidae	<i>Hyaella</i>
	Insecta	Ephemeroptera	Caenidae	<i>Caenis</i>
			Baetidae	<i>Andesiops</i>
				<i>Camelobaetidius</i>
				<i>Deceptivosa</i>
			Leptophlebiidae	<i>Meridialaris</i>
				<i>Penaphlebia</i>
		Coleóptera	Elmidae	<i>Austrelmis</i>
				<i>Austrolimnius</i>
				<i>Microcylloepus</i>
		Megaloptera	Corydalidae	<i>Protochauliodes</i>
		Trichoptera	Glossosomatidae	<i>Mastigoptila</i>
			Hydrobiosidae	<i>Cailloma</i>
				<i>Pomphochorema</i>
			Hydropsychidae	<i>Smicridea</i>
			Hydroptilidae	<i>Hydroptila</i>
				<i>Metrichia</i>
				<i>Oxyethira</i>
			Leptoceridae	<i>Hudsonema</i>
			Sericostomatidae	<i>Parasericostoma</i>
		Plecóptera	Gripopterygiidae	<i>Potamoperla</i>
		Odonata	Aeshnidae	<i>Allopetalia</i>
			Coenagrionidae	<i>Ischnura</i>
		Díptera	Ceratopogonidae	<i>Bezzia</i>
			Chironomidae	<i>Alotanypus</i>
				<i>Hudsonimyia</i>
				<i>Paramerina</i>
				<i>Pentaneura</i>
				<i>Limaya</i>
				<i>Thienemaniella</i>
				<i>Cricotopus</i>
				<i>Cricotopus</i> sp3
				<i>Cricotopus</i> fl 4
				<i>Cricotopus bicinctus</i>
				<i>Cricotopus (Isocladius)</i> fl 1
				<i>Parametriocnemus</i>
				<i>Onconeura</i> sp1
				<i>Onconeura</i> sp2
				<i>Dicrotendipes</i>
				<i>Microtendipes</i>
				<i>Polypedilum</i>
				<i>Rheotanytarsus</i>
			Simuliidae	<i>Simulium</i>
			Tipulidae	<i>Antocha</i>
				<i>Hexatoma</i>
			Athericidae	<i>Atherix</i>

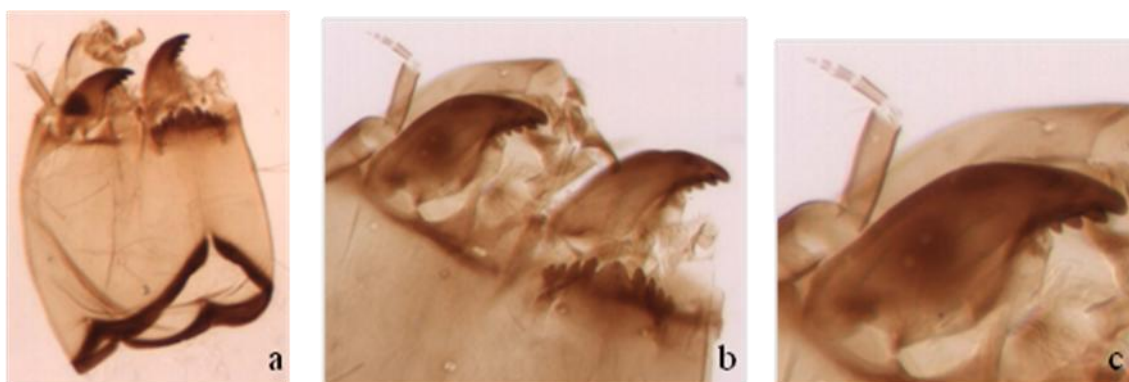
Anexo 7. Subfamilias y géneros de Chironomidae presentes en los ríos Grande y Limarí. Tanypodinae A) *Pentaneura*, B) *Paramerina*; Diamesinae C) *Limaya*; Orthoclaadiinae D) *Cricotopus*, E) *Cricotopus* sp3, F) *Onconeura* sp1 G) *Onconeura* sp2; Chironominae H) *Rheotanytarsus*, I) *Dicrotendipes*, J) *Microtendipes* K) *Rheotanytarsus*.



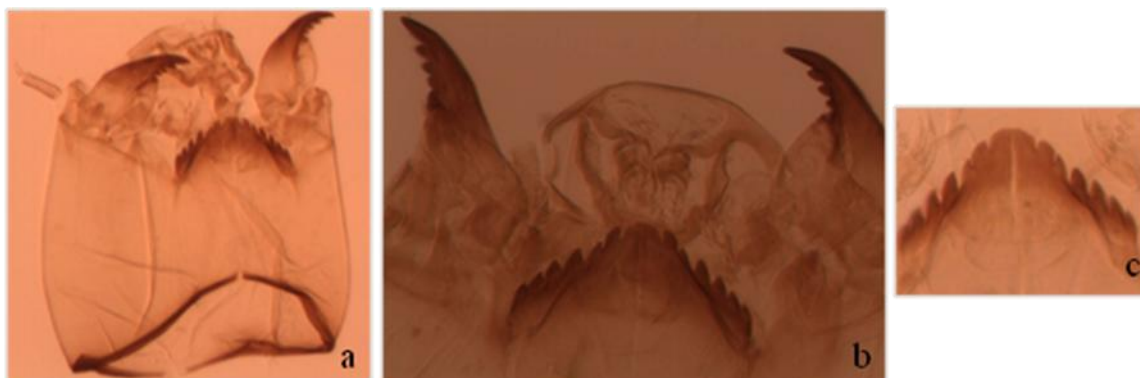
Anexo 8. Morfología microscópica de larvas Chironomidae presentes en los ríos Grande y Limarí.
A) Subfamilia Tanypodinae, género *Pentaneura*. a) Cabeza 10x, b) Lígula 40x y c) Mandíbula 40x.



B) Subfamilia Diamesinae, género *Limaya*. a) Cabeza 4x, b) Cabeza 20x y c) Antena y mandíbula 40x.



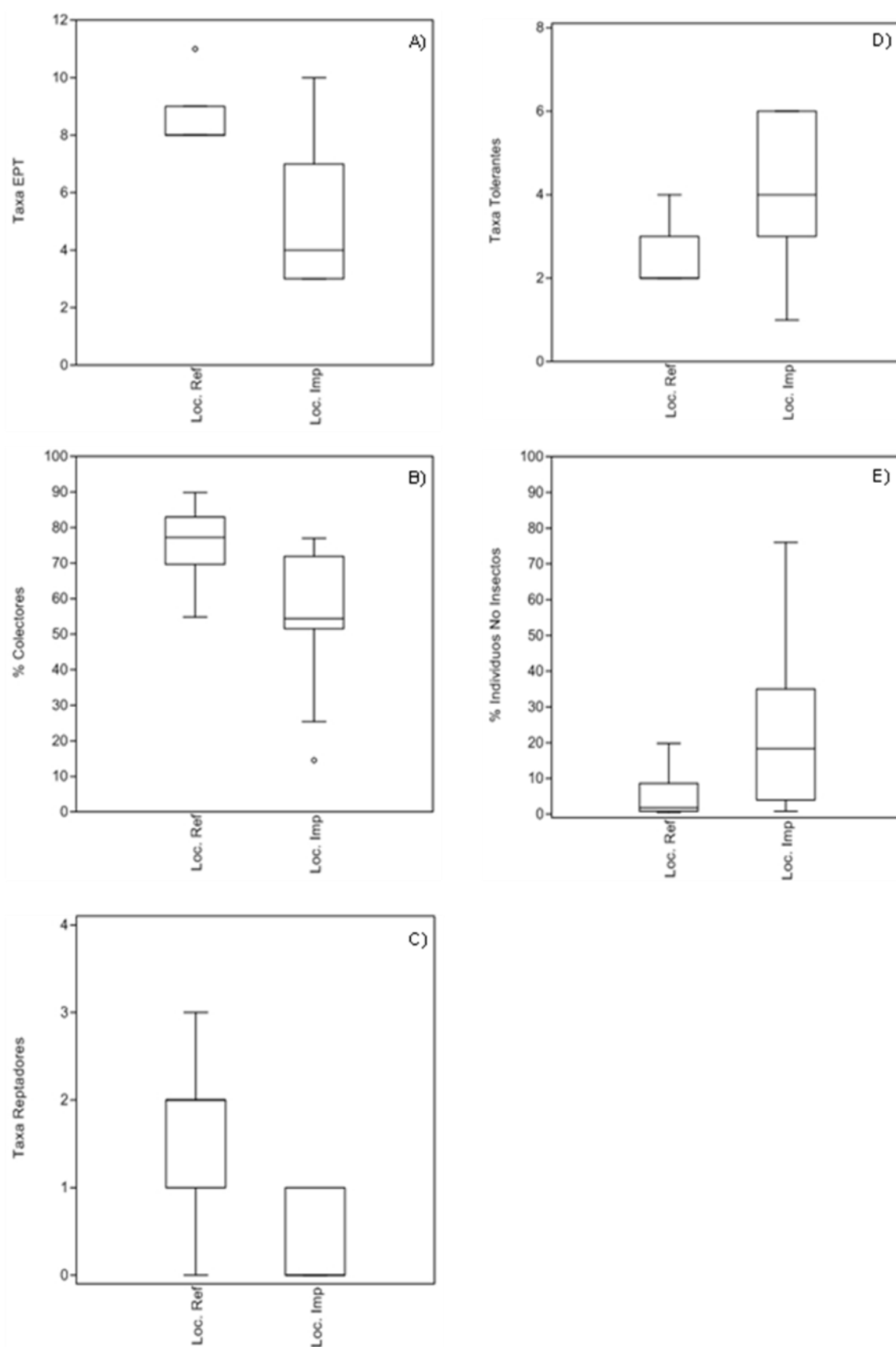
C) Subfamilia Orthocladiinae, género *Cricotopus* f4. a) Cabeza 10x, b) Epifaringe, premandíbula, mandíbula y mentón 20x y c) Mentón 20x.



C) Subfamilia Chironominae, género *Rheotanytarsus*. a) Cabeza 10x, b) Cabeza 20x y c) Antena 20x



Anexo 9. Gráficas de box Plot de la capacidad discriminativa entre localidades de referencia e impactados de las métricas seleccionadas para la propuesta del índice multimétrico de la cuenca del Limarí. A) Taxa EPT, B) % Colectores, C) Taxa Reptadores, D) Taxa Tolerantes y E) % Individuos No Insectos.



Anexo 10. Mapa de la cuenca del río Choapa. Ubicación geográfica de sus seis estaciones de muestreo, sus explotaciones mineras (activas y paralizadas) y sus usos del suelo (Fuente: DGA).

