

**CARACTERIZACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA DE LAS CUENCAS
HIDROGRÁFICAS DE ATACAMA Y COQUIMBO CHILE CON BASE EN
MACROINVERTEBRADOS**

**EDGAR ANDRÉS GONZÁLEZ LEGARDA
PRINITH SOLEIT JURADO ERAZO**

**UNIVERSIDAD DE NARIÑO
FACULTAD DE CIENCIAS PECUARIAS
PROGRAMA DE INGENIERÍA EN PRODUCCIÓN ACUÍCOLA
PASTO, COLOMBIA
2014**

**CARACTERIZACIÓN DE LA CALIDAD DEL AGUA DE LAS CUENCAS
HIDROGRÁFICAS DE ATACAMA Y COQUIMBO CHILE CON BASE EN
MACROINVERTEBRADOS**

**EDGAR ANDRÉS GONZÁLEZ LEGARDA
PRINITH SOLEIT JURADO ERAZO**

**Trabajo de grado presentado como requisito parcial para optar al título de
Ingeniero en Producción Acuícola**

**Director
MARCO ANTONIO IMUEZ FIGUEROA
Zoot, Esp, MSc.**

**Codirector
MARÍA CRISTINA MORALES SUAZO
MSc, PhD**

**UNIVERSIDAD DE NARIÑO
FACULTAD DE CIENCIAS PECUARIAS
PROGRAMA DE INGENIERÍA EN PRODUCCIÓN ACUÍCOLA
PASTO, COLOMBIA
2014**

“Las ideas y conclusiones aportadas en la tesis de grado son responsabilidad exclusiva de sus autores”

Artículo 1° del acuerdo N° 324 de octubre 11 de 1966, emanado por el Honorable Consejo Directivo de la Universidad de Nariño.

Nota de aceptación:

MARCO ANTÓNIO IMUEZ FIGUEROA, MSc
Director

MARÍA CRISTINA MORALES SUAZO, PhD
Codirector

ARIEL EMIRO GÓMEZ CERÓN, BM, Esp
Jurado Delegado

DORA NANCY PADILLA GIL, PhD
Jurado

San Juan de Pasto, Febrero de 2014

AGRADECIMIENTOS

Los autores expresan sus agradecimientos a:

MARCO ANTONIO IMUES FIGUEROA	Zootecnista, Esp, MSc. Profesor de la facultad de ciencias pecuarias de la universidad de nariño
JORGE NELSON LÓPEZ MACÍAS	PhD. Director del Departamento de Recursos Hidrobiológicos. Programa de Ingeniería en Producción Acuicola
MARÍA CRISTINA MORALES SUAZO	PhD. Profesora e Investigadora Departamento de Acuicultura de la Universidad Católica del Norte
ARIEL EMIRO GÓMEZ CERÓN	BM, Esp. Profesor de la Facultad de Ciencias Pecuarias de la Universidad de Nariño
DORA NANCY PADILLA GIL	Biol, PhD. Profesora Departamento de Biología de la Universidad de Nariño
CARMEN GLORIA ÁLVAREZ ROJAS	Ingeniera en Acuicultura de la Universidad Católica del Norte
JORGE ENRIQUE MORENO REYES	BM, MSc. Investigador Departamento de Acuicultura de la Universidad Católica del Norte
OSVALDO MIRANDA ELDAN	BM. Investigador Departamento de Biología de la Universidad Católica del Norte
NIRIS ODETTE CORTÉS PIZARRO	BM, MSc. Profesora del Magister en Gestion Ambiental e investigadora Departamento de Biología
CARLOS ANDRÉS MÉNDEZ	BM, MSc. Investigador Departamento de Acuicultura de la Universidad Católica del Norte
JUAN MANUEL ALONSO VEGA	PhD. Profesor e Investigador Universidad Catolica del Norte

CAROLINA ROJAS ROJAS	Ingeniera en Acuacultura Universidad Catolica del Norte
PIEDAD MEJÍA SANTACRUZ	Secretaria del Departamento de Recursos Hidrobiológicos
LUIS ALFONSO SOLARTE PORTILLA	Zootecnista, Esp. Secretario Academico de la Facultad de Ciencias Pecuarias de la Universidad de Nariño.
OSCAR MEJÍA SANTACRUZ	Auxiliar del Centro de Documentación Especializada del Departamento de Recursos Hidrobiológicos Universidad de Nariño

A los demás profesores y funcionarios de la Universidad de Nariño y Universidad Catolica del Norte, a los Técnicos y camaroneros que colaboraron para la ejecución de esta investigación y A todas las personas que de una u otra forma contribuyeron con su apoyo.

Dedicado a:

Dios por darme la vida y las facultades para poder estudiar y sacar adelante mi carrera ya que sin el nada es posible.

A mi madre Amparo Legarda por estar siempre a mi lado con sus consejos apoyándome en las buenas y malas, animándome día a día a salir adelante, por brindarme su amor y apoyo incondicional.

A mi padre Edgar González por su apoyo y colaboración durante toda mi carrera.

A mi hermana Diana Mosquera por ser mi amiga, mi confidente, mi apoyo y mi ejemplo a seguir.

A mi hijo Santiago que es uno de mis motores para seguir luchando en la vida

A mi sobrina María José por contagiarme de su amor y alegría todos los días

A mi novia Elizabeth Burbano por estar siempre ahí a pesar de las dificultades y por brindarme su amor incondicional.

A todos mis familiares y amigos que han estado a mi lado en esta etapa tan importante de mi vida.

EDGAR ANDRÉS GONZÁLEZ LEGARDA

En la vida ni el oro ni la plata vale más que la familia y la tranquilidad y la sabiduría no se cambian ni por el más grande tesoro.

Dedicado a:

A Dios por su inmensa misericordia y conservarme con vida, por su fuerza, sabiduría y amor incondicional.

A mis padres Luz Marina Erazo y Jesús Jurado, mis abuelos Celina Hormaza y Franco Erazo y a mi hermano Garit Jurado por el constante apoyo, esfuerzos, dedicación, por estar ahí en cada uno de mis logros, por todos los consejos y por haber formado en mí a una mejor persona.

Finalmente a mis tíos Janeth Erazo, Omar Erazo y Jose Erazo, por esa energía positiva y por estar siempre brindándome sus palabras de aliento.

PRINITH SOLEIT JURADO ERAZO.

La vida es una calle de sentido único donde no hay marcha atrás y la meta es el futuro.

RESUMEN

Durante octubre a diciembre de 2013 se determinó el estado actual de la calidad de agua en los ríos Copiapó y Huasco de la Región de Atacama y los ríos Limarí, Elqui y Choapa de la Región de Coquimbo en Chile, utilizando macroinvertebrados como indicadores de calidad del agua los cuales se colectaron e identificaron hasta familia mediante las claves dicotómicas de Roldan 1996 y Fernández y Domínguez 2001; se determinó el Índice Biótico de Familia y el Índice chSIGNAL, la diversidad de Shannon (H'), equitatividad de Pielou (J') y el índice de similitud de Bray Curtis; se midió el oxígeno disuelto (OD), Temperatura (T°), Conductividad eléctrica (EC) y pH. Para relacionar estas variables se utilizó el análisis de componentes principales y análisis de correspondencia canónica.

Se obtuvo 47 familias de macroinvertebrados, con un total de 9.850 individuos; el río Huasco fue el más abundante con un 48,38%, seguido de los ríos Limarí con 17,28%, Choapa con 17,01%, Copiapó con 9,25% y Elqui con 8,09%. Las familias más representativas fueron Hydrobiidae con una abundancia de 0,24, Physidae (0,16), Baetidae (0,12), Cyprinidae (0,11), Elmidae (0,066) e Hydropsychidae (0,061). Los ríos Limarí y Elqui presentaron la diversidad más alta ($H'=1,12$ y $H'=1,09$), seguidos de los ríos Choapa y Copiapó con ($H'=0,85$) y El río Huasco con ($H'=0,83$). En equitatividad de Pielou (J') los ríos Elqui y Limarí con ($J'= 0,79$ y $J'= 0,75$), Copiapó ($J'= 0,74$), Huasco ($J'= 0,60$) y Choapa ($J'= 0,68$) cuyos valores fueron menores. El índice de Bray-Curtis demostró disimilitud de los ríos entre las dos regiones. El IBF para Limarí y Huasco reflejó una calidad de agua excelente, con 3,31 y 3,25, mientras que Elqui (3,84) y Copiapó (3,95) con una calidad de agua muy buena, por último el río Choapa con 4,49 con una buena calidad. El índice Signal determinó que los cinco ríos presentaron una calidad de agua mala, muy perturbada con 4,50 para Choapa, 4,10 para Limarí, 4,50 en Elqui y 4,08 y 4,8 para Huasco y Copiapó. La correlación de Spearman demostró una relación inversa entre la temperatura, Conductividad eléctrica y pH con respecto al IBF con valores de -0,81, -0,76 y -0,57 respectivamente y estos dos últimos parámetros se relacionaron también con la temperatura, la Equitatividad de Pielou ($J = 0,64$) y el oxígeno (OD = 0,58) presentando una relación positiva con la diversidad de Shannon y este último también se relacionó con J' cuyo valor fue de 0,53.

El análisis de componentes principales (ACP) determinó que la conductividad y la abundancia en el primer y segundo componente son las variables de mayor influencia de las cuencas y al relacionar la comunidad de macroinvertebrados, con los parámetros fisicoquímicos, índices bióticos y parámetros comunitarios a través del análisis de Correspondencia Canónica (ACC), se observó que la equitatividad de Pielou (J), el oxígeno y el pH son los que regulan la composición y distribución de los macroinvertebrados bentónicos en las cinco cuencas de estudio.

ABSTRAC

During October to December 2013 the current status of water quality in rivers Huasco and Copiapó Atacama Region and Limari Choapa and Elqui Region of Coquimbo in Chile rivers was determined using macroinvertebrates as indicators of quality water which were collected and identified to family using dichotomous keys and Roldan 1996 and Fernández Domínguez 2001, the family Biotic Index and chSIGNAL index, Shannon diversity (H'), Pielou evenness (J') was determined and the index of Bray Curtis similarity, the dissolved oxygen (DO), temperature (T°), electrical conductivity (EC) and pH was measured. To relate these variables on principal component analysis and canonical correspondence analysis was used.

was obtained 47 families of macroinvertebrates, with a total of 9,850 individuals, the river Huasco was the most abundant with 48.38%, followed by the rivers Limarí with 17,28%, Choapa with 17,01%, Copiapó with 9, 25% and Elqui with 8,09%. The most representative families were Hidrobiidae with an abundance of 0.24, Physidae (0,16), Baetidae (0,12), Cyprididae (0,11), Riffle (0,066) and Hydropsychidae (0,061). Limari and Elqui rivers had the highest diversity ($H'=1,12$ and $H'=1,09$), followed by Choapa and rivers Copiapó ($H'=0,85$) and the river Huasco ($H'=0,83$). In Pielou evenness (J') and the Elqui rivers Limarí ($J'=0,79$ and $J'=0,75$), Copiapó ($J'=0,74$), Huasco ($J'=0,60$) and Choapa ($J'=0,68$) whose values were lower. The Bray-Curtis index of dissimilarity showed rivers between the two regions. The IBF Limarí and reflection Huasco excellent water quality, with 3,31 and 3,25, while Elqui (3,84) and Copiapó (3,95) with a very good water quality, finally the river Choapa to 4,49 with a good quality. The Signal Index found that the five rivers had poor water quality, with very disturbed to Choapa 4,50, 4,10 for Limari in Elqui 4,50 and 4,08 and 4,8 for Huasco and Copiapo. The Spearman correlation showed an inverse relationship between temperature, electrical conductivity and pH with respect to IBF values of -0,81, -0,76 and -0,57, respectively, and the latter two parameters were also correlated with temperature, Pielou's evenness ($J'=0,64$) and oxygen (OD= 0,58) showing a positive relationship with the Shannon diversity and the latter was also related to J' whose value was 0,53.

The principal component analysis (PCA) found that the conductivity and abundance in the first and second components are the most influential variables watershed and relate macroinvertebrate community with physicochemical parameters, biotic indices and parameters through community Canonical Correspondence analysis (CCA) showed that the Pielou evenness (J), oxygen and pH are governing the composition and distribution of benthic macroinvertebrates in the five study basins.

Keywords: Macroinvertebrates, bioindicator, Water Quality, river, watershed, contamination

CONTENIDO

	Pág.
INTRODUCCIÓN	21
1. OBJETIVOS	24
1.1 OBJETIVO GENERAL	24
1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS	24
2. MARCO TEÓRICO	25
2.1 MACROINVERTEBRADOS ACUÁTICOS COMO BIOINDICADORES	25
2.1.1 Ventajas y desventajas del uso de macroinvertebrados acuáticos.	27
2.1.2 Importancia ecológica de los macroinvertebrados acuáticos.	28
2.1.3 Aplicación e importancia de los macroinvertebrados como indicadores de calidad de agua en Acuicultura.	29
2.2 PRINCIPALES ÓRDENES DE MACROINVERTEBRADOS COMUNES.	31
2.2.1 Coleóptera	31
2.2.2 Plecóptera	32
2.2.3 Ephemeroptera	32
2.2.4 Trichoptera	32
2.2.5 Odonata	32
2.2.6 Hemiptera	32
2.2.7 Neuroptera (Megaloptera)	34
2.2.8 Diptera	34
2.3 PRINCIPALES FAMILIAS DE MACROINVERTEBRADOS EN LOS RÍOS DEL NORTE DE CHILE	34
2.3.1 Familia Hydrobiidae	34
2.3.2 Familia Physidae	35
2.3.3 Familia Baetidae	35
2.3.4 Familia Elmidae	35
2.3.5 Familia Hydropsychidae	35
2.3.6 Familia Simuliidae	35
2.4 SITUACION DE LOS MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS A NIVEL MUNDIAL	36
2.5 SITUACIÓN ACTUAL DE LOS MACROINVERTEBRADOS EN CHILE.	37

2.5.1 Macroinvertebrados bentónicos en sistemas fluviales de Chile.	38
2.5.2 Estudios de macroinvertebrados como bioindicadores en los ríos de Chile	40
2.6 PARÁMETROS FISICOQUÍMICOS	41
2.6.1 Oxígeno disuelto (mg/L)	42
2.6.2 Potencial de Hidrógeno (pH)	42
2.6.3 Conductividad eléctrica	42
2.6.4 Temperatura (°C)	43
2.7 ÍNDICES BIÓTICOS PARA DEFINIR CALIDAD DEL AGUA	44
2.7.1 Índice Biótico de Familia	44
2.7.2 Índice de Signal	45
2.8 PARÁMETROS COMUNITARIOS	45
2.8.1 Índice de diversidad de Shannon-Weaver. (H')	45
2.8.2 Equidad de Pielou (E)	45
2.8.3 Riqueza específica (S)	46
2.8.4 Índice de similitud de Bray Curtis	46
2.9 HIDROGRAFÍA DEL NORTE DE CHILE	46
2.9.1 Cuencas hidrográficas de Atacama (Ríos Copiapó y Huasco)	46
2.9.2 Cuencas hidrográficas de Coquimbo (Ríos Limarí, Elqui y Choapa)	47
3. DISEÑO METODOLÓGICO	49
3.1 ÁREA DE ESTUDIO	49
3.1.1 Características de las zonas Alta, Media y baja de los ríos del centro-norte de Chile	50
3.2 MATERIALES, EQUIPOS E INSUMOS	52
3.2.1 Materiales de terreno y laboratorio	52
3.2.2 Equipos	52
3.2.3 Insumos	52
3.3 ESTACIONES DE MONITOREO Y TEMPORALIDAD DE MUESTREO	52
3.4 MEDICIÓN DE PARÁMETROS FÍSICO-QUÍMICOS	54

3.5 MUESTREO DE LAS COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS	54
3.6 ANÁLISIS DE DATOS	55
3.6.1 Cálculo de parámetros comunitarios	55
3.6.1.1 Índice de Shannon-Weaver (H')	56
3.6.1.2 Índice de diversidad máxima de Shannon-Weaver (H')	56
3.6.1.3 Índice de Uniformidad o equitatividad de Pielou. (Pielou, E. C. 1975)	56
3.6.2 Calculo de índices bióticos	57
3.6.2.1 Índice Biótico de Familia (IBF de Hilsenhoff, 1988)	57
3.6.2.2 Índice biótico SIGNAL (Chessman, 1995, 2003 y Tiller and Metzelling, 2002)	58
3.6.3 Análisis estadístico de los datos	58
4. RESULTADOS	60
4.1 DESCRIPCIÓN ANTRÓPICA DE LAS CUENCAS	60
4.2 MACROINVERTEBRADOS BÉNTICOS	62
4.2.1 Composición faunística	62
4.3 PARÁMETROS FISICOQUÍMICOS	65
4.3.1 Caudal	65
4.3.2 Oxígeno disuelto	66
4.3.3 Temperatura	67
4.3.4 Conductividad eléctrica	67
4.3.5 Potencial de Hidrogeno (pH)	68
4.4 PARÁMETROS COMUNITARIOS	69
4.5 ÍNDICES BIÓTICOS	73
4.5.1 Índice Biótico de Familia (IBF de Hilsenhoff, 1988).	73
4.5.2 Índice Ch Signal	74
4.6 ANÁLISIS ESTADÍSTICO DE LOS DATOS	75
4.6.1 Analisis de correlación	75
4.6.2 Análisis de componentes principales (ACP)	76
4.6.3 Análisis de correspondencia canónica (ACC)	78
5. DISCUSIÓN	81
6. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES	88
6.1 CONCLUSIONES	88
6.2 RECOMENDACIONES	90

BIBLIOGRAFIA	91
ANEXOS	101

91
101

LISTA DE TABLAS

	Pág.
Tabla 1. Ordenes y familias de macroinvertebrados bentónicos presentes en los ríos de Chile	39
Tabla 2. Calidad del agua basada en los Valores de IBF de Hilsenhoff (1988)	44
Tabla 3. Valores del Índice chSIGNAL	45
Tabla 4. Coordenadas geográficas de las estaciones de muestreo en cada río	53
Tabla 5. Número y abundancia de familias encontradas en los cinco ríos de Coquimbo y Atacama Norte de Chile	63
Tabla 6. Registro de caudales por ríos y estaciones de muestreo	65
Tabla 7. Valores promedio de parámetros físico-químicos de los ríos Choapa, Limarí, Elqui y sus estaciones de muestreo	66
Tabla 8. Valores promedio de parámetros físico-químicos de los ríos Huasco, Copiapó y sus estaciones de muestreo	66
Tabla 9. Valores de diversidad y equitatividad de los cinco ríos evaluados	69
Tabla 10. Índice Biótico de Familia para los cinco ríos y sus respectivas estaciones	74
Tabla 11. Índice Ch Signal para los cinco ríos, sus estaciones y su respectiva escala de colores	75
Tabla 12. Valores de correlación de Spearman entre los diferentes parámetros analizados	76
Tabla 13. Análisis de componentes principales para parámetros comunitarios e índices bióticos	76
Tabla 14. Valores de varianza del análisis de correspondencia canónica	78
Tabla 15. Valores de las variables en los tres ejes del análisis de correspondencia canónica	79

LISTA DE FIGURAS

	Pág.
Figura 1. Clave pictórica para macroinvertebrados de ríos de Chile	40
Figura 2. Regiones de Atacama y Coquimbo norte de Chile	49
Figura 3. Representación gráfica de la estratificación de la cuenca del río Choapa	51
Figura 4. Laboratorio central de cultivos marinos, Universidad Católica del Norte, Coquimbo	51
Figura 5. Ríos de las regiones de Atacama y Coquimbo norte de Chile. a) Río Choapa, b) Río Limarí, c) Río Elqui, d) Río Huasco, e) Río Copiapó	53
Figura 6. Muestreo de macroinvertebrados	55
Figura 7. Identificación de macroinvertebrados	55
Figura 8. Cuenca del río Choapa. a) Parte alta, b) parte media, c) parte baja	60
Figura 9. Cuenca del río Limarí. a) Parte alta, b) cultivos de uva, c) y d) embalse Paloma	61
Figura 10. Cuenca del río Elqui. a) Embalse Puclaro, b) parte media, c) cultivo de hortalizas	61
Figura 11. Cuenca del río Huasco. a) Embalse Santa Juana, b) parte baja, c) piscinas de geomembrana, d) planta de tratamiento aguas servidas	61
Figura 12. Cuenca del río Copiapó. a) Parte alta, b) canalización a flujo abierto, c) cauce natural parte baja.	62
Figura 13. Porcentaje de individuos encontrados en los cinco ríos evaluados	64
Figura 14. Familias más Abundantes de los ríos evaluados	64
Figura 15. Ejemplares de las familias más abundantes encontradas en los cinco ríos de estudio. a) f. Hydrobiidae; b) F. Physidae; c) F. Baetidae; d) F. Cyprinidae; e) F. Elmidae; f) F. Hydropsychidae	65
Figura 16. Valores de oxígeno disuelto (mg/L) promedio de los ríos y estaciones de muestreo	67
Figura 17. Valores de temperatura (°C) promedio en los ríos y estaciones de muestreo	67
Figura 18. Valores de conductividad (µS/cm) promedio de los ríos y estaciones de muestreo	68
Figura 19. Valores de pH promedio reportados por los ríos y estaciones de muestreo	68
Figura 20. Dendograma de similitud faunística (Bray-Curtis) de calidad de agua por estaciones de muestreo para el río Choapa	70
Figura 21. Dendograma de similitud faunística (Bray-Curtis) de calidad de agua por estaciones de muestreo para el río Limarí	71

Figura 22. Dendograma de similitud faunística (Bray-Curtis) de calidad de agua por estaciones de muestreo para el río Elqui	71
Figura 23. Dendograma de similitud faunística (Bray-Curtis) de calidad de agua por estaciones de muestreo para el río Huasco	72
Figura 24. Dendograma de similitud faunística (Bray-Curtis) de calidad de agua por estaciones de muestreo para el río Copiapó	72
Figura 25. Dendograma de similitud faunística (Bray-Curtis) de calidad de agua para los cinco ríos de las Regionales de Atacama y Coquimbo Norte de Chile	73
Figura 26. Representación gráfica del primer componente del ACP	77
Figura 27. Representación gráfica del segundo componente del ACP	77
Figura 28. Representación gráfica análisis de componentes principales para parámetros comunitarios e índices bióticos, donde CB, CM y CA corresponden a las estaciones de muestreo baja, media y alta del río Choapa, LB, LM, LA a las estaciones del río Limarí, EB, EM; EA al río Elqui, HB, HM, HA al río Huasco y finalmente CoB, CoM y CoA correspondientes a las estaciones del río Copiapó	78
Figura 29. Representación gráfica del Análisis de Correspondencia Canónica	80

LISTA DE ANEXOS

	Pág.
Anexo A. Registro de parâmetros físico- químicos estación alta, media y baja para el río Choapa	102
Anexo B. Registro de parâmetros físico- químicos, estación alta, media y baja para el río Limarí	104
Anexo C. Registro de parâmetros físico- químicos, estación alta, media y baja para el río Elqui	106
Anexo D. Registro de parâmetros físico- químicos, estación alta, media y baja para el río Huasco	108
Anexo E. Registro de parâmetros físico- químicos, estación alta, media y baja para el río Copiapó	110
Anexo F. Matriz de variables evaluadas para las cinco cuencas en cada estación de muestreo	112
Anexo G. Abundancias de macroinvertebrados registrados por estación de muestreo para el río Choapa	113
Anexo H. Abundancias de macroinvertebrados registrados por estación de muestreo para el río Limarí	115
Anexo I. Abundancias de macroinvertebrados registrados por estación de muestreo para el río Elqui	117
Anexo J. Abundancias de macroinvertebrados registrados por estación de muestreo para el río Huasco	119
Anexo K. Abundancias de macroinvertebrados registrados por estación de muestreo para el río Copiapó	121

GLOSARIO

ACTIVIDADES ANTRÓPICAS: Cualquier acción o intervención realizada por el ser humano sobre la faz del planeta como por ejemplo la deforestación, la pesca, la agricultura, las aguas residuales provenientes de zonas urbanas, entre otras.

BIOINDICADOR: Es un indicador consistente en una especie vegetal, hongo o animal; o formado por un grupo de especies (grupo eco-sociológico) o agrupación vegetal cuya presencia (o estado) nos da información sobre ciertas características ecológicas, es decir, (físico-químicas, micro-climáticas, biológicas y funcionales), del medio ambiente, o sobre el impacto de ciertas prácticas en el medio.

MACROINVERTEBRADOS: Son aquellos animales invertebrados como insectos, crustáceos, moluscos y anélidos entre otros, los cuales habitan principalmente sistemas de agua dulce. Existen varias definiciones acerca del punto en el cuál los macroinvertebrados se separan de los microinvertebrados, pero en términos generales se acepta un tamaño de 500µm (0,5 mm) o superior para los macroinvertebrados, estos pueden pertenecer al neuston cuando son nadadores activos, al neuston cuando habitan la superficie del agua, o al bentos si permanecen la mayor parte del tiempo en el fondo del cuerpo del agua, ya sea en sustratos orgánicos como el detrito, plantas acuáticas, hojarasca, ramas y troncos, o cualquier sustrato inorgánico, como rocas, grava, y arena.

CALIDAD DE AGUA: Puede definirse como la composición físico-químico-biológica que la caracteriza, se habla que un agua es de calidad, cuando sus características la hacen aceptable para un cierto uso. La calidad de cualquier masa de agua, superficial o subterránea depende tanto de factores naturales como de la acción humana.

CONTAMINACIÓN HÍDRICA: Es una modificación de la calidad del agua generalmente, provocada por el hombre, haciéndola impropia o peligrosa para el consumo humano, la industria, la agricultura, la pesca y las actividades recreativas, así como para los animales y la vida natural.

CUENCA HIDROGRÁFICA: Es un territorio drenado por un único sistema de drenaje natural, es decir, que drena sus aguas al mar a través de un único río, o que vierte sus aguas a un único lago endorreico, esta es delimitada por la línea de las cumbres, también llamada divisoria de aguas.

DIVERSIDAD DE ESPECIES: Expresa la riqueza ó el número de especies diferentes que están presentes en determinado ecosistema.

EQUIDAD DE ESPECIES: Se define como el grado de repartición de los individuos en las especies presentes, hecho por el cual en ocasiones se le ha denominado equitatividad o uniformidad.

SISTEMAS LÓTICOS: Son aquellos en los cuales el agua está en movimiento, como ríos y quebradas. Uno de los factores más importantes en la caracterización de estos ecosistemas es la velocidad de la corriente, porque determina la posibilidad que tienen los organismos de establecerse en un sitio específico de acuerdo con las adaptaciones que hayan desarrollado para lograrlo.

ÍNDICES BIÓTICOS: Se basan en la clasificación de los organismos según su tolerancia a la contaminación, asignándoles una puntuación cuyo rango varía de acuerdo al índice utilizado. El valor de calidad para el río estudiado resulta de la suma total de los valores de cada organismo presente.

ÍNDICE IBF: Es un indicador de la calidad biológica del agua, de aproximación cuantitativa el cual incorpora abundancia y diversidad de familias de la fauna bentónica. Los valores de tolerancia a la materia orgánica de los taxones son de cero a diez. Los organismos con valores cero corresponden aquellos que son intolerantes a las cargas de materia orgánica. Los organismos con valores de diez son muy tolerantes.

ÍNDICE SIGNAL: Es la medida aritmética de valores asignados a las diversas familias de macroinvertebrados, como respuesta a la contaminación y es utilizado como herramienta de evaluación del AUSRIVAS, el cual es un modelo predictivo que se basa en la estructura comunitaria de familias de macroinvertebrados que debería existir en un río con ciertas variables ambientales conocidas y sin impacto humano.

INTRODUCCIÓN

Uno de los principales problemas ambientales de Chile es el deterioro de los recursos hidrológicos (superficiales y subterráneos), principalmente por acción antropogénica en términos de vertimientos de aguas servidas domésticas, residuos industriales líquidos de todo tipo, actividades agrícolas, entre otros.¹

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 antropogénicas². Desde comienzos del siglo pasado se ha documentado la relación entre las distintas comunidades biológicas y la degradación de los sistemas acuáticos³. “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 alteraciones⁴, 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”⁵

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 aproximación⁶, principalmente porque representan varios

¹ MOLINA, X. y VILA, I. Manual de evaluación de la calidad de agua. Santiago: Universidad de Chile, Facultad de Ciencias, Centro Nacional del Medioambiente (CENMA). Laboratorio de Limnología, Servicio Agrícola y Ganadero de Chile, 2006. pp.104.

² PEREZ, R.; PINEDA, R. y NAVA, M. Integridad biótica de ambientes acuáticos. En: Perspectivas de conservación de ecosistemas acuáticos en México. Mexico: SEMARNAT-INEF&WS-UPC-UMSNH. 2007. pp 71-111.

³ HINSELHOFF, W. Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. En: Journal North American Benthological Society. Vol. 7, No.7, 1998. pp 65-68.

⁴ BARBOUR, M.; GERRITSEN, J.; GRIFFITH, G.; FRYDENBORG, R.; McCARRON, E.; WHITE, J. and BASTIAN, M. A Framework for biological criteria for Florida Streams using benthic macroinvertebrates. in: Journal of the North American Benthological Society. Vol. 15, No. 2, 1996. pp 185-211

⁵ OSOZ, J.; CAMPOS, F. y ESCALA, M. Variación de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos en relación con la calidad de las aguas. En: Limnetica. Vol. 25, No. 3, 2006. pp. 683-692.

⁶ BONADA, N.; PRAT, N.; RESH, V. and STATZNER, B. Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. In: Annual Review of Entomology. Vol. 51. 2006. pp 495-523.

niveles tróficos⁷, de modo que cualquier cambio en la estructura comunitaria implica y/o explicaría cambios en toda la comunidad acuática, dando un fuerte carácter integrado 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, 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”⁸

“Los macroinvertebrados bentónicos han sido reconocidos como potenciales indicadores de la calidad biológica de los sistemas acuáticos fluviales desde hace mucho tiempo”⁹, “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 contaminantes, reflejando el efecto integrado de todas las variables ambientales”¹⁰. 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, 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, proporcionando una buena interpretación general de la calidad ecológica de un sistema fluvial¹¹.

En las últimas décadas un gran número de metodologías y métricas se han desarrollado en todo el mundo, para la motorización biológica de los ecosistemas fluviales mediante el uso de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos. Estableciéndose los índices de calidad ecológica como una herramienta de gran magnitud para evaluar la calidad de las aguas¹². Considerando desde índices unimétricos (% EPT, % Dipetra, etc), a índices bióticos (BMWP, IBF, SIGNAL, entre otros), pasando por métodos multivariantes (AUSRIVAS, RIVPACS, etc) hasta índices multimétricos (IMEERA, etc).

⁷ CUMMINS, K. Riparian-stream linkage paradigm. *Verhandlungden der internationale Vereinigung fur theoretische und angewandte Limnologie*. Vol.28. 2002. pp. 49-58.

⁸ LOEB, S. and SPACIE, A. Biological monitoring of aquatic systems. Florida, EEUU: Lewis Publishers, 1994. pp. 381

⁹ RESH, V.; MYERS, M. and HANNAFORD, M. Macroinvertebrates as biotic indicators of environmental quality. En: Hauer F.R & G.A. Lamberty (Eds). *Methods in Stream Ecology*. Academic Press. 1995. pp. 674

¹⁰ ALLAN, J. Landscape and Riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. *In: Annual Reviews Ecological Systems*. Vol. 35, December, 2004. pp. 257-284.

¹¹ DOLEDEC, S.; OLIVER, J. and STATZNER, B. Accurate description of the abundance of taxa and their biological traits in stream invertebrate communities. *In: Effets of taxonomic and spatial resolution*. *Achiv fur Hydrobiologie*. Vol 148, No. 1. 2000. pp. 25-43.

¹² ALBA-TERCEDOR, J. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. Alemania *En: IV Simposio del Agua en Andalucía (SIAGA)*, Vol 11, 1996. p 210.

En el caso de Chile, el estudio de los ecosistemas acuáticos continentales ha sido abordado de manera general en las últimas décadas, pero poco abordados desde el punto de vista de la relación entre los organismos y la calidad de las aguas. Solo se conoce una aplicación experimental del Índice Biótico de Familias de Hinselhoff (1998) y un estudio comparativo de índices bióticos, ambos realizados por Figueroa *et al.*¹³, 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.

Es preciso aclarar que este es uno de los proyectos pioneros desarrollado en el centro-norte chileno, donde solo se ha realizado un estudio de la diversidad de macroinvertebrados dulceacuícolas en el río Choapa, región de Coquimbo; con el fin de caracterizar la calidad del agua de los cinco ríos y a su vez determinar la presencia de macroinvertebrados, su utilidad como bioindicadores y su relación con las características antrópicas de las cuencas.

Con la realización de este estudio se pretende realizar una evaluación comparativa de la calidad del agua de cinco cuencas de la región centro-norte de Chile con la utilización de macroinvertebrados como indicadores biológicos, lo que permitirá la obtención de información valiosa del estado actual de la calidad del agua de los ríos de las regiones de Atacama y Coquimbo.

¹³ FIGUEROA, R.; PALMA, A.; RUIZ, V. y NIELL, X. 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. [en línea]. En: Revista Chilena de Historia Natural, Vol. 80, No. 2, 2007. pp. 225-242. Disponible en internet, URL: http://www.scielo.cl/scielo.php?pid=s0716078x2007000200008&script=sci_arttext

1. OBJETIVOS

1.1 OBJETIVO GENERAL

Caracterizar la calidad del agua de los ríos Choapa, Elqui y Limarí pertenecientes a la Región de Coquimbo y los ríos Copiapó y Huasco en la región de Atacama norte de Chile mediante el uso de macroinvertebrados como bioindicadores.

1.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Realizar la Identificación de los macroinvertebrados en las cuencas hidrográficas a estudiar mediante la utilización de claves taxonómicas considerando hasta el nivel taxonómico de Familia.
- Determinar los índices bióticos IBF y SIGNAL, parámetros comunitarios y parámetros fisicoquímicos en las cuencas hidrográficas a estudiar.
- Determinar la calidad del agua mediante el uso de macroinvertebrados como bioindicadores
- Relacionar la distribución de las poblaciones bentónicas de macroinvertebrados con las variables físicas y químicas del agua.

2. MARCO TEÓRICO

2.1 MACROINVERTEBRADOS ACUATICOS COMO BIOINDICADORES

De acuerdo con Roldan¹⁴., los macroinvertebrados acuáticos son un grupo variado de organismos que no tienen espina dorsal y que son fáciles de ver sin la necesidad de un microscopio, además de ser una fuente de energía para los animales más grandes. El mismo autor¹⁵ expone que estos organismos pueden vivir en la superficie, en el fondo o nadar libremente; de ahí que reciban diferentes nombres de acuerdo con el tipo de adaptación.

Al hablar de bioindicadores no se puede generalizar con todos los organismos acuáticos, las adaptaciones evolutivas a diferentes condiciones ambientales y límites de tolerancia a una determinada alteración dan las características a ciertos grupos que podrán ser considerados como organismos sensibles (Ephemeroptera, Plecóptera, Trichoptera) por no soportar variaciones en la calidad del agua, mientras que organismos tolerantes (Chironómidae, Oligoquetos), son característicos de agua contaminada por materia orgánica¹⁶. Cuando los parámetros son críticos los organismos sensibles mueren y su lugar es ocupado por los organismos tolerantes.¹⁷ “De tal forma que los cambios de la estructura y composición de las comunidades bióticas puede ser utilizada para identificar y evaluar los grados de contaminación de un ecosistema acuático”.¹⁸

El empleo de índices biológicos calculados con datos provenientes de un muestreo de macroinvertebrados, se encuentra muy relacionado con la determinación de calidad del agua, debido a que el proceso de identificación de la contaminación de los ríos al utilizar métodos tradicionales, es muy lento y la información proporcionada es momentánea. Aún la misma presencia de peces puede que no brinde información sobre un problema de contaminación, porque éstos pueden alejarse para evitar los efectos del agua contaminada y luego regresar al mejorar las condiciones. Sin embargo, la mayoría de los macroinvertebrados bénticos no pueden mudarse para evitar la contaminación. Por esto mismo, una muestra de estos organismos acuáticos puede servir como indicador de la calidad del agua al ofrecer más información sobre la

¹⁴ ROLDAN, G. Fundamentos de Limnología Neotropical. Primera edición. (Antioquia, Colombia). Universidad de Antioquia, 1992. pp. 529.

¹⁵ ROLDÁN, G. Bioindicación de la calidad de agua en Colombia: Uso del método BMWP/Col. Colombia. Universidad de Antioquia, 2003. pp.12

¹⁶ ROLDÁN, G. Guía para el estudio de macro-invertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia. Primera reimpresión. Colciencias, Universidad de Antioquia, Bogotá, Colombia, 1996. pp.217

¹⁷ ALBA-TERCEDOR, J., 1996., Op. Cit. pp. 204.

¹⁸ GIACOMETT, J. and BERBOSA, F., 2006. Op. Cit. pp.18.

contaminación o la calidad general del agua a través de un período más largo de tiempo.¹⁹

De acuerdo a la WRC (Water and Rivers Commission)²⁰, los macroinvertebrados son sensibles a distintas condiciones físicas y químicas, por lo que un cambio en la calidad del agua, podría cambiar también la estructura y composición de las comunidades acuáticas. Por ende, la riqueza de la composición de la comunidad de macroinvertebrados puede ser utilizada para proveer un estimado de la salud de un cuerpo de agua. Chapman²¹ asegura que los organismos indicadores de la calidad del agua determinan los efectos de los impactos en el ecosistema acuático a través de un tiempo más prolongado. Sin embargo, la información biológica generada, a partir de los también llamados bioindicadores, no reemplaza los análisis fisicoquímicos, pero si reduce costos, por lo que estos estudios son importantes en el monitoreo de la calidad del agua.

Los ecosistemas acuáticos mantienen una gran diversidad de organismos, incluso mayor a los terrestres. Los impactos como la contaminación inducen a cambios en la estructura de las comunidades, la función biológica de los sistemas acuáticos y al propio organismo, afectando su ciclo de vida, crecimiento y su condición reproductiva²².

“El concepto de bioindicador aplicado a la evaluación de calidad de agua, es definido como: especie (ó ensamble de especies) que posee requerimientos particulares con relación a uno ó un conjunto de variables físicas o químicas, tal que los cambios de presencia/ausencia, número, morfología o de conducta de esa especie en particular, indique que las variables físicas ó químicas consideradas, se encuentran cerca de sus límites de tolerancia”²³. El uso de bioindicadores como herramienta para conocer la calidad del agua simplifica en gran medida las actividades de campo y laboratorio, su aplicación sólo requiere

¹⁹ ALVAREZ, M. y PEREZ, L. Evaluación de la calidad de agua mediante la utilización de macroinvertebrados acuáticos en la subcuenca de Yeguaré, Honduras. Trabajo de grado de ingeniero en desarrollo socioeconómico y ambiente con el grado académico de licenciatura. Zamorano, Honduras, 2007. pp. 69.

²⁰ WATER AND RIVERS COMMISSION (WRC), 2001. Water Facts. Citado por ALVAREZ, M. y PEREZ, L. Evaluación de la calidad de agua mediante la utilización de macroinvertebrados acuáticos en la subcuenca de Yeguaré, Honduras. Trabajo de grado de ingeniero en desarrollo socioeconómico y ambiente con el grado académico de licenciatura. Zamorano, Honduras, 2007. pp. 69.

²¹ CHAPMAN, D. Water Quality Assessments: A Guide to the Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring. Chapman Hill. London, 1996. pp. 626.

²² BARTRAM, J. and BALANCE, R. Water Quality Monitoring: A practical guide to the design of freshwater quality studies and monitoring programmes. Chapman Hill, Londres, 1996. pp.383

²³ ROSENBERG, D. and RESH, V. (eds.). Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Nueva York: Chapman y Hall, 1993. pp. 488

de la identificación y cuantificación de los organismos basándose en índices de diversidad ajustados a intervalos que califican la calidad del agua²⁴.

Prat *et al.*,²⁵ afirma que los posibles efectos de una alteración de las condiciones del medio donde una comunidad habita pueden evidenciarse a diferentes niveles. Si la perturbación es muy grande (por ejemplo una contaminación por vertidos domésticos que agota el oxígeno del agua) los dos efectos se notan a nivel de la comunidad entera con la única presencia de unas pocas especies tolerantes. Perturbaciones intermedias (por ejemplo un incremento de nutrientes) pueden dar lugar a otros cambios menos drásticos, como la desaparición de unas pocas especies o el incremento de la densidad de otras ya presentes o la aparición de unas terceras, más tolerantes al factor de estrés. Finalmente, algunas perturbaciones (un ligero incremento de las sales por ejemplo) pueden no modificar la estructura de la comunidad pero sí dar lugar a otros cambios no perceptibles a este nivel pero sí a nivel individual. Este es el caso de la presencia de tóxicos en el agua, induce en los organismos respuestas metabólicas para intentar compensar el problema generado por las condiciones del medio. Si las concentraciones son bajas, pueden no producirse cambios en la presencia o abundancia de la especie pero sí cambios en la utilización de ciertas vías metabólicas o en las propiedades del material genético y es posible detectar el estrés generado para esta especie mediante estos cambios. A los indicadores que no producen cambios estructurales se les denomina biomarcadores para diferenciarlos de los bioindicadores que sí detectan estos cambios. Los biomarcadores pueden ser bioquímicos, fisiológicos, histológicos (daños en tejidos) o genéticos (daños en el material hereditario) y pueden ser cambios transitorios o permanentes.

2.1.1 Ventajas y desventajas del uso de macroinvertebrados acuáticos.

Según Roldán²⁶, las razones por las cuales se consideran los macroinvertebrados como los mejores indicadores de calidad de agua son las siguientes:

- a.** Son abundantes, de amplia distribución y relativamente fáciles de recolectar
- b.** Son sedentarios en su mayoría, por tanto, reflejan las condiciones locales
- c.** Relativamente fácil de identificar, si se comparan con otros grupos, como las bacterias y virus entre otros

²⁴ VÁZQUEZ G.; CASTRO G.; GONZÁLEZ I.; PÉREZ R. y CASTRO T. Bioindicadores como herramientas para determinar la calidad del agua, 2006. pp. 7

²⁵ PRAT, N.; RÍOS, B.; ACOSTA.; R. y RIERADEVALL, M. Los macroinvertebrados como bioindicadores de calidad de las aguas. En: Domínguez, E. y Fernández, H. (Eds). Libro Macroinvertebrados Bentónicos Sudamericanos. Fundación Miguel Lillo, San Miguel de Tucumán, Argentina, 1999. pp.26

²⁶ ROLDAN, G., 2003. Op. Cit. pp. 23

- d. Presentan los efectos de las variaciones ambientales de corto tiempo
- e. Proporcionan información para integrar efectos acumulativos
- f. Poseen ciclos de vida largos
- g. Son apreciables a simple vista
- h. Se pueden cultivar en el laboratorio
- i. Responden rápidamente a los tensores ambientales
- j. Varían poco genéticamente

Segnini²⁷ expone que las desventajas de la aplicación de este tipo de análisis están referidas en parte a la omisión o pérdida de información biológica importante cuando se eliminan especies raras para poder aplicar los métodos multivariados (métodos estadísticos) y en ciertos casos son incapaces de discriminar entre la variabilidad natural y la provocada por factores antropogénicos (Segnini, 2003). Además, requieren un equipo estadístico importante, como el cumplimiento de algunos supuestos estadísticos difíciles de obtener cuando se trabaja con datos de monitoreo y cuando se desconoce las características de los sistemas loticos a evaluar.

Igualmente Prat²⁸ hace una comparación de las ventajas y desventajas que ofrecen los métodos químicos y los biológicos. Dentro de las ventajas ofrecidas por los métodos químicos están: los cambios temporales detallados, la determinación precisa de la contaminación y la fácil estandarización. Dentro de las desventajas: la posible contaminación de las muestras la no integración temporal y los costos elevados. En cuanto a los análisis biológicos, tiene la ventaja de hacer integraciones espaciales y temporales, hacer estudios de bioacumulación, dar respuesta a contaminaciones crónicas y puntuales y medir la degradación de hábitat. Con relación a las desventajas están la sensibilidad temporal baja, dificultades de cuantificación y estandarización, así como con las aguas subterráneas.

2.1.2 Importancia ecológica de los macroinvertebrados acuáticos. Los macroinvertebrados son considerados un eslabón importante en la trama trófica, especialmente para peces. Un alto número de invertebrados se alimentan de algas y bacterias, las cuales se encuentran en la parte baja de la trama alimentaria. Algunos deshacen hojas y se las comen mientras otros comen materia orgánica presente en el agua. También son importantes para la

²⁷ SEGNINI, S. El Uso De Los Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua corriente. En: Ecotropicos. Sociedad Venezolana de ecología. Vol. 16, No. 2. Universidad de Los Andes, Merida, Venezuela, 2003. Pp. 45 – 63.

²⁸ PRAT, N. Bioindicadores de calidad de aguas. En: Manuscritos curso bioindicadores de calidad de agua. Universidad de Antioquia, Medellín. 1998. Citado por. Roldan, G. Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad del agua. En: Revista académica Colombiana de ciencias. Vol. 23, No. 88. Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia, 1999. pp. 375-387.

alimentación de peces, además ellos juegan un papel crítico en el flujo natural de energía y nutrientes. Al morir los macroinvertebrados bénticos, se descomponen dejando atrás nutrientes que son aprovechados por plantas acuáticas y otros organismos que pertenecen a la trama alimentaria²⁹.

De Acuerdo con Sánchez³⁰, la importancia de ciertos taxones como los Efemerópteros, Dípteros y Tricópteros en la alimentación de diferentes especies de peces, es evidente; por otro lado, dado que la duración de la fase acuática de los macroinvertebrados es relativamente duradera³¹, y que la composición faunística de la comunidad del macrobentos cambia en respuesta a los cambios ambientales, ya sean naturales (temperatura, altitud, etc) o antrópicos (contaminación, estrés hídrico, etc), debido a los requerimientos específicos de cada una de las especies, estos se utilizan con frecuencia como indicadores de la calidad ecológica de los medios acuáticos.

Según Hurtado³², la estabilidad ecológica de un río puede ser vista como una tendencia a reducir cambios en el flujo de energía, lo que conlleva a que la estructura ecológica de las comunidades varíe con las condiciones ambientales estacionales; así, estas variaciones temporales y espaciales en la composición de especies y abundancia de individuos en las poblaciones son importantes para la estabilidad del sistema entero. Las comunidades biológicas pueden ser caracterizadas por una secuencia temporal de reemplazo de especies, para mantener los procesos dentro del sistema general, los macroinvertebrados bentónicos, al responder rápidamente a las variaciones ambientales, reflejan el grado de integridad ecológica del sistema, no sólo momentáneamente, sino estacionalmente

2.1.3 Aplicación e importancia de los macroinvertebrados como indicadores de calidad de agua en acuicultura. Torralba *et al.*³³, en su estudio “Efectos de tres piscifactorías de salmónidos sobre las comunidades de macroinvertebrados bentónicos de los ríos donde se ubican” demuestra la utilización de macroinvertebrados bentónicos para determinar el efecto que

²⁹ ROLDAN, G. Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia. Universidad de Antioquia, Bogotá, Colombia, 1988. pp. 216

³⁰ SANCHEZ, J. Características biológicas y ecológicas de los macroinvertebrados en un sector del hiporitrón en el río Tormes (España Central). Departamento de zoología y antropología Física. Departamento de Biología. Universidad de Santiago de Compostela, Santiago de Compostela, 2011. pp. 16

³¹ GONZÁLEZ, M.; y COBO, F. Macroinvertebrados de las aguas dulces de Galicia. Hercules Editores, 2006. Galicia, España. pp 173.

³² HURTADO, S.; GARCIA, F.; GUTIERREZ, P. Importancia ecológica de macroinvertebrados bentónicos de la subcuenca del río San Juan de Queretano. En: Revista de ciencias de America latina, el Caribe, España y Portugal. Vol.4. No. 3, Mexico, 2003. pp. 271-286

³³ TORRALBA, A.; DUGNOL, J. y OCHARAN, F. Efectos de tres piscifactorías de salmónidos sobre las comunidades de macroinvertebrados bentónicos de los ríos donde se ubican. En: Comunicaciones y foros de discusión del IV Congreso Iberoamericano Virtual de Acuicultura. Zaragoza, Diciembre, 2006, Enero, 2007. pp. 12.

causa el agua residual de tres piscifactorías a los cuerpos de agua receptores utilizando los índices IBMWP (Iberian Biological Monitoring Working Party Score System, anteriormente conocido como BMWP') y que se asemeja al SIGNAL Y el IASPT (Iberian Average Score Per Taxón) donde obtuvo como resultado en los muestreos realizados que no se detectaron perturbaciones notables de la comunidad de macroinvertebrados y todos los tramos muestreados en los alrededores de las piscifactorías de Oliván (río Gállego) y Villarluego (río Pitarque) presentaron valores del índice IBMWP propios de tramos con un estado ecológico muy bueno, debido a que las piscifactorías presentan sistemas de tratamiento de agua naturales con la utilización de lagunas con plantas acuáticas entre otras.

En otra investigación Hahn-Vonhessberg *et al.*³⁴, en su estudio “Determinación de La Calidad del Agua Mediante Indicadores Biológicos y Físicoquímicos”, utilizaron los macroinvertebrados para analizar el efecto de la piscicultura en el cuerpo de agua receptor mediante el índice BMWP donde obtuvieron alta representatividad de las familias Chironomidae e Hydropsychidae. La familia Chironomidae tolera altos niveles de contaminación y por el contrario la Hydropsychidae tolera bajos niveles de contaminación. Los resultados obtenidos tras la aplicación del índice BMWP/Col. indicaron que las aguas de la estación piscícola se presentan, a nivel general, como aguas muy limpias y de buena calidad con un puntaje de 130. Pero al calcular este índice por muestreo se encontró variaciones en la calidad que van desde aguas muy limpias hasta ligeramente contaminadas, y al compararlo por cada punto de muestreo se encontró que van desde aguas limpias hasta aguas contaminadas, lo que demostró claramente que la interpretación de este índice se debe realizar con cautela pues, al estar basado en un criterio de presencia-ausencia, si se soslayan las características ecológicas globales del sistema en estudio, puede inducir a conclusiones erradas³⁵.

Carrera y Fierro³⁶ en su manual de monitoreo de macroinvertebrados plantean que los macroinvertebrados pueden alimentarse de plantas acuáticas, restos de otras plantas, algas, restos de comida y animales en descomposición, elementos nutritivos del agua, otros invertebrados y larvas o huevos de peces”; por tal motivo además de ser un factor determinante para identificar la calidad de agua, también podrían ser un elemento de riesgo para algunos peces que utilizan las plantas acuáticas como nidos y depositar sus huevos o para pequeñas larvas de peces que se encuentran en los cuerpos de agua así como

³⁴ HAHN-VONHESSBERG, C.; TORO, A.; QUINTERO, A.; DUQUE, G. Y URIBE, L. Determinación de la calidad del agua mediante indicadores biológicos y físicoquímicos, en La Estación Piscícola, Universidad de Caldas, Palestina, Colombia. En: Boletín Científico Centro de Museos. Museo de Historia Natural. Vol 13 No 2. Julio – Diciembre, 2009. pp. 89 – 105.

³⁵ Ibid, pp. 98

³⁶ CARRERA, C. y FIERRO, K. Manual de monitoreo: los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua. EcoCiencia. Quito, 2001. pp. 57

también pueden formar una parte muy importante de la dieta de algunas especies de peces.

Según la FAO³⁷ dentro de sus investigaciones afirma que hay un considerable interés enfocado en el uso de animales macroinvertebrados seleccionados tanto vivos como sus formas procesadas o subproductos, como alimentos para peces y camarones. En particular, el énfasis se ha centrado en el uso de aquellas larvas de insectos y lombrices oligoquetas las cuales tienen la habilidad de utilizar corrientes de aguas negras (excretas animales, desechos domésticos y desechos de la agricultura), los cuales por otro lado podrían tener valor alimenticio o no en dietas compuestas para animales. Por virtud de su habilidad de utilizar y degradar los nutrientes de desecho en paquetes ricos de nutrientes apetecibles, estos organismos macroinvertebrados constituyen potencialmente un recurso valioso de nutrientes en dietas para camarones y peces de granjas.

2.2 PRINCIPALES ÓRDENES DE MACROINVERTEBRADOS COMUNES.

Los macroinvertebrados se diferencian según su grado de tolerancia a la contaminación acuática, a continuación se describen algunos géneros más representativos de estas comunidades bénticas.

2.2.1 Coleóptera. Su gran diversidad ecológica se expresa en la capacidad de colonizar todo tipo de ambientes entre ellos el acuático, abarcando desde aguas continentales hasta sectores litorales o de marismas, y desde zonas litorales hasta ríos de alta montaña, e inclusive lagunas hipersalinas, además todos los cuerpos de aguas continentales constituyen hábitats favorables para los coleópteros acuáticos donde forman parte de las comunidades lólicas y lénticas³⁸.

“Ecológicamente, por lo tanto, estos insectos y principalmente en su estado larvario forman parte de la fauna de macroinvertebrados, bentónicos participando en múltiples tramas tróficas donde actúan como depredadores, detritívoros, herbívoros o comedores de perifiton. También actúan como eslabones tróficos intermedios entre productores primarios y consumidores secundarios principalmente peces. Finalmente, estos insectos pueden actuar

³⁷ FAO. El estado mundial de la pesca y la acuicultura, Nutrición y alimentación de peces y camarones cultivados. Manual de capacitación. Parte 2, No.4. Roma, FAO, 1982. pp. 592.

³⁸ TRÉMOUILLES, E.; OLIVA, A. and BACHMENN, A. Insecta Coleoptera. En: Ecosistemas de aguas continentales: Metodologías para su estudio, Buenos Aires, Argentina, 1995. pp. 1133-1197.

como transformadores e integradores de materia orgánica alóctona como hojas, semillas, ramas y troncos caídos”³⁹.

2.2.2 Plecóptera. “Las ninfas de los Plecóptera viven en aguas rápidas, bien oxigenadas, debajo de piedras, troncos, ramas y hojas. Se ha observado en ciertos casos que son especialmente abundantes en riachuelos con fondo pedregoso, de corrientes rápidas y muy limpias situadas alrededor de los 2000 m de altura; Son, por tanto, indicadores de aguas muy limpias y oligotróficas”⁴⁰.

Una característica importante que poseen los plecópteros es su respuesta a cambios en el ambiente, debido a su sensibilidad generalmente los convierte en indicadores de excelente calidad del agua. Esta situación hace que se les incorpore en índices biológicos de calidad de aguas superficiales. En la mayoría de los índices, los plecópteros están dentro de los organismos más sensibles a los impactos negativos en el ambiente⁴¹.

2.2.3 Ephemeroptera. Rengifo⁴², expone que los Ephemeropteros viven por lo regular en aguas corrientes, limpias y bien oxigenadas; solo algunas especies parecen resistir cierto grado de contaminación. En general, se consideran indicadores de buena calidad del agua. Sus ninfas se encuentran normalmente adheridas a rocas, troncos, hojas, o vegetación sumergida; algunas pocas especies se encuentran enterradas en los fondos lodosos o arenosos. Las ninfas son prácticamente herbívoras y se alimentan de algas y tejidos de plantas acuáticas. A su vez, las ninfas de los Ephemeropteros constituyen una parte importante en la dieta alimenticia de los peces, especialmente la trucha y la sabaleta (Brycon).

2.2.4 Trichoptera. Tanto los adultos, como las larvas son importantes presas para una variedad de organismos acuáticos y terrestres, incluyendo peces, ranas, aves, murciélagos y arañas. Las larvas participan básicamente de todos los procesos ecológicos. Especies raspadoras consumen algas y participan en el control de la productividad primaria. Los fragmentadores de hojarasca juegan un papel importante haciendo este material disponible a otros consumidores, mientras que los filtradores agrupan partículas finas y producen otras más grandes que pueden ser consumidas por recolectores. Sin embargo, en el

³⁹ ARAYA, E. Colonización de sustratos artificiales por macroinvertebrados bentónicos en un ecosistema fluvial de baja intervención antrópica. Estero Nonguén (VIII Región, Chile). Tesis de Magíster en Zoología. Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas. Universidad de Concepción, 2000. pp. 128

⁴⁰ ROLDAN, G., 2003. Op. Cit. p 47

⁴¹ STEWART, K. and STARK, B. Plecoptera. In: An introduction to the aquatic insects of North America. Dubuque, EEUU, 2008. pp. 311-384.

⁴² RENGIFO, C. Guía principales ordenes de macroinvertebrados. [en línea]. Disponible en internet, URL: http://artemisa.unicauca.edu.co/~gerardorengifo/RH2/Guia_Macroinvertebrados.pdf [Citado en 16 /de agosto de 2013].

cultivo de arroz, en Asia, también existe una especie considerada como plaga.⁴³

Debido a su gran diversidad y el hecho que las larvas poseen distintos rangos de tolerancia, según la familia o el género al que pertenecen, son muy útiles como bioindicadores de la calidad de agua y la salud del ecosistema. La gran mayoría de las especies son sensibles a la contaminación del agua y a la alteración de su hábitat, incluyendo las zonas de las riberas.⁴⁴

2.2.5 Odonata. Los Odonata viven en pozos, pantanos, márgenes de lagos y corrientes lentas y poco profundas, por lo regular, rodeados de abundante vegetación acuática sumergida o emergente. Viven en aguas limpias o ligeramente eutrofizadas, en lechos arenosos, levemente enterrados en el sustrato⁴⁵.

La odonata por ser depredadores voraces, se alimentan de insectos que para los humanos son plagas haciéndolos buenos para el control biológico; pero a la vez presentan un impacto económico negativo al volverse ellos mismos plagas en la piscicultura⁴⁶. No obstante son utilizados en la piscicultura como alimento para peces. Existen también compañías que exportan especímenes para jardines con fines puramente estéticos y ornamentales.

Desde el punto de vista Ecológico los Odonata forman una parte importante dentro de la cadena alimenticia, no solo son voraces depredadores en estado larval como también adulto, sino que también forman un importante alimento para organismos acuáticos y terrestres por igual, también pueden ser utilizados como excelentes indicadores de calidad de los sistemas hídricos debido a su amplio rango de tolerancia que presentan, inclusive a nivel de especie⁴⁷

2.2.6 Hemiptera. Viven en remansos de ríos y quebradas: poco resisten las corrientes rápidas, son frecuentes también en lagos, ciénagas y pantanos. Algunas especies resisten cierto grado de salinidad y las temperaturas de las aguas termales. Los hemípteros son depredadores de insectos acuáticos y terrestres; las especies más grandes pueden alimentarse de peces pequeños y

⁴³ SPRINGER, M. Clave taxonómica para larvas del orden Trichoptera. Universidad de Costa Rica, San José. En: Scielo, Revista de Biología Tropical. Vol. 54, No. 4, 2010. pp. 273-286

⁴⁴ Ibid., pp. 153-154.

⁴⁵ ROLDAN, G., 2003. Op. Cit. pp. 48

⁴⁶ CORBET, P. S. *Dragonflies: Behavior and Ecology of Odonata*. Cornell University Press, New York, E.U.A. 1999. Citado por. Gonzalez, B. Trabajo de Tesis para título de biología. Los Odonata. (Insecta) del Ríos San Pedro, Parque Nacional, Laguna del tigre (San Andres ,Peten): Taxonomía, diversidad e Historia Natural. Universidad de San Carlos de Guatemala. Guatemala, Agosto, 2007. pp. 74.

⁴⁷ Ibid., pp. 40.

crustáceos. Los hemípteros son cosmopolitas, conociéndose cerca de 3000 especies alrededor del mundo, de estas, cerca de 700 se han reportado en el trópico.⁴⁸

2.2.7 Neuroptera (Megaloptera). Viven en aguas corrientes limpias, debajo de piedras, troncos y vegetación sumergida; son grandes depredadores. En general, se pueden considerar indicadores de aguas oligotróficas o levemente mesotróficas. El tamaño de los individuos de la familia Corydalidae varía entre los 10 y 70 mm; son tal vez uno de los insectos más grandes y llamativos que se encuentran en el agua. Su coloración es por lo regular oscura. Se caracterizan por poseer un par de mandíbulas fuertes y grandes y por tener un par de propatas anales. En zonas templadas su desarrollo completo toma hasta dos o tres años, pero en el trópico aún no se conoce nada al respecto⁴⁹.

2.2.8 Díptera. Los dípteros acuáticos constituyen uno de los órdenes de insectos más complejos, más abundantes y más ampliamente distribuidos en todo el mundo. Su literatura a nivel mundial es tan abundante, que para analizarla con cierto grado de detalle habría que hacerlo por familias, y en ciertos casos por géneros, su hábitat es muy variado; se encuentran en ríos, arroyos, quebradas, lagos, en todas las profundidades, depósitos de agua en las brácteas de muchas plantas y en orificios de troncos viejos, y aun en las costas marinas, existen representantes de aguas muy limpias como la familia Simuliidae o contaminadas como la familia Tipulidae y Chironomidae. En cuanto su alimentación es muy variada⁵⁰.

2.3 PRINCIPALES FAMILIAS DE MACROINVERTEBRADOS EN LOS RÍOS DEL NORTE DE CHILE.

La composición y distribución faunística de las familias de macroinvertebrados depende de las condiciones biológicas y ecológicas en las que se encuentre su hábitat y en donde puedan adaptarse según su grado de tolerancia o sensibilidad a cambios en el ecosistema que indiquen su calidad de agua; A continuación se describen algunas de las familias presentes en los ríos del centro norte chileno.

2.3.1 Familia Hydrobiidae. Junto con otras familias, forma parte del grupo de hidrobioides o caracoles de fuente, que habitan fuentes y manantiales con flujo permanente de agua y sus cursos de desagüe o en aguas subterráneas; muchas especies de hidróbidos son endémicas o de distribución muy reducida y algunas muy amenazadas. Se caracterizan por tener la concha muy pequeña

⁴⁸ RENGIFO, C., Op. Cit. pp. 4

⁴⁹ Ibid., pp. 3

⁵⁰ Ibid., pp. 5

o incluso diminuta, generalmente menos de 8 mm de altura, es de consistencia frágil y su forma varia desde elongada a casi aplanada. Se consideran indicadores de mala calidad de agua, habitando en aguas oligotróficas y con cierto grado de contaminación.⁵¹

2.3.2 Familia Physidae. Poseen una concha pequeña de hasta 15 mm de altura, levógira y alargada, viven en aguas estancadas o corrientes no muy rapidas sobre el sustrato o las macrofitas y indicadores de aguas contmainadas soportando muy bn la contaminación orgánica, forman densas colonias en estaciones depuradoras de aguas residuales y cuyo comportamiento la caracteriza como especie invasora. Son muy voraces, alimentándose tanto de vegetación como de pequeños invertebrados, incluidos otros físidos y limnéidos⁵²

2.3.3 Familia Baetidae. Es la familia mas frecuente de todas las efémeras, existen generos adaptados a vivir en ambientes y hábitats acuaticos muy diferentes; son, en general, buenos nadadores pudiendo incluso nadar contra la corriente. Aunque existen especies muy sencibles a la contaminación, otras especies de esta familia son tolerantes a unos niveles moderados de contaminación organica o pueden estar presentes en fuentes hídricas que presenten algún grado de eutrofia.⁵³

2.3.4 Familia Elmidae. Coleopteros que viven en ríos y arroyos, tanto de larvas como de adultos; colonizan hábitats muy variados pero suelen estar asociados a zonas donde se acumulan restos vegetales de los cuales se alimentan, prefieren aguas frias ricas en oxigeno lo que hace que se les asocie a la existencia de una buena calidad en el agua⁵⁴.

2.3.5 Familia Hydropsychidae. Tricópteros muy comunes y fácilmente reconocibles por tener branquias abdominales ventrales, así como el torax totalmente esclerotizado. Se localizan a lo largo de todos los tramos de los ríos contruyendo grandes redes de seda con las que filtra las partículas que el rio arrastra para alimentarse; aunque existen algunas especies muy sencibles generalmente no estan considerados como un grupo especialmente indicador de la buena calidad del agua⁵⁵.

⁵¹ GOBIERNO DE ESPAÑA. Moluscos acuaticos de la cuenca del Ebro. Ministerio de agricultura, alimentación y medio ambiente, Cofederacion hidrográfica del Ebro. Enero, 2012. pp. 148

⁵² Ibid., pp. 87.

⁵³ Ibid., pp. 57.

⁵⁴ Ibid., pp. 84.

⁵⁵ Ibid., pp. 97.

2.3.6 Familia Simuliidae: A esta familia pertenecen insectos de tamaño pequeño, generalmente de colores oscuros, pero algunos de coloración marrón o anaranjados. Sus estados preimaginales son acuáticos, fundamentalmente de aguas lóxicas, Habitan cuerpos de agua con variadas características, encontrándose con mayor frecuencia en aguas correntosas, también en pequeños riachuelos naturales y artificiales. Son considerados indicadores de aguas oligotróficas⁵⁶

2.4 SITUACION DE LOS MACROINVERTEBRADOS BENTÓNICOS A NIVEL MUNDIAL.

El estudio de los cuerpos de agua y sus componentes bióticos y abióticos es de suma importancia en el mundo científico actual. Esta importancia radica principalmente en la necesidad imperante de la humanidad por vincularse al recurso hídrico, ya sea para obtener beneficios económicos, de servicios, alimenticios, entre otros; o para conservar sus componentes biológicos. Dentro de los componentes biológicos más relevantes para el estudio de ecosistemas dulceacuícolas se encuentran los macroinvertebrados acuáticos (o fauna bentónica) con una importancia significativa, las comunidades bentónicas se han asociado corrientemente en los estudios limnológicos a organismos heterótrofos, los cuales resultan muy variables y pertenecientes a diferentes phyla: moluscos, crustáceos y gusanos; además de los estados larvales de muchos insectos y arácnidos⁵⁷.

Aunque los estudios bentónicos en el viejo mundo tienen una amplia historia y trayectoria que les ha permitido alcanzar un extenso conocimiento de estas comunidades, incluyendo su taxonomía y ecología, en el mundo y especialmente en Latinoamérica el conocimiento en esta área se encuentra en su temprana edad, a pesar de que algunas zonas esten favorecidas por una alta biodiversidad dada su ubicación tropical. Aún así gracias a la experiencia de los estudios en otras latitudes, se han producido enormes avances en la investigación concerniente con su potencial indicador de contaminación.⁵⁸

El creciente interés por conocer el estado de los cuerpos acuáticos y su evolución en el tiempo ha generado una revolución en el uso de los macroinvertebrados acuáticos como bioindicadores siendo uno de los grupos con mayor acogida debido a características propias que los convierten en elementos claves y sencillos para determinar con relativa rapidez la calidad de

⁵⁶ SENA. CORPOICA. Biodiversidad. Biodiversidad faunística y florística. Macroinvertebrados Acuáticos. [en línea]. Disponible en internet, URL: http://www.cortolima.gov.co/2006/images/stories/centro_documentos/coello/2_10_BIODIVERSIDAD.pdf. [Citado en 3 de Marzo de 2014]

⁵⁷ RAMIREZ, A. y VIÑA, G. Limnología Colombiana. Aportes a su conocimiento y estadísticas de análisis. Fundación universidad Jorge Tadeo Lozano. Bogotá, Colombia, 1998. pp. 38-125.

⁵⁸ Ibid., pp. 67.

agua de un ecosistema; sin embargo, para poderlos usar como indicadores biológicos es necesario evaluar aspectos bioecológicos que generen un conocimiento más profundo sobre la vida de estos individuos y otorguen al investigador las herramientas suficientes para diagnosticar la calidad de un sistema acuático.⁵⁹

2.5 SITUACIÓN ACTUAL DE LOS MACROINVERTEBRADOS EN CHILE.

En Chile se conocen aproximadamente unas 1000 especies de invertebrados dulceacuícolas. Sin embargo, muchos científicos piensan que el número de especies todavía desconocidas en nuestro país podría incrementar significativamente tal cifra. El conocimiento de la diversidad de estos organismos es todavía escaso, a pesar de los esfuerzos de muchos investigadores nacionales y extranjeros, realizados especialmente en los últimos dos siglos algunos grupos de insectos, moluscos y crustáceos pueden considerarse considerablemente bien conocidos, pero en la mayor parte de otros grupos todavía queda mucho por hacer. El conocimiento de los invertebrados dulceacuícolas chilenos ha quedado históricamente muy rezagado respecto del que se dispone para el caso de los vertebrados, como los peces.⁶⁰

“Los invertebrados dulceacuícolas chilenos poseen numerosas particularidades que los destacan con respecto a los existentes en otras regiones del planeta, entre ellas se encuentran una fauna primitiva con relaciones ancestrales de tipo gondwanico; presentan elevada diversidad en una pequeña área geográfica y marcado endemismo al igual que áreas de distribución geográfica extremadamente reducidas”.⁶¹ Los grupos taxonómicos mejor estudiados en Chile son aquellos de mayor relevancia para la caracterización de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas dulceacuícolas, tales como Rotifera, Crustacea, Insecta, Bivalvia y Gastropoda. Los Rotifera y Crustacea están bien representados en el zooplankton lacustre. Por otra parte, Crustacea, Insecta, Bivalvia y Gastropoda constituyen una fracción importante del zoobentos, tanto lacustre como fluvial, donde las principales especies endémicas de origen gondwanico son Chiliniidae con once especies, Hydrobiidae con diez especies y Glacidorbidae representada únicamente por la especie *Glacidorbis magallanicus*, cuya distribución esta reflejada en la Patagonia chilena⁶².

⁵⁹ ROLDAN, G. Efectos de la contaminación industrial y doméstica sobre la fauna béntica del río Medellín. En: Actualidades Biológicas. Vol. 2. No.5. 1973. pp.54-64.

⁶⁰ VALDOVINOS, C. Invertebrados dulceacuícolas. En: Biodiversidad de Chile. Patrimonio y desafíos. Santiago de Chile, 2006B. pp. 202-225

⁶¹ Ibid, pp. 202.

⁶² CUEZZO, M. Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Capítulo 19: Mollusca Gastropoda. Fundación Miguel Lillo. Uruguay, 2009. pp. 525-629

2.5.1 Macroinvertebrados bentónicos en sistemas fluviales de Chile.

Dentro de los grupos más comunes y que suelen estar sobre el 70 % de todos los representantes, están las larvas de insectos, el resto lo componen pequeños moluscos, crustáceos, oligoquetos, sanguijuelas y planarias. Las diferencias surgen a niveles más pequeños de clasificación, como son familias, géneros y especies, las cuales son dependientes de la región biogeográfica en estudio de la cual Chile es un caso especial para la mayoría de su fauna, con un alto grado de endemismo y no lo es menos con la fauna de los ríos, sin embargo, esta se encuentra muy poco estudiada desde el punto de vista de su biodiversidad y funcionalidad⁶³.

En la Tabla 1 se reporta un listado de los géneros y familias de insectos más representativos que han sido registrados en los ríos de Chile.

⁶³ FIGUEROA, R. Macroinvertebrados bentónicos en sistemas fluviales Chilenos. [En línea]. Disponible en internet, URL: <http://www2.udec.cl/~rfiguero/> [citado en 28 de octubre de 2013]

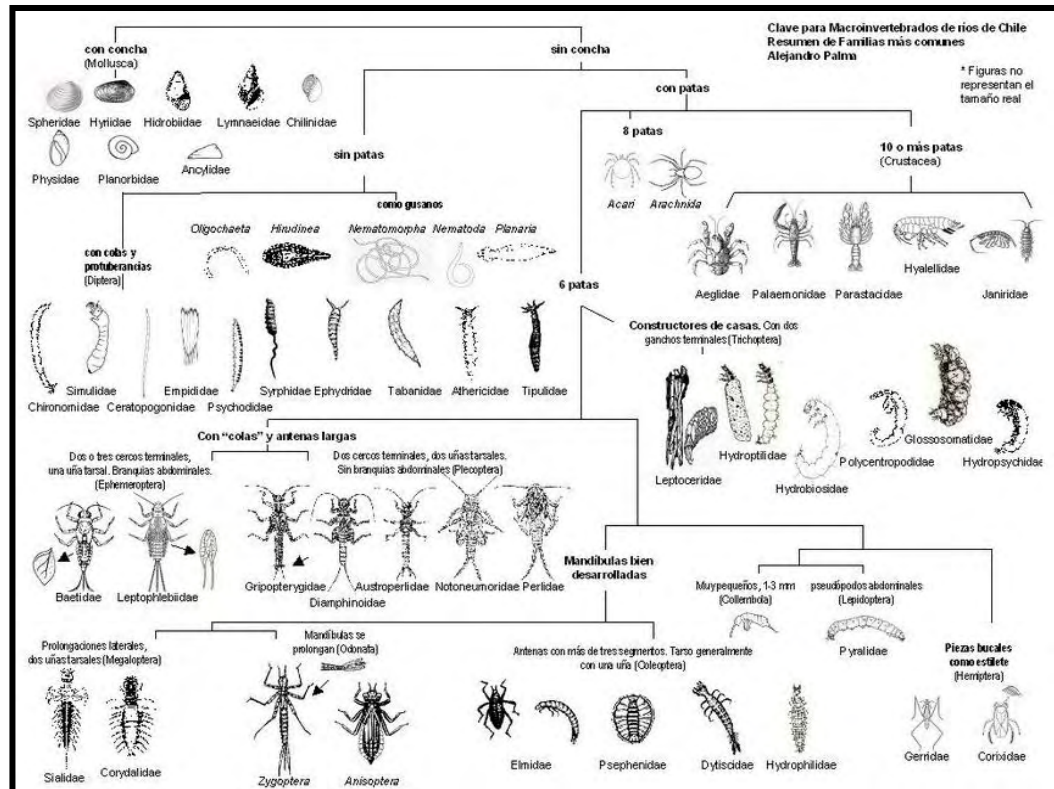
Tabla 1. Ordenes y familias de macroinvertebrados bentónicos presentes en los ríos de Chile

Plecóptera	Trichoptera	Coleóptera
Austroperlidae	Anomalopsychidae	Curculionidae
Diamphipnoidae	Calamoceratidae	Dryopidae
Eustheniidae	Ecnomidae	Dytiscidae
Gripopterygiidae	Glossosomatidae	Elmidae
Perlidae	Helicopsychidae	Limnichidae
Ephemeroptera	Hydrobiosidae	Gyrinidae
Ameletopsidae	Hydropsychidae	Haliplidae
Baetidae	Hydroptilidae	Hydraenidae
Caenidae	Kokiriidae	Hydrophilidae
Leptophlebiidae	Limnephilidae	Odonata
Oniscigastridae	Philopotamidae	Aeshnidae
Megaloptera	Philorheithridae	Calopterygidae
Sialidae	Polycentropodidae	Coenagrionidae
Coridalydae	Sericostomatidae	Cordulidae
Neuroptera	Stenopsychidae	Gomphidae
Osmylidae	Tasimiidae	Lestidae
	Mecoptera	Libellulidae
Diptera	Eomeropidae	Petaluridae
Athericidae	Nannochoristidae	Hemiptera
Blephariceridae	Lepidoptera	Belostomatidae
Ceratopogonidae	Pyalidae	Corixidae
Chironomidae	Mollusca	Gerridae
Dixidae	Ancylidae	Pleidae
Empididae	Chilinae	Decapoda
Ephydriidae	Lymnaeidae	Aeglidae
Limoniidae	Planorbidae	Parastacidae
Psychodidae	Physidae	Oligochaeta
Ptychopteridae	Sphaeridae	Nereidae
Simuliidae	Hyriidae	Lumbriculidae
Stratiomyidae	Amphipoda	Tubificidae
Syrphidae	Hyalellidae	Tricladia
Tabanidae	Isopoda	Hyrudinea
Tanyderidae	Janiiridae	Hydracarina
Tipulidae		

Figuerola, R., Centro de Investigación en Ciencias Ambientales

Según Palma⁶⁴, la representación gráfica de las diferentes especies de macroinvertebrados de los ríos chilenos es fundamental para la identificación y reconocimiento de los diferentes géneros y las familias características de su hidrografía, por lo cual el autor representa gráficamente una clave que contiene solo las familias y grupos más comunes en las aguas continentales de Chile como se aprecia en la Figura 1.

Figura 1. Clave pictórica para macroinvertebrados de ríos de Chile



Guía para la identificación de macroinvertebrados acuáticos, Palma 2013

2.5.2 Estudios de macroinvertebrados como bioindicadores en los ríos de Chile. En Chile, Valdovinos⁶⁵ realizó un estudio detallado de la diversidad de especies de macroinvertebrados dulceacuícolas incluyendo datos relevantes sobre su distribución y evolución; además incluye un breve análisis de la importancia de los bosques rivereños para la conservación de las comunidades

⁶⁴ PALMA, A. Importancia de las regiones mediterránea, templada y patagónica en la diversidad de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera: Implicancias de futuros cambios ambientales en sus distribuciones. Santiago, Chile. [En línea]. En: Boletín de Biodiversidad de Chile, Centro de estudios en Biodiversidad. Vol. 8. No. no, 2013. pp. 37-47. Disponible en internet, URL: <http://www.bbchile.com/pdfs/2013/8/04-Palma-2013-8.pdf>

⁶⁵ VALDOVINOS, C. Invertebrados dulceacuícolas. En: Biodiversidad de Chile. Patrimonio y desafíos. Santiago de Chile, 2006B. pp. 202-225

bénticas dulceacuícolas. Otro estudio realizado por Figueroa, *et al*⁶⁶ en la cuenca del río Damas en el Sur de Chile revelan que existe relación entre los parámetros físico-químicos y la diversidad de macroinvertebrados del lugar.

Palma⁶⁷, en su estudio sobre la importancia de las regiones mediterránea, templada y patagónica en Chile con base en la diversidad de Ephemeroptera, Plecóptera y Trichoptera, determinó la ausencia casi absoluta de estos ordenes de macroinvertebrados mientras que la mayor diversidad se encontró en la zona mediterránea y templada entre los 33° S y 42° S con una diversidad importante en Patagonia que presentó además un alto endemismo, resultados que muestran la importancia de proteger y conservar las eco-regiones mediterránea, templada y patagónica de Chile.

Otra de las investigaciones realizadas en el norte de Chile estudio las comunidades de macroinvertebrados bentónicos desarrollando un índice multimétrico con el fin de evaluar el estado ecológico de los ríos pertenecientes a la cuenca de Limarí donde los resultados obtenidos mostraron 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 impacto⁶⁸.

2.6 PARÁMETROS FISICOQUÍMICOS

Los métodos fisicoquímicos ayudan a conocer con precisión el tipo de contaminante vertido en detalle. Neumann⁶⁹ *et al*, citado por Leiva⁷⁰ afirman que las principales desventajas de determinar la calidad de agua mediante el uso de métodos fisicoquímicos radica en parte en el costo elevado, al mismo tiempo que la información proporcionada por estos análisis es puntual y transitoria. Los parámetros a los cuales son más sensibles los organismos son

⁶⁶ FIGUEROA, R.; VALDOVINOS, C.; ARAYA, E. y PARRA, O. Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua de ríos del sur de Chile, Concepción. [en línea]. En: Revista Chilena de Historia Natural. Vol. 76, No. 2, 2003. pp. 275-285. Disponible en Internet, URL:http://www.scielo.cl/scielo.php?pid=S0716-078X2003000200012&script=sci_arttext

⁶⁷ PALMA, A. Op. Cit. p 37

⁶⁸ CARVACHO, C. Estudio de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos y desarrollo de un índice multimétrico para evaluar el estado ecológico de los ríos de la cuenca del Limarí en Chile. Tesis de Magister. Facultad de Biología. Universidad de Barcelona, 2012. pp. 70

⁶⁹ NEUMANN, M.; LIESS, M. and RALF, S. An expert system to estimate the pesticide contamination of small streams using benthic macroinvertebrates as bioindicators. Knowledge base of LIMPACT. En: Ecological indicators. Vol 2, No 4. Germany. Febrero, 2003. pp. 391 – 401.

⁷⁰ LEIVA, M. Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de calidad de agua en la Cuenca del Estero Peu Peu Comuna de Lautaro IX región de la Araucanía. Universidad Católica de Temuco, Facultad de ciencias, Chile, 2004. pp. 111.

a menudo el pH, la conductividad eléctrica, el oxígeno disuelto y la temperatura.

2.6.1 Oxígeno disuelto (mg/L). Después de la temperatura el oxígeno es uno de los factores más importantes que debe ser medido en el agua. Solo tiene valor si se mide con la temperatura, para así establecer el porcentaje de saturación. Las fuentes de oxígeno son la precipitación pluvial, la difusión del aire en el agua, la fotosíntesis, los afluentes y la agitación moderada. Su consumo ocurre por respiración de las plantas y animales, las demandas bioquímica (soluble y fina/particulada y suspendida), química y bentónica de oxígeno, los afluentes, la agitación excesiva (induce pérdida de oxígeno) y otros gases; en general, el principal factor de consumo de oxígeno libre es la oxidación de materia orgánica por respiración a causa de microorganismos descomponedores (bacterias heterotróficas aerobias)⁷¹

2.6.2 Potencial de Hidrógeno (pH). Prieto expone que “el pH no mide el valor de la acidez o alcalinidad sino que la determinación del pH en el agua es una medida de la tendencia de su acidez o su alcalinidad. El valor del pH del agua es un indicador que nos determina la acidez o no acidez (basicidad o alcalinidad) del agua”.⁷²

En un agua pura la concentración de H^+ es igual a la de OH^- y su valor de pH es de 7,0 las aguas en las cuales la concentración de H^+ es superior a la de OH^- son aguas ácidas y el valor de su pH está por debajo de 7,0. Por el contrario aquellas cuya concentración de OH^- es superior a la de H^+ son aguas básicas o alcalinas y su pH es superior a 7,0. La escala de valores de pH es totalmente abierta, no obstante podríamos considerar como límites prácticos en aguas ácidas los valores de ácidos fuertes disueltos en agua como el ácido clorhídrico, ácido sulfúrico, etc, cuyo pH puede llegar incluso por debajo de menos dos; en aguas alcalinas, el pH de las disoluciones de bases fuertes como el hidróxido sódico o potásico puede superar el valor de 14.⁷³

2.6.3 Conductividad eléctrica. Los sólidos se encuentran en la naturaleza en forma disuelta. Las sales disueltas en agua se descomponen en iones cargados positivamente y negativamente. La conductividad se define como la capacidad del agua para conducir una corriente eléctrica a través de los iones disueltos. Los iones más positivos son sodio (Na^+), calcio (Ca^{+2}), potasio (K^+) y

⁷¹ ROLDAN, G. y RAMIREZ, J. Fundamentos de Limnología Neotropical. segunda edición. Universidad de Antioquia, Colombia, Agosto, 2008. pp. 440.

⁷² PRIETO, J. El agua, sus formas, efectos, abastecimientos, usos, daños, control y conservación. Eco Ediciones, Bogotá, Colombia, 2004. pp. 275.

⁷³ QUIMICA DEL AGUA. Conceptos Teóricos Analíticos. pH [En línea]. Disponible en internet, URL: <http://www.quimicadelagua.com/Conceptos.Analiticos.pH.html>. [Citado en 14 de Agosto de 2013].

magnesio (Mg^{+2}). Los iones más negativos son cloruro (Cl^-), sulfato (SO_4^{-2}), car*bonato, bicarbonato. Los nitratos y fosfatos no contribuyen de forma apreciable a la conductividad aunque son muy importantes biológicamente.⁷⁴

2.6.4 Temperatura (°C). La temperatura es un factor abiótico que regula procesos vitales para los organismos vivos, así como también afecta las propiedades químicas y físicas de otros factores abióticos en un ecosistema. Jacobsen *et al.*⁷⁵ Sugiere que la temperatura es el factor mayor para la riqueza y composición de especies de invertebrados acuáticos. La altura/temperatura en condiciones normales varía la estructura de la comunidad de macroinvertebrados acuáticos (MAIA), donde un río con adecuada auto-depuración puede registrar mejora de calidad en zonas más bajas pese a la influencia de una contaminación rutinaria.

La temperatura desempeña un rol fundamental en el funcionamiento de ecosistemas al regular o afectar otros factores abióticos del ecosistema como son: la solubilidad de nutrientes, solubilidad de gases, el estado físico de nutrientes, el grado de toxicidad de xenobióticos y propiedades fisico-químicas del medio acuoso como: pH, potencial redox, solubilidad de gases, densidad, el estado físico y la viscosidad del sustrato. Todas estas interacciones afectan a su vez la distribución, composición (diversidad) y el grado de actividad metabólica de los seres vivos que integran un ecosistema⁷⁶

En ocasiones factores antropicos como la creación de embalses pueden afectar este parámetro, la gran inercia térmica que presentan estas construcciones provoca que aguas abajo el río altere substancialmente su comportamiento térmico; así por ejemplo, en verano el agua que sale del embalse en una región de clima mediterráneo, puede presentar una temperatura notablemente inferior a la que tienen el río aguas arriba, por tal motivo aguas debajo de la presa del río incrementa la temperatura a lo largo de su circulación. Este incremento tiende a restablecer el equilibrio entre el río y su entorno alterando su comportamiento y perjudicando la sobrevivencia de la biota acuática⁷⁷

⁷⁴ CALIFORNIA ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. State water resources control board. Folleto informativo, Conductividad Eléctrica/ Salinidad. [en línea]. Disponible en internet, URL:http://www.waterboards.ca.gov/water_issues/programs/swamp/docs/cwt/guidance/3130s.pdf. [Citado en 14 de Agosto de 2013]

⁷⁵ JACOBSEN, D.; SCHULTZ, R. and ENCALADA, A. Structure and diversity of stream invertebrate assemblages: the influence of temperature with altitude and latitude. *Freshwater Biological Laboratory. University of Copenhagen. Arch.*. Vol 38. No.2, Octubre,1997, pp. 247-261

⁷⁶ PARAMETROS FISICO-QUIMICOS: TEMPERATURA. Segunda parte. [Sistema de Información]. Disponible en internet, URL: <http://www.uprm.edu/biology/profs/massol/manual/p2-temperatura.pdf> [Citado el 4 de Marzo de 2014].

⁷⁷ VIAL, R.; NIÑEROLA, D.; ARMENGOL, J. Y DOLZ, J. Incidencia de los embalses en el régimen térmico del río. El caso del tramo final del río Ebro. Universidad Politécnica de Catalunya. *En: Revista internacional LIMNETICA. Asociacion Española de Limnología*. Vol. 22. No. 1-2. España, 2003. pp. 85-92

2.7 ÍNDICES BIÓTICOS PARA DEFINIR CALIDAD DEL AGUA

En Chile, específicamente, se ha usado el Índice Biótico de Familia IBF, en la cuenca del río Damas, en el sur de Chile⁷⁸. En la VIII Región, en el río Chillán, se compararon diversos índices adaptados (IBE, BMWP, IBF y SIGNAL), que mostraron el mismo patrón de comportamiento, definiendo áreas en buen estado e impactadas. Sin embargo, el IBF y SIGNAL fueron los más sensibles a perturbaciones no detectadas por el IBE y BMWP⁷⁹. En la IV Región, en el Río Limarí se determinó el potencial uso de bioindicadores de calidad de aguas, en el área de influencia del Embalse Corrales como una herramienta de gestión ambiental⁸⁰.

2.7.1 Índice Biótico de Familia. De acuerdo con Figueroa *et al.*⁸¹, el IBF es un indicador de la calidad biológica del agua, de aproximación cuantitativa, incorpora abundancia y diversidad de familias de la fauna bentónica. Los valores de tolerancia a la materia orgánica de los taxones son de 0 a 10. Los organismos con valores 0 corresponden a aquellos que son intolerantes a las cargas de materia orgánica. Los organismos con valores 10 son muy tolerantes, mientras que los valores intermedios corresponden a los organismos facultativos. (Tabla 2)

Tabla 2. Calidad del agua basada en los Valores de IBF de Hilsenhoff (1988)

Clase	Rango del Índice Biótico de Familia (IBF)	Calidad de agua	Color en la representación gráfica
I	0 – 3,75	Excelente	Celeste
II	3,76 – 4,25	Muy buena	Azul
III	4,26 – 5	Buena	Verde
IV	5,01 – 5,75	Aceptable	Amarillo
V	5,76 – 6,5	Regularmente mala	Café
VI	6,51 – 7,25	Mala	Naranja
VII	7,26 – 10	Muy mala	Rojo

Figueroa *et al.* 2007, Comparacion de Índices Bióticos

⁷⁸ FIGUEROA, *et al* 2003. Op. Cit. pp. 279,280.

⁷⁹ FIGUEROA, *et al* 2007. Op. Cit. pp. 186

⁸⁰ CORTES, N. Potencial uso de bioindicadores de calidad de aguas en el área de influencia del Embalse Corrales (Comuna de Salamanca. Región de Coquimbo), Como una herramienta de gestión ambiental. Tesis para optar al grado de Magister en Gestión Ambiental. Noviembre, 2009. Coquimbo, Chile. pp. 108.

⁸¹ FIGUEROA, *et al* 2007. Op. Cit. pp.194

2.7.2 Índice Signal. Corresponde al British Biologicial Monitoring Working Party score system (BMWP) el cual ha sufrido una serie de revisiones y readaptaciones a sistemas fluviales de la Península Ibérica por parte de diversos investigadores. También este índice fue adaptado para algunos sistemas fluviales de Colombia y de Australia. Su aplicación consiste en identificar las familias por tramo y asignación de un valor de tolerancia (BMWP,). Los valores totales son sumados y se obtiene el valor final asociado a la clase de calidad (Tabla 3). Sin embargo, siguiendo el método original, estos valores pueden ser divididos por el total de familias encontradas asignando un puntaje ("score") que de acuerdo a la misma Tabla 3, corresponden a cinco clases de calidad ambiental denominadas ASPT (Average Score per Taxon). Esta misma adaptación fue hecha para Australia, ajustando los valores de tolerancia a sus aguas denominándolo SIGNAL (Stream Invertebrates Grade Number-Average Level)⁸².

Tabla 3. Valores del Índice chSIGNAL

Clase	SIGNAL	Características Ambientales	Color
I	7	Muy bueno, no perturbado	Azul
II	6-7	Bueno, moderadamente perturbado	Verde
III	5-6	Regular, Perturbado	Amarillo
IV	4-5	Malo, Muy perturbado	Naranja
V	<4	Muy malo, Fuertemente perturbado	Rojo

Unidad de Sistemas Acuáticos, Centro EULA-Chile, Universidad de Concepción. 2008

2.8 PARAMETROS COMUNITARIOS

2.8.1 Índice de diversidad de Shannon-Weaver. “Es un índice que expresa la uniformidad de los valores de importancia a través de todas las especies de la muestra. Adquiere valores entre 0, cuando hay una sola especie, y logaritmo de S (número total de especies) cuando todas las especies están representadas por el mismo número de individuos”⁸³

2.8.2 Equidad de Pielou (E). Mide la proporción de la diversidad observada con relación a la máxima diversidad esperada (su valor va de 0 a 1) de forma que 1 corresponde a situaciones donde todas las especies son igualmente abundantes

⁸² Ibid., pp. 228

⁸³ MARRUGAN, A. Diversidad ecológica y su medición. Ediciones Vedral, Barcelona, España, 1989. pp. 200

2.8.3 Riqueza específica (S). Determina el número de especies presentes dentro de la comunidad observada

2.8.4 Índice de similitud de Bray Curtis. Es tal vez uno de los índices más usados en tiempos recientes en estudios ecológicos. Se basa en el cálculo del porcentaje de cambio en la abundancia de las especies este índice no considera los doubles ceros y ha demostrado un buen comportamiento cuando se realizan análisis numéricos sobre datos de un gradiente ambiental basados en este estimador.

2.9 HIDROGRAFÍA DEL NORTE DE CHILE

2.9.1 Cuencas hidrográficas de Atacama (Ríos Copiapó y Huasco). En la región de Atacama los valles formados por los ríos Copiapó y Huasco cortan a la extrema aridez del desierto. Estos ríos son alimentados por los escasos recursos hídricos disponibles provenientes de glaciares, lluvias ocasionales y neblina costera. Las condiciones climáticas especiales permiten una agricultura de exportación tecnificada que junto con la explotación minera y a actividad pesquera que está concentrada en los puertos de Caldera, Chañaral y Huasco, cuya producción se destina mayormente a la elaboración de aceite y harina de pescado, constituyen el motor del crecimiento de la región. Este conjunto de situaciones han permitido, hasta la fecha, el desarrollo de la región y el establecimiento de poblaciones importantes como Copiapó, Vallenar entre otras.⁸⁴

La Dirección Meteorológica de Chile⁸⁵ afirma que el clima principal de la Región es el desértico, pero el incremento de las precipitaciones de norte a sur hace que la condición de desierto no sea tan rigurosa, destacándose tres condiciones climáticas: una en el sector costero, con influencias marítimas, otra en la pampa intermedia y por último el sector cordillerano con incremento de las precipitaciones y régimen térmico frío.

La cuenca del río Copiapó pertenece a la Región de Atacama y se extiende entre los paralelos 26°38' y 28°38' de latitud sur, abarcando una superficie total de aproximadamente 18.400 km². El río del mismo nombre se forma sobre los 1.200 msnm, a partir de la confluencia de los ríos Jorquera y Pulido. Dos y

⁸⁴ OBSERVATORIO DE CUENCAS. Herramienta de tratamiento de la información que permite consultar, analizar y apoyar la gestión de Atacama y soporte a la gobernanza del agua. [en línea] En: Sitio web desarrollado por el Programa Medio Ambiente de Fundación Chile - 2009. Disponible en internet, URL: <http://www.observatoriocuenecas.cl/atacama.php>

⁸⁵ Ibid.

medio kilómetros aguas abajo desemboca también el río Manflas y aproximadamente seis kilómetros aguas abajo se sitúa el embalse Lautaro. Los ríos tributarios Jorquera, Pulido y Manflas nacen en el sector alto de la cuenca y están, conformados por quebradas que descienden de los nevados cordilleranos.⁸⁶

La cuenca hidrográfica del río Huasco está ubicada en la III Región de Atacama y se extiende aproximadamente entre los paralelos 28°30' y los 29°40' de latitud sur, con una extensión de 9.850 km². El río Huasco se forma en Junta del Carmen, a 90 km de su desembocadura en el mar, por la confluencia de los ríos del Tránsito que viene del NE y del Carmen del SE. La hoya del río del Carmen tiene una superficie de 2.860 km². En su límite norte se encuentra la sierra del Medio o Talud, que disminuye paulatinamente de altura desde la frontera hasta la Junta del Carmen.⁸⁷

2.9.2 Cuencas hidrográficas de Coquimbo (Ríos Limarí, Elqui y Choapa).

En la Región de Coquimbo encontramos tres importantes hoyas hidrográficas, que nacen en la cordillera de los Andes, orientan su curso de acuerdo a la ubicación de los valles transversales y desembocan en el océano Pacífico. Estos ríos tienen cuencas exorreicas (desembocan en el mar) y régimen mixto; es decir, su caudal proviene de las lluvias en el invierno, y del derretimiento de los hielos acumulados en la cima de las montañas, durante los meses cálidos. En las cuencas del Elqui y el Limarí se han construido embalses para regular el nivel de su caudal y guardar agua para los períodos de sequía.⁸⁸

El río Elqui nace en la cordillera andina a los 815 msnm, producto de la confluencia de los ríos Claro y Turbio; drena una cuenca de 9.700 km² y su longitud alcanza 170 km con un gasto medio de 15 m³/s. Su régimen de alimentación es mixto, durante el invierno se nutre de las lluvias y en el verano de los deshielos. La utilización de sus aguas es aprovechada principalmente en el regadío del valle del Elqui y para consumo humano de las principales ciudades de la región, La Serena, Coquimbo y Vicuña.⁸⁹

El río Limarí cuenta con la hoya hidrográfica de mayor superficie, que alcanza 11.927 km² con un gasto medio de 25 m³/s. Nace de la unión de los ríos

⁸⁶ GOBIERNO DE CHILE. Cuenca del Río Copiapó. Diagnóstico y clasificación de los cursos y cuerpos de agua según objetivos de calidad. Ministerio de Obras Públicas. Dirección Nacional de Aguas, Diciembre, 2004. pp.122

⁸⁷ GOBIERNO DE CHILE. Cuenca del Río Huasco. Diagnóstico y clasificación de los cursos y cuerpos de agua según objetivos de calidad. Ministerio de Obras Públicas. Dirección Nacional de Aguas. Diciembre, 2004. pp.111

⁸⁸ BIBLIOTECA DEL CONGRESO NACIONAL DE CHILE. Sistema Integrado de Información Territorial (SIIT). Hidrografía Región de Coquimbo [en línea]. Disponible en internet, URL: <http://siit2.bcn.cl/nuestropais/region4/hidrografia.htm> [Citado en 13 de agosto de 2013]

⁸⁹ Ibid

Hurtado y Grande y se abastece en gran parte por el agua de los deshielos; posee un sistema regulador de aguas, gracias a la presencia de los embalses Recoleta, Cogotí y La Paloma. Su desembocadura se ubica al sur del Parque Nacional Fray Jorge.⁹⁰

Hacia el sur de la región se encuentra ubicado el río Choapa que tiene su nacimiento aproximadamente a los 1000 msnm en la Cordillera de Los Andes y termina su recorrido en la ensenada de Huentelauquén. Tiene la cuenca de menor extensión de la región, con una superficie de 8.239 km² con un caudal medio de 30 m³/s. Su principal afluente es el río Illapel, que se une a su caudal en su curso medio.⁹¹

⁹⁰ Ibid

⁹¹ Ibid

3. DISEÑO METODOLÓGICO

3.1 ÁREA DE ESTUDIO

El estudio se llevó a cabo en la III y IV región del norte de Chile denominadas Atacama y Coquimbo respectivamente (Figura 2) las cuales presentan un clima estepárico costero de total influencia marítima, que se caracteriza por una alta luminosidad y radiación. Las temperaturas de verano oscilan desde los 17°C hasta los 26 °C, en invierno, la temperatura máxima oscila entre los 12° y 16°C, mientras que la mínima desciende hasta alcanzar los 4°C llegando en algunas oportunidades a los 0°C. La humedad perceptible es relativamente alta con un valor promedio de 74%. En estas regiones los ríos tienen su cabecera en Cordillera y tienen un escurrimiento permanente en sentido Este-Oeste. Los ríos reciben aportes de agua provenientes de las lluvias invernales y de los deshielos en primavera y verano asegurando un caudal permanente.⁹²

Figura 2. Regiones de Atacama y Coquimbo norte de Chile.



Gobierno de Chile, Ministerio de Obras Publicas, 2013. Disponible en internet: <http://www.mapas.mop.cl/>

⁹² GOBIERNO DE CHILE. Ministerio de Obras Publicas [en línea]. Disponible en internet, URL: <http://www.mapas.mop.cl/> [Citado en 14 de agosto de 2013]

La Región de Atacama se extiende entre los 25°17' y los 29°30' de latitud sur y desde los 68°17' longitud oeste hacia el Pacífico. Alcanza una superficie de 75.176,2 km² y se destacan dos principales sistemas hidrográficos, los ríos Copiapó y Huasco; el río Copiapó, posee una longitud cercana a los 292 km y una superficie de 18.800 km², su caudal es de 1,9 m³/s y sus principales afluentes son los ríos Jorquera, Pulido y Manflas; el río Huasco, tiene aproximadamente 200 km de largo y una cuenca de 9.960 km², nace de la unión de los ríos Tránsito y Carmen y su caudal es mayor al del Copiapó con 3,25 m³/s.⁹³

La Región de Coquimbo se ubica entre los 29° 02' y 32° 16' de latitud sur y desde los 69° 49' de longitud hasta el Océano Pacífico, se destacan el río Elqui que nace en la Cordillera Andina, drena una cuenca de 9.700 km² y su longitud alcanza 170 kilómetros y desemboca cerca de la ciudad de La Serena, El río Limarí cuenta con la hoya hidrográfica de mayor superficie, que alcanza 11.927 km² y una longitud de 189 km. Finalmente el río Choapa (Figura 3) el cual nace en la cordillera de los Andes y termina su recorrido en la ensenada de Huentelauquén, tiene la cuenca de menor extensión de la región, con una superficie de 8.239 km².⁹⁴

3.1.1. Características de las zonas Alta, Media y baja de los ríos del centro-norte de Chile. Debido a las características del territorio, Chile esta generalmente cruzado por diversos ríos de corta longitud, torrentosos y de escaso caudal principalmente los del norte del país donde sus características geográficas e hidrológicas son muy similares entre sí, por ejemplo, el río Elqui cuya franja litoral o costera constituye la unidad geomorfológica más occidental y de menor altitud de la olla hidrográfica.⁹⁵

La zona media o también llamada la media montaña corresponde a los sectores de interfluvios o serranías presentes en la hoya hidrográfica cuya precipitación promedio anual es cercana a los 100 mm, esta pluviometría no permite la formación de cursos permanentes de agua y por ultimo esta la zona alta o denominada alta montaña que constituye la sección más oriental y de mayor altitud, corresponde básicamente a quella parte alta de los Andes donde se originan los cursos de agua que forman el río Elqui y en general los ríos de Atacama y Coquimbo⁹⁶

⁹³ MAPAS DE CHILE. Relieve, Región Atacama. [Sistema de Información]. Disponible en internet, URL: http://mapasdechile.com/relieve_region04/ [Citado el 16 de Agosto de 2013].

⁹⁴ MAPAS DE CHILE. Relieve, Región Coquimbo. [Sistema de Información]. Disponible en internet, URL: http://mapasdechile.com/relieve_region04/ [Citado el 16 de Agosto de 2013].

⁹⁵ CEPEDA, J.; CABEZAS, R.; ROBLES, M. Y ZAVALA, H. Antecedentes generales de la cuenca del río Elqui. En: Vulnerabilidad y cambio del clima. Universidad de la Serena, Coquimbo, Chile, 2008. pp. 37.

⁹⁶ Ibid, pp. 19

Figura 3. Representación gráfica de la estratificación de la cuenca del río Choapa.



Subsecretaría de Pesca de Chile. Propuesta Técnica. Licitación Pública Id 4728-97- Ley13.

Por otro lado el reconocimiento de macroinvertebrados se llevó a cabo en el laboratorio de crustáceos así como también el análisis de los datos se desarrolló en las oficinas de la Facultad de Ciencias del Mar de la Universidad Católica del Norte, sede Coquimbo, la cual tiene su campus en el borde costero del sector de Guayacán (Figura 4).

Figura 4. Laboratorio central de cultivos marinos, Universidad Católica del Norte, Coquimbo.



Cultivos Universidad Católica del Norte. Disponible en internet: <
<http://www.cultivosucn.cl/Laboratorio/conozcanos.php>>

3.2 MATERIALES, EQUIPOS E INSUMOS

3.2.1 Materiales de terreno y laboratorio. Para el desarrollo de la metodología tanto en terreno como laboratorio se utilizó una red Surber, recipientes plásticos, etanol diluido al 75%, cinta métrica, bolsas plásticas, bandas elásticas, colador, equipo de disección, botas de pantano, guantes desechables, tapabocas, delantales de laboratorio, overoles, toallas absorbentes, tabla para sujetar documentos, claves taxonómicas de macroinvertebrados, material biológico (macroinvertebrados recolectados).

3.2.2 Equipos. Se utilizó un medidor multiparámetro (Multi 340i WTW), pH metro, cronometro, microscopio, refrigerador, estereoscopio, cámara fotográfica, GPS MAPS 60CSX y computadores portátiles (Toshiba Y Sony Vaio) para la obtención, análisis y manejo de los datos.

3.2.3 Insumos. Se emplearon los programas estadísticos Past y Biodiversity Pro, así como también se hizo uso de bitácoras, lapiceros, papel, tinta de impresión y fotocopias

3.3 ESTACIONES DE MONITOREO Y TEMPORALIDAD DE MUESTREO

La recolección de muestras se llevó a cabo durante los meses de octubre a diciembre de 2013, debido a que en esta época inicia la estación de primavera donde comienza el derretimiento del hielo de la Cordillera de los andes y los ríos se abastecen nuevamente de agua alcanzando su mayor caudal, por lo tanto durante este tiempo se efectuaron muestreos de macroinvertebrados acuáticos y características fisicoquímicas de los ríos Copiapó, Huasco, Limarí, Elqui y Choapa (Figura 5), cada uno se dividió en tres estaciones diferentes que corresponden al estrato bajo (desembocadura), medio y alto (nacimiento Cordillera de Los Andes), dentro de las cuales se muestrearon cinco micro – hábitats que se utilizaron como pseudoreplicas dado que las características fisiográficas y climatológicas no son homogéneas, además se seleccionaron según las características observadas en terreno puesto que en Chile los ríos son de corta longitud, torrentosos y de escaso caudal⁹⁷, se empleó un GPS portátil Garmin (Map 720S) con el cual se determinó la ubicación geográfica de los lugares de tal manera que se abarco la parte alta, media y baja de los ríos. Las fechas y coordenadas se presentan en la Tabla 4.

⁹⁷ INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICAS (INE). Compendio estadístico. Santiago de Chile, 2006. pp. 475.

Tabla 4. Coordenadas geográficas de las estaciones de muestreo en cada río.

Ubicación	Fecha	Estación	Ubicación geográfica GPS portátil Garmin Map 720 S		Altura (msnm)
			Sur	Oeste	
Choapa	29/10/13	Baja	31° 35,046"	071° 28,833"	24
	30/10/13	Media	31° 41' 25,8"	071° 16' 07,0"	163
		Alta	35° 53,815'	070° 46,996'	790
Limarí	7/11/13	Baja	30° 40' 15,2"	071° 31' 07,5"	29
	8/11/13	Media	30° 37' 51,5"	071° 19' 40,3"	144
		Alta	30° 44' 16,5"	070° 51' 52,8"	516
Elqui	12/11/13	Baja	29° 53' 32,5"	071° 13' 39,2"	20
	13/11/13	Media	29° 58' 47,4"	071° 03' 44,3"	198
		Alta	29° 58' 58,1"	070° 33' 55,3"	809
Huasco	4/12/13	Baja	28° 28,237'	071° 10,635'	10
	5/12/13	Media	28° 30' 58,7"	071° 00' 44,3"	163
		Alta	28° 43,823'	070° 33,439'	718
Copiapó	6/12/13	Baja	29° 53' 32,5"	071° 13' 39,2"	20
	7/12/13	Media	7° 31' 15,0"	070° 16' 02,0"	540
		Alta	28° 02' 13,7"	069° 58' 30,0"	1192

Para definir las localidades de muestreo se consideraron también diversos aspectos, tales como la variabilidad espacial, características físicas como altura, pendientes, afluentes, actividades de las cuencas, intervención antrópica entre otras características.

Figura 5. Ríos de las regiones de Atacama y Coquimbo norte de Chile. a) Río Choapa, b) Río Limarí, c) Río Elqui, d) Río Huasco, e) Río Copiapó.



3.4 MEDICIÓN DE PARÁMETROS FÍSICO-QUÍMICOS

Con el fin de relacionar adecuadamente la comunidad de macroinvertebrados y conocer las características particulares de la cuenca de los ríos en estudio, se realizó la medición de parámetros físico-químicos en cada estación, donde se definió un transecto en línea recta y se ubicaron tres puntos a lo largo en el flujo (extremos y mitad del río), en los cuales se procedió a realizar la medición in situ una vez en cada punto seleccionado, para un total de tres mediciones por cada estación, para ello se empleó un equipo multiparámetro marca Multi 340i, con el cual se determinó los valores de oxígeno disuelto, conductividad eléctrica, temperatura y pH; El valor por parámetro y por estación correspondió al promedio de los tres valores parciales obtenidos en los dos extremos y la mitad del río (Anexos A al E).

3.5 MUESTREO DE LAS COMUNIDADES DE MACROINVERTEBRADOS

La metodología empleada para el muestreo de las comunidades bentónicas de macroinvertebrados se basó en estudios realizados por Figueroa⁹⁸ y Alba-Tercedor⁹⁹ en cuanto a la caracterización del agua y colecta de macroinvertebrados, además el número de muestras recolectadas y la temporalidad de muestreo son las mismas empleadas por Figueroa en sistemas fluviales chilenos y Roldan en sus estudios de la biota acatica Colombiana.

Una vez en terreno se determinaron las cinco zonas más representativas del área de muestreo denominadas microhábitats entre las que se encontraron zonas fangosas, arenosas, pedregosas, corrientes rapidas y flujos lentos, las cuales fueron seleccionadas dependiendo del estado de las zonas de muestreo y se procedió a realizar la colecta de macroinvertebrados acuáticos establecidos por cada estación, sumando un número de 15 muestras por cada río para un total de 75 muestras entre los cinco ríos seleccionados. El muestreo cuantitativo se hizo mediante la recolección de los organismos a través de transectos paralelos al río, con una red Surber con fondo de 27 x 27cm y apertura de malla de 250 µm. La red Surber se ubicó contra la corriente del curso de agua por un período de tiempo de diez minutos por cada microhabitat, lavando el sustrato pedregoso que quedaba dentro de la cuadrata de la red bajo el agua para que los organismos sean atrapados en la malla. Durante los dos últimos minutos del tiempo de colecta se removió el sustrato para depositar los organismos recolectados en los recipientes plasticos, finalmente el material colectado fue etiquetado y fijado en etanol al 75%, para su posterior identificación y análisis (Figura 6).

⁹⁸ FIGUEROA, R. 2007. Op Cit. pp. 226,227

⁹⁹ ALBA-TERCEDOR, J. 1996. Op. Cit. pp. 210,211

Figura 6. Muestreo de macroinvertebrados.



Todas las muestras se trasladaron al laboratorio para su correspondiente identificación (Figura 7), para ello se utilizaron claves taxonómicas descritas por Roldan¹⁰⁰, Fernández y Domínguez¹⁰¹ y se contó con la asesoría del investigador en la materia el Biologo Marino y Magister Mauricio Muños Correa en el área de identificación de macroinvertebrados.

Figura 7. Identificación de macroinvertebrados.



3.6 ANÁLISIS DE DATOS

3.6.1 Cálculo de parámetros comunitarios. Con las respectivas abundancias obtenidas para cada taxa por estación de muestreo, se conformó una matriz de datos, con la cual se realizó el análisis de variables comunitarias, determinando los siguientes índices.

¹⁰⁰ ROLDAN, G., 1996. Op. Cit. pp. 217

¹⁰¹ FERNÁNDEZ, H. y DOMÍNGUEZ. 2001. Guía para la Determinación de Atropados Bentónicos Sudamericanos. Facultad de Ciencias Naturales e Instituto M. Lillo. Universidad Nacional de Tucuman – Argentina. pp. 283

3.6.1.1 Índice de Shannon-Weaver (H'). Este índice fue desarrollado para medir la cantidad de información que se puede transmitir en un código.¹⁰² Los valores van de cero a cinco y se calcula a través de la siguiente fórmula.

$$H' = - \sum_{i=1}^s \left(\frac{n_i}{N} \right) \ln \left(\frac{n_i}{N} \right)$$

$$P_i = \frac{n_i}{N}$$

Donde:

K: número de categorías

Pi: proporción de observaciones en cada categoría

ni: número de individuos por especie

N: número total de individuos en una comunidad

ln: logaritmo natural

3.6.1.2 Índice de diversidad máxima de Shannon-Weaver (H'). La diversidad máxima (H') se alcanza cuando todas las especies están igualmente presentes y se acercará o será 1 si todas las especies que componen la comunidad tienen igual probabilidad, se puede calcular fácilmente como.¹⁰³

$$H' = \log S$$

Donde:

S: representa el número de especies de la población.

3.6.1.3 Índice de Uniformidad o equitatividad de Pielou. (Pielou, E. C. 1975). Este índice mide la uniformidad o equilibrio de un ecosistema, expresada como la diversidad observada respecto a la diversidad que se podría obtener en una comunidad con el mismo número de especies pero con una uniformidad máxima. Oscila entre 0 y 1¹⁰⁴. Su cálculo se realiza mediante la siguiente fórmula:

$$E = \frac{H'}{\ln S}$$

¹⁰² SOMARRIBA, E. Diversidad de Shannon. Revista Agroforestería en las Américas. [en línea]. Disponible en internet, URL: http://web.catie.ac.cr/informacion/rafa/rev23/insoma_1.htm#mide [Citado en 17 de agosto de 2013]

¹⁰³ PLA, L. Biodiversidad: inferencia basada en el índice de Shannon y la riqueza. [En línea] En: Revista Científica Scielo, Vol. 31, No. 8, 2006. pp. 583-590. Disponible en internet. URL: http://www.scielo.org.ve/scielo.php?pid=S0378-18442006000800008&script=sci_arttext

¹⁰⁴ FERRÍOL, M. y MERLE, H. Los componentes alfa, beta y gamma de la biodiversidad. Aplicación al estudio de comunidades vegetales. Universidad Politécnica de Valencia. Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agronómica y del Medio Natural, 2012. pp. 10.

Donde:

H' = Corresponde a los valores de diversidad obtenidos.

S = Número de especies recolectadas.

Se determinó la existencia de asociaciones de similitud faunística, entre las estaciones de muestreo con el **índice de Bray-Curtis (1957)**, el cual considera además de la presencia/ausencia de los organismos sus abundancias, es igual a 100 en casos de similitud completa e igual a 0 si las estaciones son disimilares y no tienen especies en común. Se calcula mediante la siguiente fórmula¹⁰⁵:

$$C_{N=\frac{2jN}{aN+bN}}$$

Donde:

aN = número total de individuos en la estación A.

bN = número total de individuos en la estación B.

jN = es la suma de las abundancias menores de las especies halladas en ambas localidades.

Finalmente se construyeron cluster o Dendogramas de similitud con este último índice, aplicando a los datos la transformación de doble raíz cuadrada, para determinar la presencia de especies raras.

3.6.2 Calculo de índices bióticos. Existe una variedad de índices bióticos (IB), sin embargo, reconociendo que muchos de ellos son modificaciones y/o adaptaciones, este estudio aplicó los siguientes índices.

3.6.2.1 Índice Biótico de Familia (IBF de Hilsenhoff, 1988). Por cada Familia de macroinvertebrados se determinó el puntaje de tolerancia, en donde 0 (cero) representa el menos tolerante y 10 el más tolerante a la contaminación orgánica.¹⁰⁶

$$IBF = \frac{1}{N} \sum ni ti$$

¹⁰⁵ BRAY, J. and CURTIS, J. An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. Ecological Monographs. Vol. 27, No. 4. EEUU, 1957. pp. 325-349.

¹⁰⁶ FIGUEROA, et al. 2007. Op. Cit. pp. 229

Donde:

N: número total de individuos en la estación de muestreo

i: número de individuos en la Familia “i” en la estación de muestreo

ti: puntaje de tolerancia de la Familia “i”

Para el cálculo del IBF, los taxas fueron agrupados en sus respectivas Familias, asignando los puntajes de tolerancia sugeridos por Hauer & Lamberti¹⁰⁷, determinando además el número total de individuos pertenecientes a cada Familia.

3.6.2.2 Índice biótico SIGNAL (Chessman, 1995, 2003 y Tiller and Metzelling, 2002). Es una adaptación hecha del BMWP en Australia, que consiste en dividir el valor obtenido por el BMWP por el número de familias encontradas en cada estación. Los organismos de la muestra capturada fueron identificados taxonómicamente al nivel de familia, lo cual facilita el trabajo. Con base en el inventario realizado se asignó el puntaje correspondiente a cada familia en base a las tablas del BMWP.¹⁰⁸

3.6.3 Análisis estadístico de los datos. Para determinar la relación entre los parámetros físico-químicos (Temperatura, oxígeno, conductividad y pH), variables comunitarias (abundancia, diversidad y uniformidad) y variables biológicas (índice biótico de familia e índice Signal), se conformó una matriz de datos (Anexo F) y posteriormente se aplicó un análisis de correlación múltiple, utilizando el coeficiente de correlación de Spearman.

Según Salinas¹⁰⁹, el coeficiente de correlación de Spearman es un método no paramétrico que resulta adecuado para cuantificar la relación de asociación entre dos escalas de valores discretos y/o con jerarquía (ordinales). También es una excelente opción cuando los datos no tienen distribución normal bivalente, especialmente si hay valores extremos y no se cumplen los supuestos estadísticos para pruebas paramétricas, en estos casos el método de Spearman permitirá calcular la correlación, entre las dos variables.

¹⁰⁷ HAUER, F. and LAMBERTY, G. (eds). Methods in stream ecology. Academic Press, San Diego, California, USA, 1996. pp. 674.

¹⁰⁸ TILLER, D. and METZELLING, L. Australia-Wide Assessment of River Health: Victorian AusRivAS Sampling and Processing Manual. Rapid Bioassessment of Victorian Streams (The Approach and Methods of the Environment Protection Authority). National River Health Program. Australia, 2002. pp. 20.

¹⁰⁹ SALINAS, M. Modelos de relación y correlación IV. Correlación de Spearman. En: Ciencia y trabajo. Vol. 9, No. 25, Julio – Septiembre, 2007. pp. 143-145

Posteriormente se realizó un análisis de componentes principales (ACP). De acuerdo con Terradez¹¹⁰ el ACP es una técnica estadística para el análisis de datos multivariantes o reducción de las dimensiones (número de variables). Es decir, ante un banco de datos con muchas variables, el objetivo será reducirlas a un menor número (dos o tres), perdiendo la menor cantidad de información posible. Los nuevos componentes o factores serán una combinación lineal de las variables originales y, además, serán independientes entre sí.

Para determinar la relación entre las variables ambientales y las comunidades de macroinvertebrados de las cuencas en estudio se realizó un análisis Canónico de Correspondencias (ACC) utilizando el programa estadístico PAST¹¹¹. Dicho análisis aportó información importante sobre el porcentaje de variabilidad de la comunidad de macroinvertebrados bentónicos que puede ser explicado por el efecto de las demás variables de estudio.

¹¹⁰ TARRADEZ, M. Análisis de Componentes Principales. [en línea]. En: UOC. Universidad Oberta de Catalunya. Proyecto e-Math 11. Financiado por la Secretaría de Estado de Educación y Universidades (MECD). España. pp. 11. Disponible en internet, URL:http://www.uoc.edu/in3/emath/docs/Componentes_principales.pdf. [Citado el 17 de Agosto de 2013]

¹¹¹ HAMMER, Ø. HARPER, D. RYAN, P. PAST: Paleontological Statistics Software Package For Education And Data Analysis. EN: Paleontología Electrónica. Vol 4 No 1. Junio de 2001.pp. 9 ISSN 1094-8074

4. RESULTADOS

Los resultados obtenidos en el presente estudio utilizando macroinvertebrados como indicadores de la calidad del agua son los primeros reportes comparativos en cuanto a la caracterización de la macrofauna bentónica presente en los ríos Choapa, Limarí y Elqui de la región de Coquimbo y los ríos Huasco y Copiapó pertenecientes a la región de Atacama, por lo tanto los resultados reportados fueron analizados en base a estudios realizados por el investigador especialista en macroinvertebrados Ricardo Figueroa en los ríos del sur de Chile en los años 2003 y 2007 y algunas investigaciones en los ríos Choapa y Limarí del centro-norte chileno que se realizaron en los años de 2011 y 2012. Green & Swietlik afirman que “la composición y diversidad de la fauna de macroinvertebrados acuáticos puede mostrar una gran variabilidad en condiciones naturales y esto dependerá de las características físicas, climáticas y geomorfológicas en las cuales reside”¹¹²

4.1 DESCRIPCIÓN ANTRÓPICA DE LAS CUENCAS

A lo largo del recorrido por las cuencas se hizo una observación detallada de las actividades antrópicas tales como, minería, agricultura, riego y ganadería desarrolladas en los alrededores y que dependen directamente de la corriente del río. En la parte alta del río Choapa se ubica una de las mineras más grandes de la región de Coquimbo y la presencia del embalse Corrales, también se observó cultivos de uva, haba, frijol, papa y alfalfa a lo largo de toda la cuenca motivo por el cual se extrae agua del río para los sistemas de regadío (Figura 8).

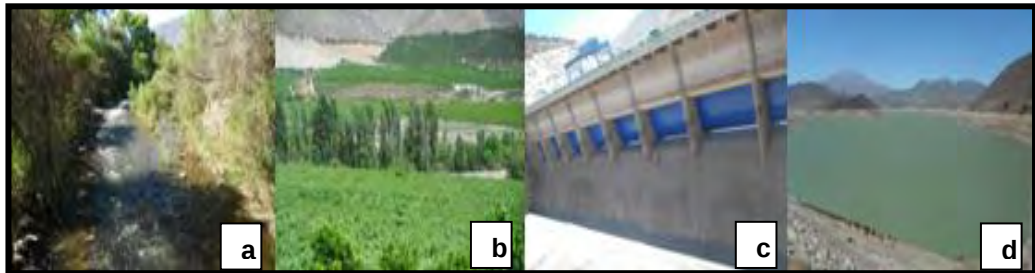
Figura 8. Cuenca del río Choapa. a) Parte alta, b) parte media, c) parte baja



Por su parte el río Limarí se encuentra intervenido por el embalse Paloma y la extracción masiva de áridos, además cuenta con agricultura marcada, grandes extensiones de cultivos de aguacate, uva, mandarina y durazno (Figura 9).

¹¹² GREEN, J. and SWIETLIK, W. A stream condition index for west Virginia wadeable streams. EPA Region 3 Environmental Services Division, and EPA Office of Science and Technology, Office of Water. EE.UU, 2000. pp.80

Figura 9. Cuenca del río Limarí. a) Parte alta, b) cultivos de uva, c) y d) embalse Paloma



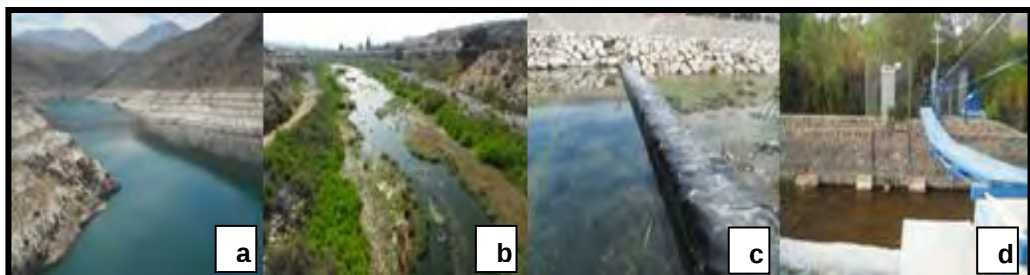
El río Elqui se caracteriza por estar rodeado de diferentes zonas de turismo y presencia de valles cubiertos de cultivo de uvas y en menor cantidad cultivos de hortalizas, frijoles, zapallo, papaya, piña y alcachofa además este río es intervenido por el embalse Puclaro (Figura 10).

Figura 10. Cuenca del río Elqui. a) Embalse Puclaro, b) parte media, c) cultivo de hortalizas



En la región de Atacama el río Huasco presenta el embalse Santa Juana también hay presencia de cultivos de uva y olivos, así como una planta de procesamiento de alimentos y una planta de tratamiento de aguas servidas, su curso es intervenido por construcciones humanas como piscinas hechas de geomembrana y plásticos que impiden el normal recorrido del río (Figura 11),

Figura 11. Cuenca del río Huasco. a) Embalse Santa Juana, b) parte baja, c) piscinas de geomembrana, d) planta de tratamiento aguas servidas



Finalmente el río Copiapó es intervenido por el embalse Lautaro y presenta cultivos de uva y olivos, resaltando que de la estación media en adelante se encuentra canalizado a flujo abierto y es destinado para riego y consumo humano, siendo regresado a su cauce natural kilómetros más abajo de la ciudad de Copiapó (Figura 12).

Cabe aclarar que las cinco cuencas atraviesan pequeñas poblaciones y ciudades cuyos vertimientos son servidos al cauce de los ríos.

Figura 12. Cuenca del río Copiapó. a) Parte alta, b) canalización a flujo abierto, c) cauce natural parte baja.



4.2 MACROINVERTEBRADOS BÉNTICOS

4.2.1 Composición faunística. Durante el período de estudio se recolectó 47 taxas de macroinvertebrados entre los cinco ríos (Tabla 5) para un total de 9.850 individuos de los cuales 1.676 fueron capturados en el río Choapa (17,01%), siendo la familia Physidae la más representativa con un conteo de 552 individuos, seguido por la familia Hydropsychidae con 277 organismos y la familia Baetidae con 205 ejemplares. (Anexo G)

En el río Limarí se obtuvo un valor de 1.701 individuos (17,27%), siendo las familias Cyprididae, Physidae e Hydropsychidae las más representativas con valores de 406, 231 y 173 organismos respectivamente (Anexo H). El río Elqui presentó un total de 797 individuos (8,09%) donde la familia Baetidae presentó el mayor número con 234 individuos entre las diferentes taxas. (Anexo I)

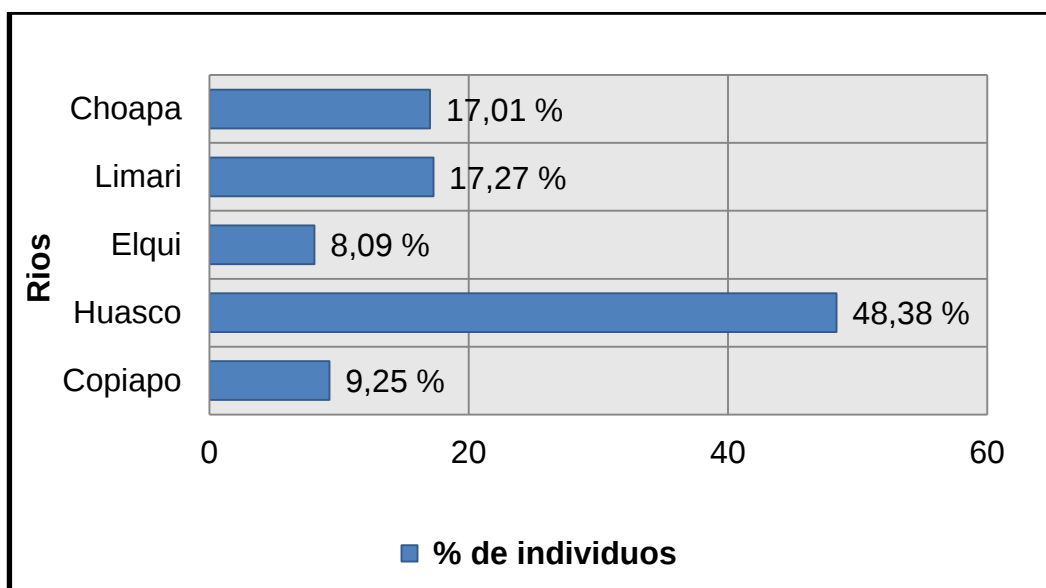
En la región de Atacama el río Huasco presentó el valor más alto entre los cinco ríos con un total de 4.765 organismos (48,37%), donde la familia Hidrobiidae fue la más abundante con 2133 especímenes, seguido de la familia Physidae con 645 y Cyprididae con 458 individuos (Anexo J), finalmente el río Copiapó alcanza un conteo de 911 organismos, donde las familias Baetidae y Physidae con 283 y 128 individuos respectivamente fueron las más dominantes (Anexo K)

El número de individuos encontrados en cada río presentó gran variabilidad; el río Huasco tiene la proporción mas alta mientras que los ríos Elqui y Copiapó obtuvieron los menores valores y los ríos Choapa y Limarí tuvieron valores similares entre sí como se observa en la Figura 13.

Tabla 5. Número y abundancia de familias encontradas en los cinco ríos de Coquimbo y Atacama Norte de Chile.

Número y abundancia de Familias encontradas					
Taxas nivel familia	Nº ind	Abun	Taxa nivel familia	Nº ind	Abun
F. Hidrobiidae	2408	0,24447	F. Leptoceridae	13	0,00132
F. Physidae	1607	0,16315	F. Empididae	10	0,00102
F. Baetidae	1242	0,12609	F. Bithynidae	9	0,00091
F. Cyprinidae	1138	0,11553	F. Lepidostomatidae	9	0,00091
F. Elmidae	653	0,06629	F. Ecnomidae	9	0,00091
F. Hydropsychidae	606	0,06152	F. Perlidae	7	0,00071
F. Hydroptilidae	431	0,04376	F. Tipulidae	6	0,00061
F. Chironomidae	277	0,02812	F. Brachycentridae	5	0,00051
F. Simuliidae	237	0,02406	F. Dytiscidae	5	0,00051
F. Gammaridae	137	0,01391	F. Leptoheptidae	5	0,00051
F. Planorbiidae	131	0,01330	F. Planariidae	5	0,00051
F. Dugesidae	119	0,01208	F. Hydraenidae	4	0,00041
F. Sphaeriidae	115	0,01168	F. Corixidae	3	0,00030
F. Tabanidae	68	0,00690	F. Ephydriidae	3	0,00030
F. Cyclopidae	65	0,00660	F. Gyrinidae	3	0,00030
F. Leptophlebiidae	61	0,00619	F. Libellulidae	3	0,00030
F. Caenidae	58	0,00589	F. Corydalidae	1	0,00010
F. Lymnaeidae	54	0,00548	F. Janiridae	1	0,00010
F. Acaridae	48	0,00487	F. Lestoididae	1	0,00010
F. Hirudinea	38	0,00386	O. COLLEMBOLA	5	0,00051
F. Aphididae	24	0,00244	O. ODONATA	5	0,00051
F. Nesameletidae	24	0,00244	O. OLIGOQUETA	147	0,01492
F. Coenagrionidae	22	0,00223	Total Individuos		9850
F. Glossosomatidae	15	0,00152	Total Taxas		47
F. Drosophilidae	13	0,00132			

Figura 13. Porcentaje de individuos encontrados en los cinco ríos evaluados.



En las Figura 14 y 15 se observan las familias más abundantes de macroinvertebrados de los cinco ríos evaluados en las dos regiones.

Figura 14. Familias más Abundantes de los ríos evaluados.

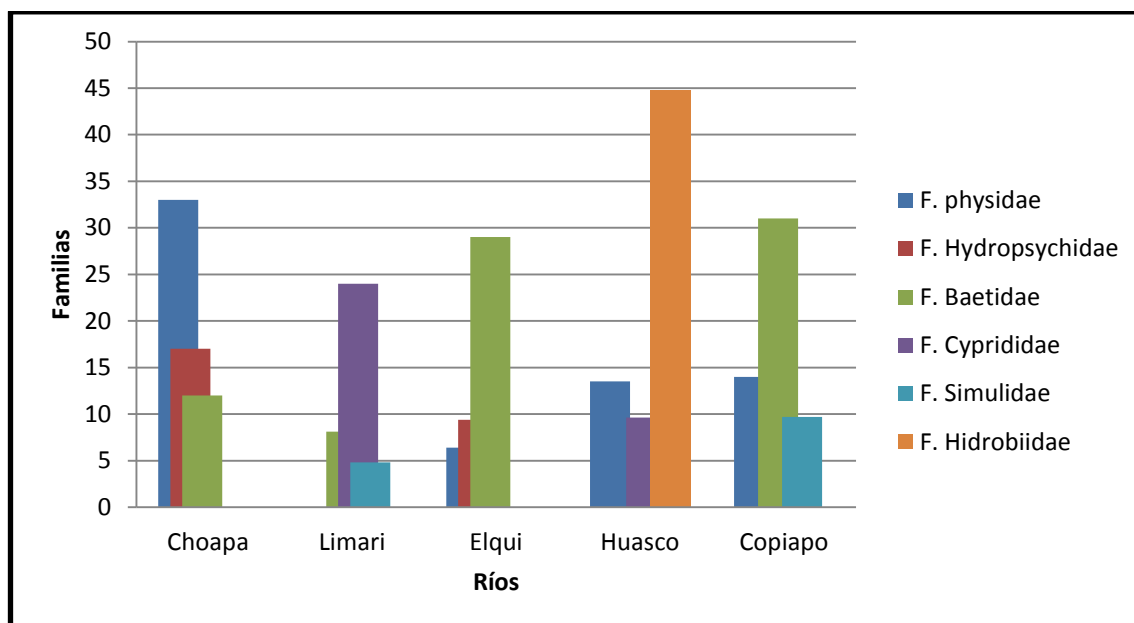


Figura 15. Ejemplares de las familias más abundantes encontradas en los cinco ríos de estudio. a) f. Hidrobiidae; b) F. Physidae; c) F. Baetidae; d) F. Cyprididae; e) F. Elmidae; f) F. Hydropsychidae.



4.3 PARÁMETROS FISICOQUÍMICOS

4.3.1 Caudal. Los cinco ríos reportaron comportamientos similares entre si, donde las estaciones altas de las cuencas obtuvieron los mayores valores, seguida de las estaciones medias y disminuyendo en la parte baja de las cuencas con excepción de la estación media del río Limarí cuyo valor es menor a la estación baja. El mayor valor de caudal se registró en la estación alta del río Elqui con 10,03 m³/s y en la estación alta del río Limarí con 8,45 m³/s; por el contrario los menores caudales fueron obtenidos en las estaciones bajas de los ríos Huasco y Copiapó con valores de 0,18 m³/s y 0,52 m³/s respectivamente (Tabla 6).

Tabla 6. Registro de caudales por ríos y estaciones de muestreo.

Estación	Caudal (m ³ /s)				
	Choapa	Limarí	Elqui	Huasco	Copiapó
Baja	2,84	1,54	1,28	0,18	0,52
Media	5,50	0,20	3,80	3,26	0,73
Alta	5,96	8,45	10,03	3,70	4,24

En la Tabla 7 y 8 se registran los valores promedio de los parámetros físico-químicos y las desviaciones estándar evaluados por ríos y estaciones de muestreo.

Tabla 7. Valores promedio de parámetros físico-químicos de los ríos Choapa, Limarí, Elqui y sus estaciones de muestreo.

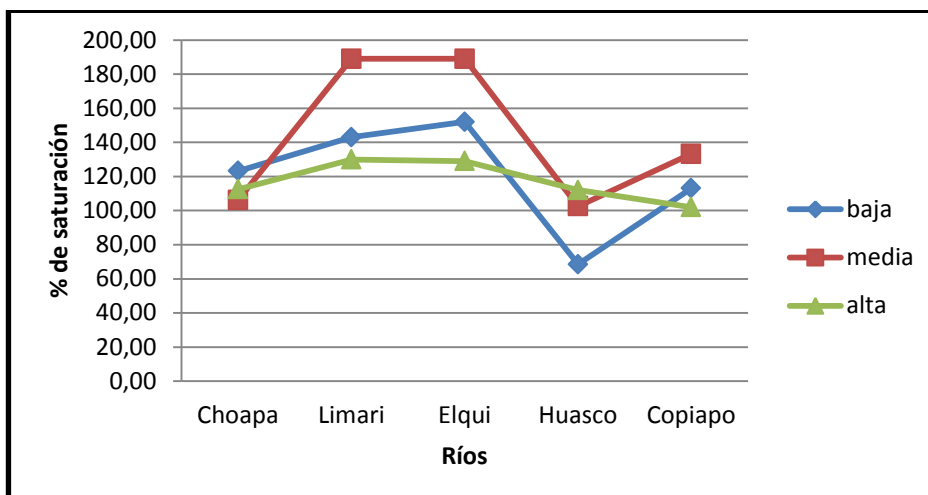
Parámetro	Estación	Choapa	Limarí	Elqui
OD(%)	B	123,20±0,22	143,00±0,10	152,00±0,28
	M	106,20±0,45	189,00±0,71	189,00±0,19
	A	112,50±0,04	130,00±0,07	129,00±0,10
T°(°C)	B	15,60±0,00	19,20±0,00	20,50±0,10
	M	15,86±0,05	23,40±0,26	17,70±0,34
	A	13,33±0,49	16,83±0,15	19,60±0,79
Conduct (μS/cm)	B	502,00±22,53	2858,33±1003,68	142,33±1,52
	M	504,66±1,52	3119,33±1348,46	706,33±30,02
	A	156,30±0,46	222,33±119,54	459,67±239,79
pH	B	4,87±0,46	7±0,00	8±0,00
	M	5,13±0,06	8±0,00	7±0,00
	A	4,93±0,09	8±0,00	7±0,57

Tabla 8. Valores promedio de parámetros físico-químicos de los ríos Huasco, Copiapó y sus estaciones de muestreo.

Parámetro	Estación	Huasco	Copiapó
OD(%)	B	68,48±0,32	113,03±0,01
	M	102,52±0,05	133,24±0,38
	A	112±0,05	102,00±0,09
T°(°C)	B	23,50±0,00	23,20±0,00
	M	23,30±0,00	23,10±0,17
	A	17,23±0,06	20,97±0,25
Conduct (μS/cm)	B	2904,00±1234,88	1081,33±54,93
	M	2578,00±292,72	1483,00±5
	A	805,67±4,04	842,00±301
pH	B	8±0,00	8±0,00
	M	8±0,00	9±0,00
	A	8±0,00	8±0,00

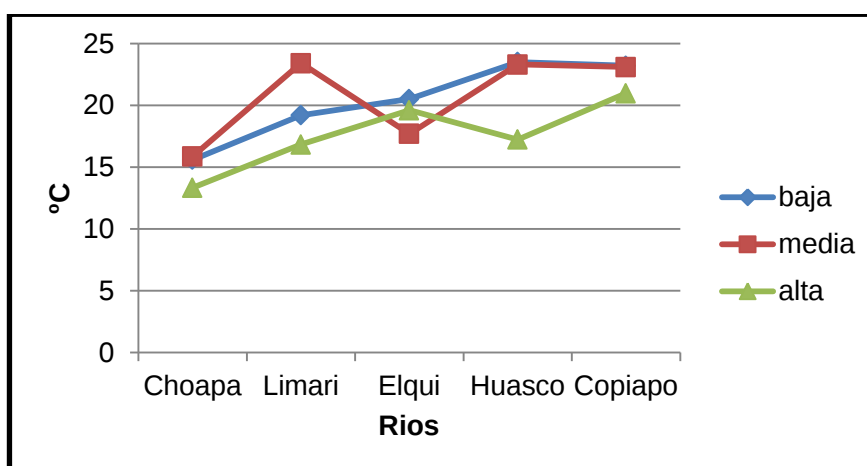
4.3.2 Oxígeno disuelto. Los valores de porcentaje de saturación de oxígeno fluctuaron entre (68,48%±0,17) y (189%±0,45) donde el menor valor corresponde a la estación baja del río Huasco y el mayor a las estaciones medias de los ríos Elqui y Limarí, en general el comportamiento de los cinco ríos presentó buenas características con respecto a este parámetro (Figura 16).

Figura 16. Valores de oxígeno disuelto (mg/L) promedio de los ríos y estaciones de monitoreo



4.3.3 Temperatura. Este parámetro presentó un rango entre los 13 °C y 23°C para los cinco ríos donde el valor más bajo reportado fue de $(13,33 \pm 0,49)$ °C para la estación alta del río Choapa y el mayor valor $(23,50 \pm 0,00)$ °C para la estación baja del río Huasco (Figura 17).

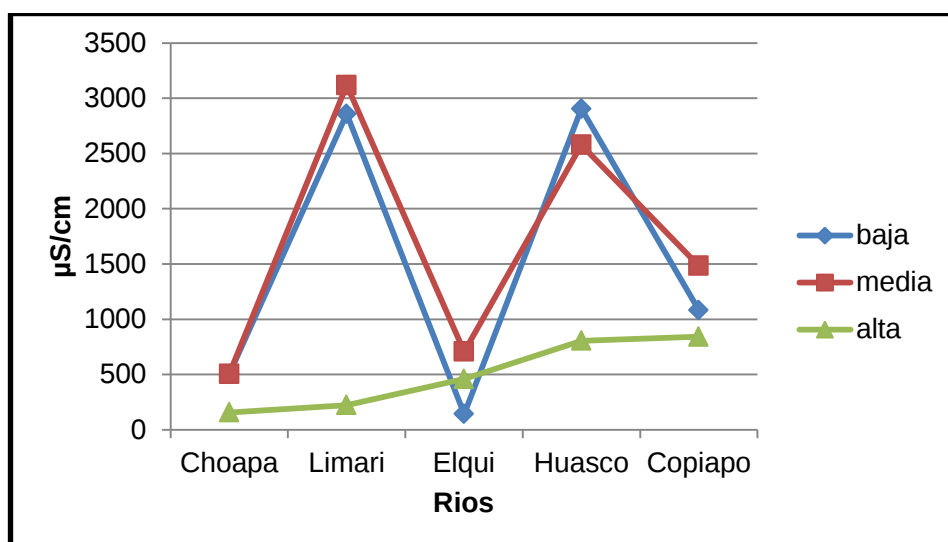
Figura 17. Valores de temperatura (°C) promedio en los ríos y estaciones de muestreo.



4.3.4 Conductividad eléctrica. Las estaciones media y baja de los cinco ríos evaluados reportaron un comportamiento similar a diferencia de las estaciones bajas cuya conducta fue diferente; el menor valor de conductividad fue reportado por la estación alta del río Choapa con $(156,30 \pm 0,46)$ $\mu\text{S/cm}$ y el

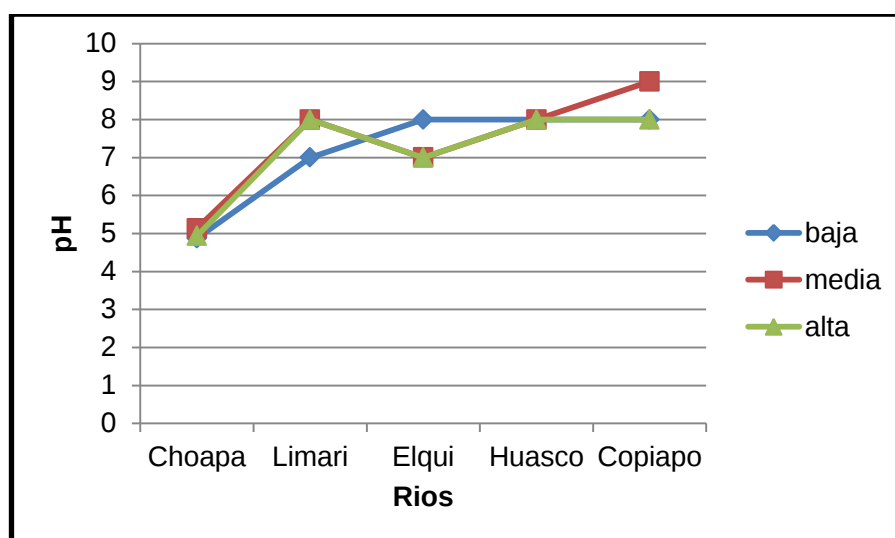
mayor valor se presentó en la estación media del Limarí con $(3119,33 \pm 1348,46) \mu\text{S/cm}$ (Figura 18).

Figura 18. Valores de conductividad ($\mu\text{S/cm}$) promedio de los ríos y estaciones de muestreo.



4.3.5 Potencial de Hidrógeno (pH). El comportamiento de las estaciones de los ríos Choapa, Elqui y Huasco fueron similares entre si, a diferencia de los ríos Elqui y Copiapó cuyos resultados fueron variables, el menor valor registrado fue de $(4,87 \pm 0,46)$ para la estación baja del río Choapa y el mayor valor fue de $(9 \pm 0,00)$ presentado por el Copiapó (Figura 19).

Figura 19. Valores de pH promedio reportados por los ríos y estaciones de muestreo



4.4 PARÁMETROS COMUNITARIOS

Los ríos Limarí y Elqui presentaron la diversidad más alta ($H' = 1,12$ y $H' = 1,09$) respectivamente, seguidos de los ríos Choapa y Copiapó cuyos valores fueron similares con ($H' = 0,85$) y el río Huasco con el menor valor de diversidad ($H' = 0,83$). Para los resultados de diversidad entre estaciones de muestreo los datos más altos se obtuvieron en las estación alta del Limarí y la estación baja del Elqui con un valor igual de ($H' = 1,02$), mientras que los menores valores fueron presentados en la estación alta del Copiapó ($H' = 0,54$) y baja del Huasco ($H' = 0,58$).

En relación a la equitatividad los ríos Elqui y Limarí presentaron los mayores valores con ($J' = 0,79$ y $J' = 0,75$) respectivamente comportándose de manera similar con los resultados de diversidad arrojados por los mismos ríos, en tercer lugar se encuentra el río Copiapó ($J' = 0,74$) y finalmente los ríos Huasco ($J' = 0,60$) y Choapa ($J' = 0,68$) cuyos valores fueron menores.

El total de valores de diversidad (H'), diversidad máxima ($H'_{\max}$) y equitatividad (J') en cada río y estación de muestreo se encuentran consignados en la Tabla 9.

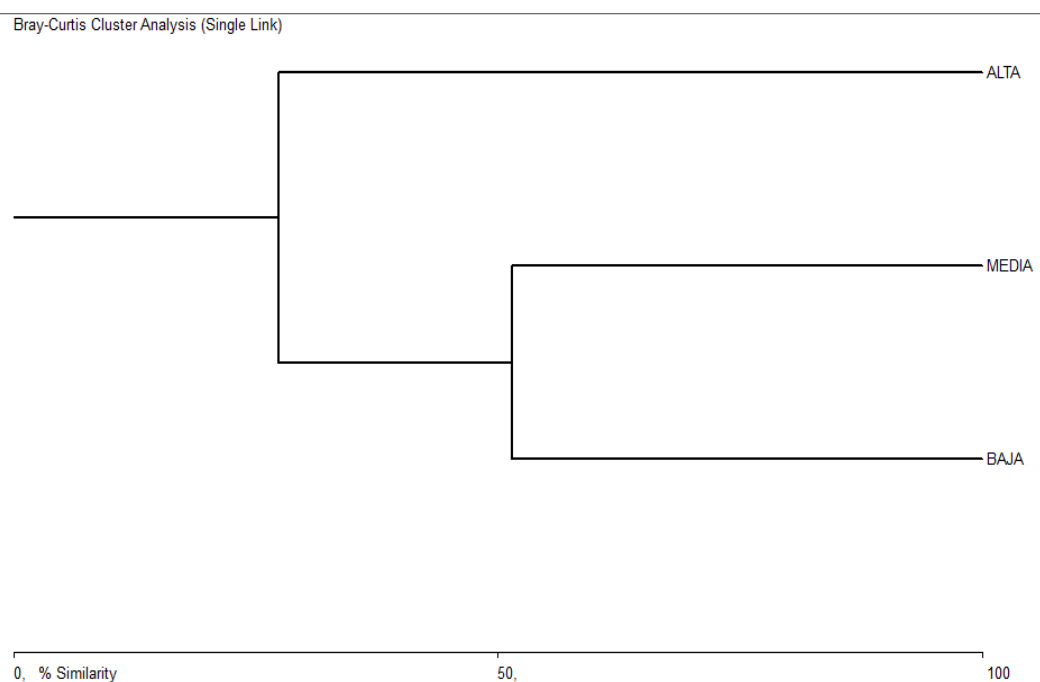
Tabla 9. Valores de diversidad y equitatividad de los cinco ríos evaluados.

Diversidad y equidad de los ríos del norte Chileno						
Índices	Estación	Choapa	Limarí	Elqui	Huasco	Copiapó
Shannon (H')	Baja	0,87	0,92	1,02	0,58	0,93
	Media	0,83	0,85	1,00	0,78	0,93
	Alta	0,77	1,02	0,95	0,84	0,54
	Total	0,95	1,12	1,09	0,83	0,95
H máx.	Baja	1,15	1,20	1,11	1,20	1,15
	Media	1,26	1,26	1,15	1,20	1,18
	Alta	0,85	1,38	1,26	1,18	1,08
	Total	1,40	1,51	1,38	1,38	1,28
Equitatividad (J')	Baja	0,76	0,77	0,92	0,48	0,81
	Media	0,67	0,68	0,87	0,65	0,79
	Alta	0,91	0,74	0,76	0,71	0,50
	Total	0,68	0,75	0,79	0,60	0,74

El análisis de asociación de las estaciones de muestreo por cada río mediante el índice Bray- Curtis consideró además de la presencia ausencia de los

organismos también sus abundancias, para el caso del río Choapa se observó un porcentaje de similitud del 51,33% entre las estaciones media y baja a diferencia de la estación alta con 27,2% de similitud con respecto a las dos anteriores (Figura 20)

Figura 20. Dendograma de similitud faunística (Bray-Curtis) de calidad de agua por estaciones de muestreo para el río Choapa.



El río Limarí presentó una mayor similitud entre las estaciones media y alta con un 53,75% mientras que la estación baja presentó una pequeña variación de similitud con 52,14% en relación a las anteriores (Figura 21). El porcentaje de similitud entre las estaciones del río Elqui no presentó gran variabilidad con valores de 55,26% entre las estaciones media y alta y 54,54% en la estación baja con respecto a las dos anteriores (Figura 22)

En la región de Atacama el río Huasco presentó mayor similitud entre las estaciones media y baja con un 60,29% mientras que la estación alta fue más disímil con respecto a las anteriores con 72,52% (Figura 23). Finalmente el río Copiapó arrojó un 77,88% de similitud entre las estaciones media y baja, mientras que la estación alta presentó un 64,87% en relación a las anteriores (Figura 24).

Figura 21. Dendograma de similitud faunística (Bray-Curtis) de calidad de agua por estaciones de muestreo para el río Limarí.

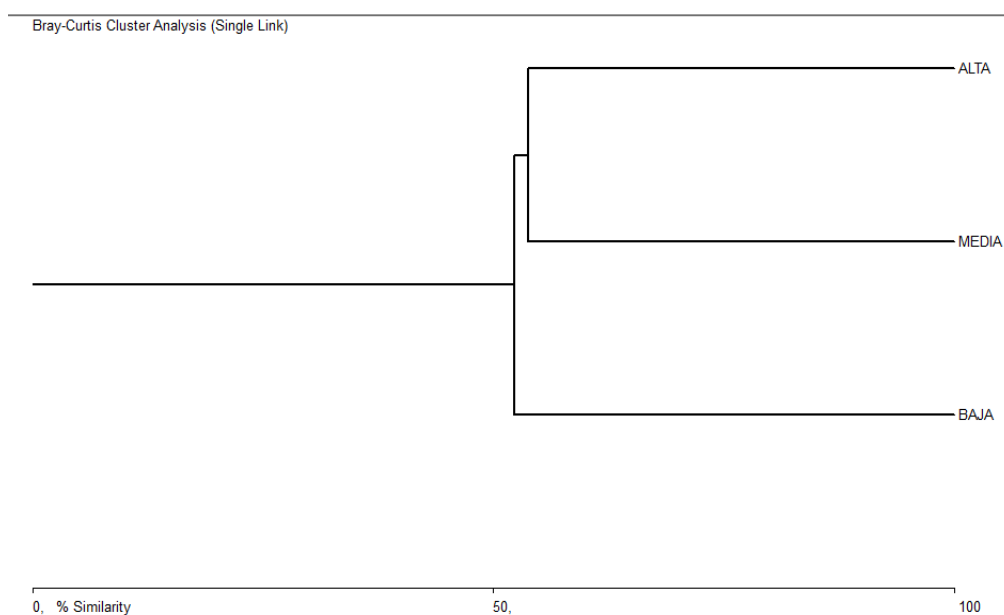


Figura 22. Dendograma de similitud faunística (Bray-Curtis) de calidad de agua por estaciones de muestreo para el río Elqui.

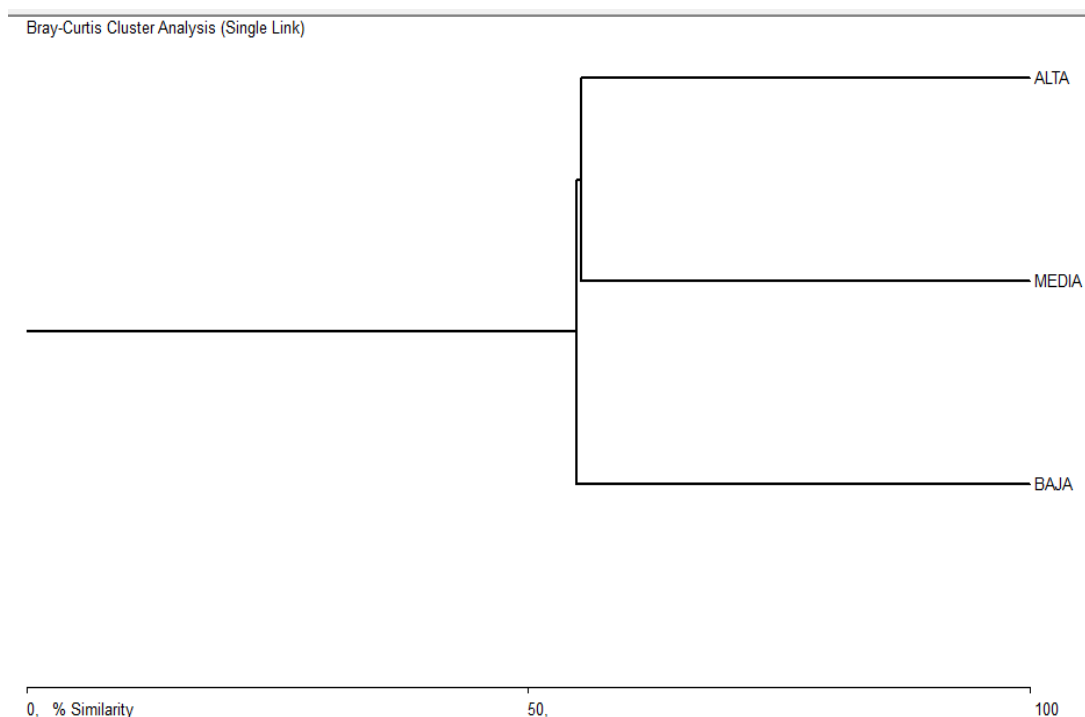


Figura 23. Dendograma de similitud faunística (Bray-Curtis) de calidad de agua por estaciones de muestreo para el río Huasco.

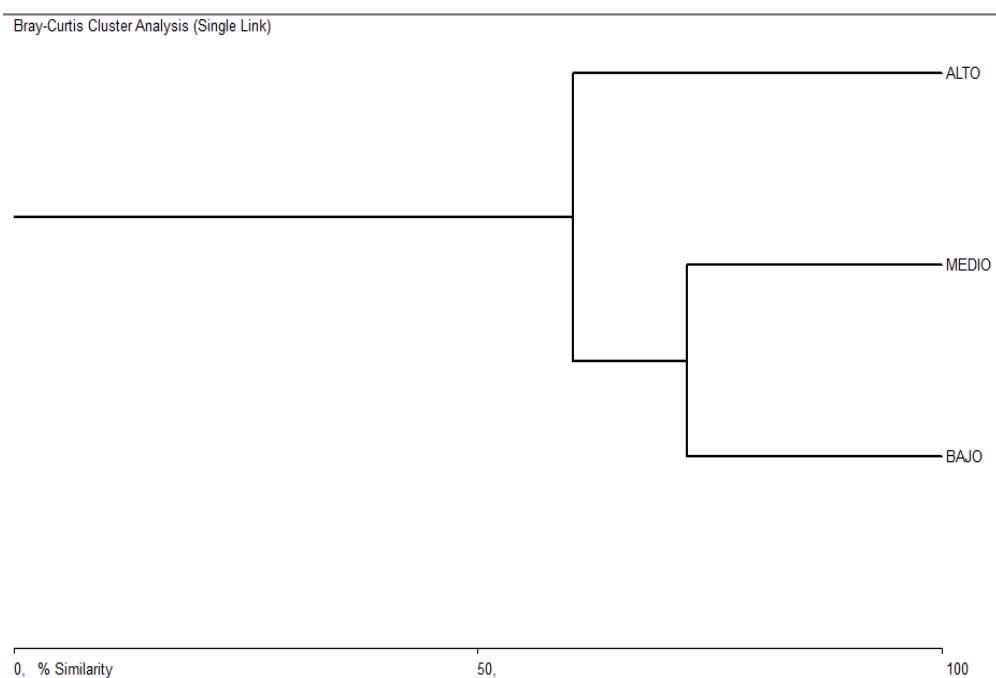
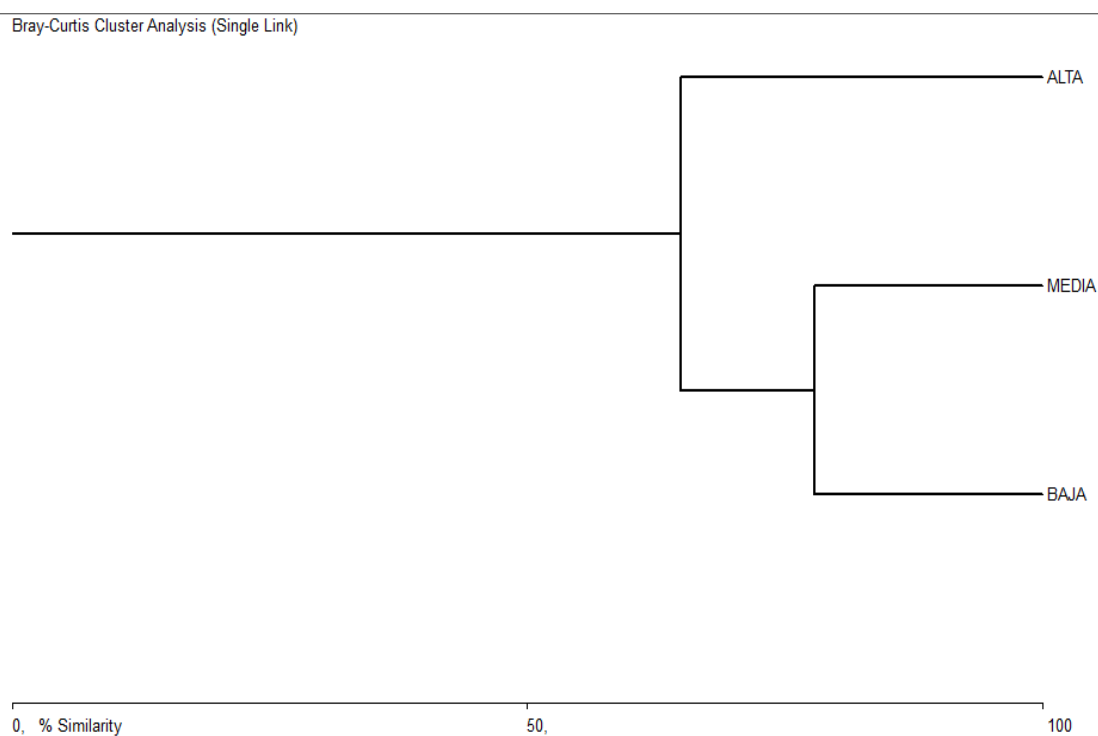
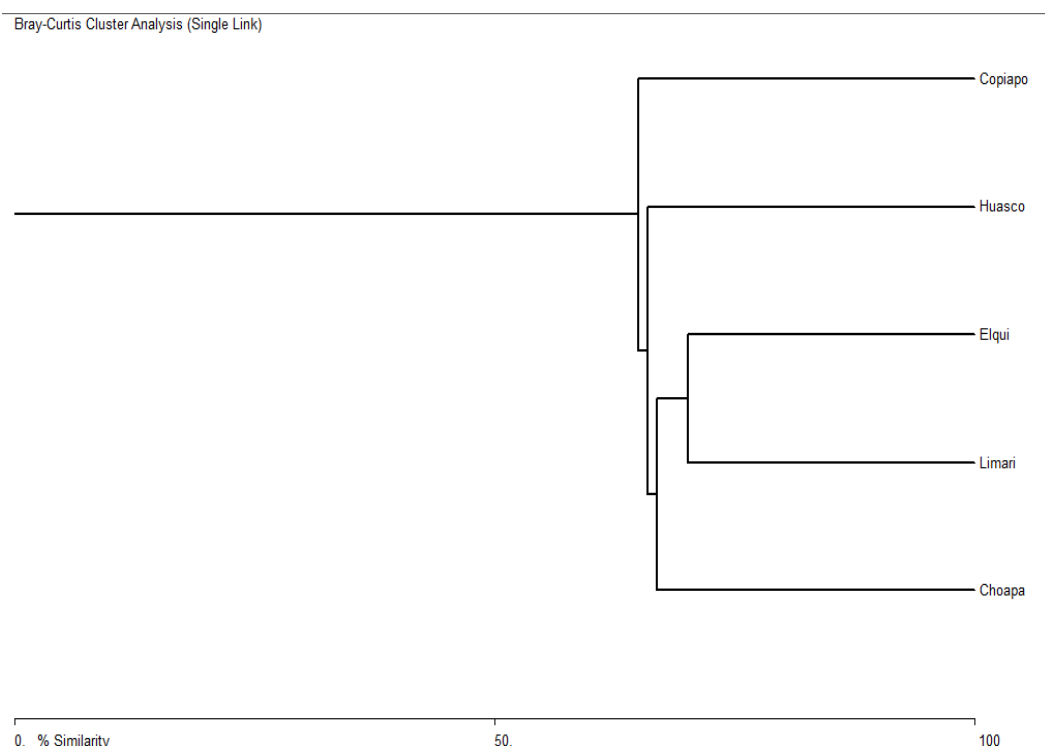


Figura 24. Dendograma de similitud faunística (Bray-Curtis) de calidad de agua por estaciones de muestreo para el río Copiapó.



El comportamiento de similitud faunística de los ríos en general presentó un mayor porcentaje de similitud entre las regiones a las cuales pertenecen, con respecto a la región de Coquimbo el río Elqui y el río Limarí presentaron un 70,09% de similitud entre sí, seguido del río Choapa cuyo valor fue de 66,86%, por otro lado el río Huasco y Copiapó pertenecientes a la región de Atacama presentaron un 65,91% y 60,93% de similitud respectivamente presentando las mayores diferencias faunísticas con respecto a los ríos de la región de Coquimbo (Figura 25).

Figura 25. Dendograma de similitud faunística (Bray-Curtis) de calidad de agua para los cinco ríos de las regiones de Atacama y Coquimbo Norte de Chile.



4.5 ÍNDICES BIÓTICOS

4.5.1 Índice Biótico de Familia (IBF de Hilsenhoff, 1988). Los valores totales de IBF reportados para los ríos Limarí y Huasco reflejaron que sus aguas presentan una calidad excelente, con valores de 3,31 y 3,25 respectivamente, mientras que los ríos Elqui con 3,84 y Copiapó con 3,95 reportaron una calidad de agua muy buena y por último el río Choapa cuyo valor fue de 4,49 determinado con buena calidad.

A nivel de estaciones la parte baja del río Huasco (1,51) arrojó un nivel de excelente calidad, seguida de la estación media del río Limarí (1,95) mientras tanto las estaciones media y alta del río Choapa presentaron los mayores valores (5,48) y (5,18), reportadas como aguas de calidad aceptable.

Los valores del índice biótico de familia para ríos y sus estaciones se observan en la Tabla 10, al igual que su calidad de agua representada en la escala de colores asignados por el mismo índice.

Tabla 10. Índice Biótico de Familia para los cinco ríos y sus respectivas estaciones.

Río	IBF				Calidad de agua
	Baja	Media	Alta	Total	
Choapa	4,01	5,48	5,18	4,49	Buena
Limarí	3,16	1,95	5,14	3,31	Excelente
Elqui	3,31	3,20	4,11	3,84	Muy buena
Huasco	1,51	2,23	4,02	2,25	Excelente
Copiapó	4,25	2,01	4,10	3,95	Muy buena

	Celeste - Excelente
	Verde – Buena
	Azul – Muy buena
	Amarillo – Aceptable
	Naranja – Mala
	Rojo – Muy mala

4.5.2 Índice Chsignal. De acuerdo a los resultados reportados por este índice los cinco ríos evaluados presentaron una calidad de agua mala, muy perturbada con valores de 4,50 para el río Choapa, 4,10 en el río Limarí, 4,50 para el Elqui y finalmente 4,08 y 4,8 para los ríos Huasco y Copiapó respectivamente como se observa en la Tabla 11. Según este índice la mayoría de estaciones presentaron una calidad de agua mala perturbada o muy mala con excepción de la estación baja del río Choapa la cual reportó un valor de 5,30 es decir una calidad de agua aceptable.

Tabla 11. Índice Ch Signal para los cinco ríos, sus estaciones y su respectiva escala de colores.

Río	Ch Signal				Calidad de agua
	Baja	Media	Alta	Total	
Choapa	5,30	3,62	4,17	4,50	Malo muy perturbado
Limarí	4,45	3,93	4,31	4,10	Malo muy perturbado
Elqui	4,20	3,56	4,47	4,50	Malo muy perturbado
Huasco	3,86	3,78	4,64	4,08	Malo muy perturbado
Copiapó	4,55	4,25	4,78	4,8	Malo muy perturbado

- Azul – Muy bueno, no perturbada
- Verde - Bueno, moderadamente perturbada
- Amarillo – Regular, perturbada
- Naranja – Muy mala, muy perturbada
- Rojo – Muy mala, fuertemente perturbada

4.6 ANÁLISIS ESTADÍSTICO DE LOS DATOS

4.6.1 Analisis de correlación. Solarte *et al*¹¹³, indican que los rangos en cuanto al grado de correlacion en estos tipos de análisis, se clasifica entre 0 y 0,4 como baja, entre 0,4 y 0,6 como media y 0,6 a 1 como alta. Al analizar la relación entre las variables evaluadas es posible mencionar que los parámetros físicos, temperatura y conductividad presentan una correlación alta pero inversa con el índice biótico de familia (IBF), con valores de -0,81 y -0,76 respectivamente; el índice de correlación de Spearman indica una correlación alta y positiva del IBF con la temperatura (T), cuyos valores son 0,78 y 0,72. El pH presenta una correlación media e inversa con el IBF y alta y positiva con la temperatura (-0,57 y 0,72 respectivamente); el oxígeno tiene una correlación media con la diversidad de Shannon (H') y la equitatividad de Pielou (J'), con valores de 0,58 y 0,53 respectivamente y por último se tiene la correlación alta y positiva entre la equitatividad de Pielou y la diversidad de Shannon con un valor de 0,64. La matriz de correlaciones y los resultados para todos los parámetros se presentan en la Tabla 12.

¹¹³ SOLARTE, C.; GARCIA, H. y IMUEZ, M. Bioestadística. Aplicaciones en producción y salud animal. Pasto, Colombia: Universidad de Nariño, 2009. pp. 301.

Tabla 12. Valores de correlación de Spearman entre los diferentes parámetros analizados.

Variables	IBF	CH-Signal	H	Hmax	J	O ₂	T°	Cond	pH
IBF	1,00	0,42	0,08	-0,10	0,23	-0,12	-0,81	-0,76	-0,57
CH-Signal		1,00	0,24	-0,07	0,22	0,34	-0,49	-0,50	-0,28
H			1,00	0,18	0,64	0,58	-0,14	-0,35	0,09
Hmax				1,00	-0,45	-0,02	0,16	0,32	0,10
J					1,00	0,53	-0,34	-0,46	-0,20
Ox						1,00	-0,22	-0,14	-0,08
T							1,00	0,78	0,72
Cond								1,00	0,51
pH									1,00

4.6.2 Análisis de componentes principales (ACP). El ACP indica que la variabilidad conjunta de las variables puede ser explicada por los dos primeros componentes principales en un 99,99% de la varianza total, donde el primer componente explico un 82,37% de la varianza y el segundo componente un 17,63% (Tabla 13). El primer componente está influenciado por la conductividad con un valor de 0,93, mientras que el segundo componente por la abundancia con 0,35, (Figura 26) determinando que estas dos variables actúan como el gradiente de presión de las cuencas. (Figuras 27).

Tabla 13. Análisis de componentes principales para parámetros comunitarios e índices bióticos.

PC	Valor propio	% varianza	% Varianza acumulada
1	1,31E+06	82,37	82,37
2	281083	17,63	99,99
3	3,19615	0,00020047	
4	1,68823	0,00010589	
5	0,342596	2,15E-05	
6	0,130902	8,21E-06	
7	0,0141668	8,89E-07	
8	0,00170537	1,07E-07	

Figura 26. Representación gráfica del primer componente del ACP

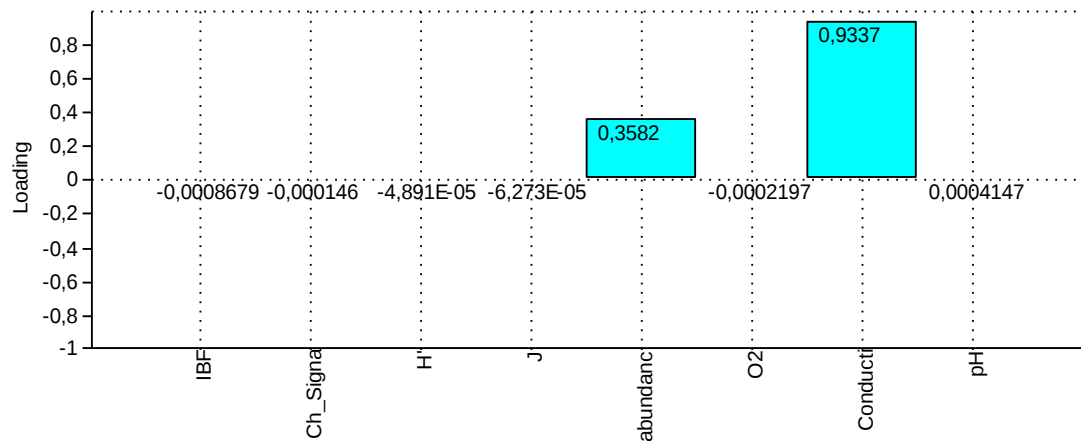
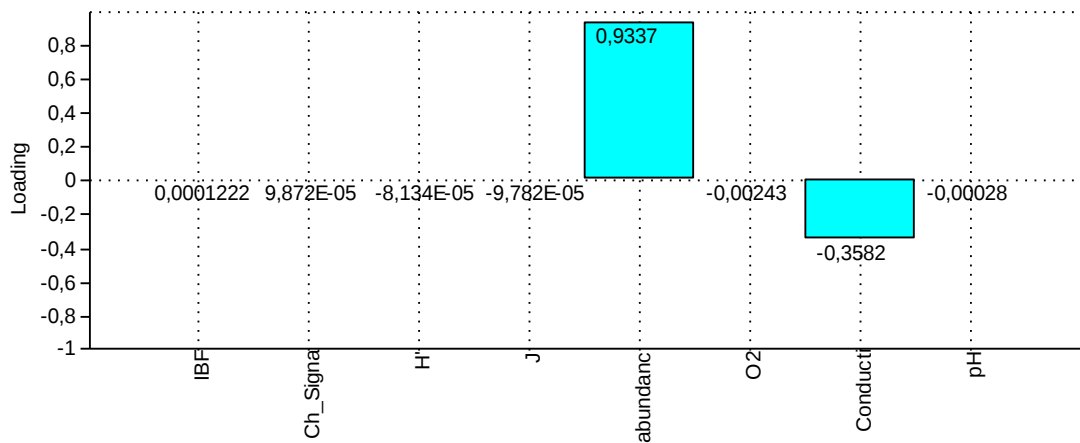
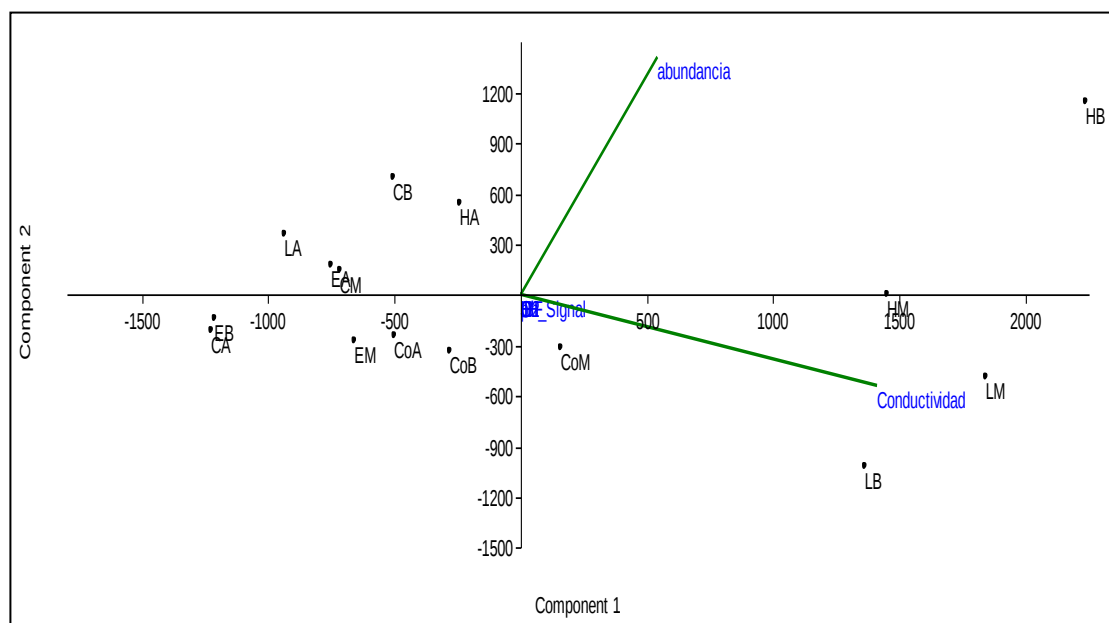


Figura 27. Representación gráfica del segundo componente del ACP



La estación baja del río Huasco (HB) se encuentra altamente influenciada por la conductividad y la abundancia, mientras que la estación baja del río Limarí (LB) está influenciada positivamente por la conductividad y negativamente por la abundancia. El resto de estaciones y variables se encuentran más cercanas al cero siendo menos representativas en el comportamiento de las cuencas. (Figura 28).

Figura 28. Representación gráfica análisis de componentes principales para parámetros comunitarios e índices bióticos, donde CB, CM y CA corresponden a las estaciones de muestreo baja, media y alta del río Choapa, LB, LM, LA a las estaciones del río Limarí, EB, EM; EA al río Elqui, HB, HM, HA al río Huasco y finalmente CoB, CoM y CoA correspondientes a las estaciones del río Copiapó.



4.6.3 Análisis de correspondencia canónica. Los valores de varianzas para cada eje se observan en la Tabla 14. Los valores de probabilidad (P) indican que el eje 2 es el único con influencia significativa ($p \leq 0,05$) por lo cual el análisis se ha centrado en este eje.

Tabla 14. Valores de varianza del análisis de correspondencia canónica.

Eje	Valor propio	P(<0,05)
1	0,03868	0,2665
2	0,00296	0,006599
3	2,33E-08	0,5989

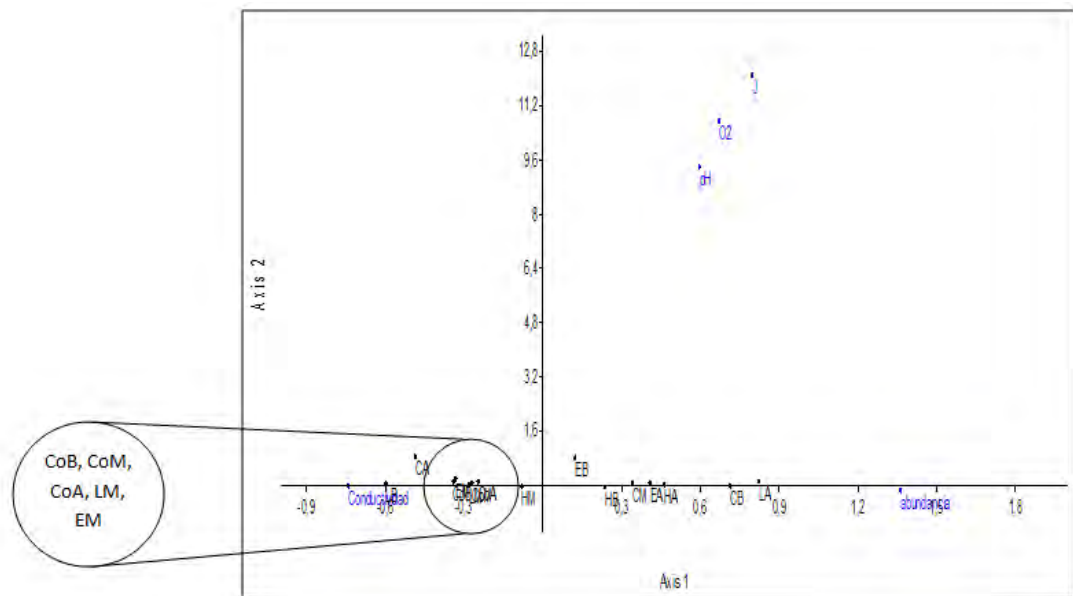
Al observar los factores de la ecuación en el eje 2, se puede establecer que los índices de las variables equitatividad de Pielou ($J = 12,0473$), oxígeno disuelto ($OD = 10,7068$) y $pH = 9,36065$), son los que tienen mayor peso dentro de la ecuación (Tabla 15)

Tabla 15. Valores de las variables en los tres ejes del análisis de correspondencia canónica.

Variables	Eje 1	Eje2	Eje3
J	0,796249	12,0473	6,4535
Abundancia	1,36374	-0,183756	-0,00641057
O2	0,67281	10,7068	-8,61013
Conductividad	-0,740118	-0,0504953	-0,00532656
pH	0,596932	9,36065	12,5115
CB	0,713632	-0,0385004	-0,0217111
CM	0,341681	0,0178975	-0,00607819
CA	-0,485977	0,810428	-0,0829693
LB	-0,59817	0,00876882	-0,00981887
LM	-0,281325	-0,0199732	-0,00997508
LA	0,823535	0,0791282	0,00567634
EB	0,122232	0,751537	0,00678158
EM	-0,331689	0,150315	-0,0108183
EA	0,408102	0,0504809	0,00520104
HB	0,238329	-0,0871512	0,00500673
HM	-0,0794509	-0,0478642	0,00442278
HA	0,463248	-0,0280087	0,00635391
CoB	-0,338674	0,0565842	0,0184596
CoM	-0,268867	0,0258017	0,0108636
CoA	-0,24605	0,0764505	0,0209283
IBF	0,333409	0,30122	-0,310169
Ch_Signal	0,407185	0,0383485	-0,164231
H'	0,131698	0,187916	0,021981

En la Figura 29 se observa que las variables conductividad, abundancia y las estaciones de muestreo se acercan al cero en ambos ejes con excepción de las variables equitatividad (J), Oxígeno (OD) y pH que presentan altos valores en el eje 2.

Figura 29. Representación gráfica del Análisis de Correspondencia Canónica.



5. DISCUSIÓN

Caracterizando las cuencas de la región de Coquimbo tenemos el río Choapa donde la familia más abundante fue Physidae que representa una calidad de agua contaminada o moderadamente contaminada¹¹⁴, seguido de la familia Hydropsychidae que presenta una sensibilidad a cambios medioambientales, pero tienen tolerancia a una mediana contaminación¹¹⁵; estas dos familias de macroinvertebrados se encontraron en mayor número en la estación baja y en tercer lugar se tiene la familia Baetidae que representan aguas desde aceptable a óptima calidad,¹¹⁶ y presentó igual número de individuos en las estaciones media y baja del río. Con respecto a los parámetros fisicoquímicos el porcentaje de saturación de oxígeno está por encima del 100% lo que representa un agua sobresaturada teniendo una buena disposición para la supervivencia de la macrofauna bentónica; mientras que la conductividad presentó unos de los valores más bajos entre los ríos de estudio, resaltando la estación alta y lo que concuerda con los valores de pH que también son los más bajos entre los cinco ríos. Según roldan bajas conductividades y buenos niveles de oxígeno se asocian a especies de macroinvertebrados indicadoras de buena calidad de agua¹¹⁷. A pesar que en la parte alta del río se encuentra una minera, al parecer sus actividades no afectan en gran manera la calidad del agua, además los diferentes cultivos agrícolas que se encuentran a lo largo del río solo captan agua del afluente para su regadío. De igual forma y de acuerdo con lo expuesto por Figueroa¹¹⁸ las estaciones bajas de los ríos son las que casi siempre presentan menores calidades de agua debido a que estas zonas son las que reciben la mayor cantidad de residuos que trae el río bajo corriente.

En el río Limarí las familias más abundantes y representativas según su dominancia y riqueza fueron Cyprididae, Physidae e Hydropsychidae, especies que determinan una buena calidad de agua a excepción de Physidae que tolera una mediana contaminación¹¹⁹, las mayores abundancias se encontraron en las estaciones alta y media del río. Los valores de oxígeno disuelto fueron mucho mayores que para el río Choapa llegando al valor más alto de 189 % de saturación en la estación media, lo que demuestra que sus aguas al igual que el río Choapa se encuentran sobresaturadas, mientras que el pH presentó

¹¹⁴ ESPINO, G.; PULIDO, S. y PÉREZ, J. Organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminación (bioindicadores). Plaza y Valdes Editores. Ciudad de México, México, 2000. pp. 551

¹¹⁵ GIACOMETTI, J. y BERSOSA, F., Op. Cit. pp. 23

¹¹⁶ GUERRERO, F.; MANJARRÉS, A. y NÚÑEZ, N. Op. Cit. pp. 50

¹¹⁷ ROLDÁN, G. Op. Cit. pp.113

¹¹⁸ FIGUEROA, R.; PALMA, A.; RUIZ, V. y NIELL, X. Op. Cit. pp. 235

¹¹⁹ ROMINA, L. Patrones demográficos en poblaciones naturales de Cyprididae [Crustacea: Ostracoda] del área rioplatense y sus respuestas vitales en bioensayos de toxicidad. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Naturales, Universidad de la Plata. Argentina. 2010. pp. 3. [en línea]. Disponible en internet, URL: http://naturalis.fcnym.unlp.edu.ar/repositorio/_documentos/tesis/1092_Tesis.pdf

valores neutros para las tres estaciones, aumentando notablemente la conductividad con excepción de la estación baja del río; Según el Plan de Manejo Integrado del Medio Acuático (MIMA) para las cuencas de los ríos Baker y Pascua se determinó con respecto a la calidad del agua, que es óptima en toda la extensión de los ríos donde los niveles de oxígeno son elevados con aguas sobresaturadas, el pH es neutro y se observan valores medios de conductividad¹²⁰. En este río se encuentra el embalse Paloma que interrumpe el normal flujo del agua a partir de la estación media, también hay presencia de cultivos de uva y viñedos para el procesamiento y elaboración de vinos, además de la extracción de áridos que de una u otra forma alteran la buena calidad del agua pero que sin embargo no la llevan a estados graves de toxicidad.

En el río Elqui las familias más representativas fueron Baetidae, Hydropsichidae y Elmidae siendo indicadoras de buena calidad de agua, sobre todo los coleópteros (Elmidae) por su alta sensibilidad a los cambios medioambientales y a los agentes de contaminación¹²¹. La estación alta del río fue la de mayor abundancia para las tres familias determinando que esta zona está menos afectada por las actividades antrópicas. El porcentaje de saturación de oxígeno presentó valores similares al río Limarí donde se demuestra que sus aguas también se encuentran sobresaturadas, su pH es neutro pero la conductividad es mucho más baja debido a que hay presencia de cultivos de uva, papaya y piña pero en menores cantidades, también se encuentran establecimientos turísticos como restaurantes y zonas de acampar; cabe resaltar que el valor de conductividad más bajo de las cinco cuencas en estudio lo presentó la estación baja de este río cuya ubicación está después del embalse Puclaro y se nota baja actividad de la biota acuática que de acuerdo con Roldán¹²², estas estructuras son de gran impacto ambiental y modifican notablemente la presencia de macroinvertebrados y de la biota acuática en general.

Determinando las cuencas hidrográficas de la región de Atacama tenemos el río Huasco donde hubo la mayor abundancia de especies entre los cinco ríos, siendo las familias Hydrobiidae, Physidae y Cyprididae las más representativas con respecto a la abundancia y riqueza; estas familias en su estado larval permanecen en aguas de buenas condiciones de calidad, aunque Hydrobiidae son indicadores de eutrofia del agua, pero no soportan contaminaciones elevadas¹²³; la estación baja fue la que presentó la mayor abundancia de

¹²⁰ GOBIERNO DE CHILE. Plan de manejo integrado del medio acuático (MIMA) en las cuencas de los ríos Baker y Pascua. Secretaría de Pesca. Agosto, 2009. pp.126

¹²¹ GARCÍA, F. Distribución y autoecología de Coleóptera acuáticos en ríos afectados por minería del carbón (cuenca del Sil, León, España). 1. Elmidae. En: Boletín asociación española de entomología. Vol. 24, No. 3-4. 2000, pp. 115-124

¹²² ROLDAN, G. Fundamentos de Limnología Neotropical. Op. Cit. pp. 111-140

¹²³ BARGOS, D.; BASAGUREN, A.; MESANZA, J. y ORIVE, E. Calidad del agua de los ríos de Bizkaia II. Cuencas del Nerbion-Ibaizabal. En: Eusko Ikaskuntza. Vol. 1, No. 7. 1990, pp. 229-242

individuos de las tres familias. Con respecto a los parámetros fisicoquímicos, el porcentaje de oxígeno disuelto presento aguas sobresaturadas en la estación alta, aguas de excelente calidad en la estación media y aguas con una condición aceptable cuyo valor es el menor entre todos los ríos y estaciones de estudio, determinando que la eutrofización de la parte baja del río incide en la abundancia y dominancia de las especies de macroinvertebrados. Si observamos el comportamiento del oxígeno, cuando se encuentra en condiciones más estables hay mayor presencia de macroinvertebrados. Los valores de pH muestran aguas neutras y de buena calidad y la conductividad presenta altos valores debido a la presencia de una planta de tratamiento de aguas servidas y a la ubicación del embalse Santa Juana, con excepción de la estación alta cuyo valor es mucho más bajo debido a que no hay muchas influencia de las actividades antrópicas.

Finalmente en el río Copiapó se obtuvieron las familias Baetidae, Physyidae y Simuliidae donde esta última es una de las más representativas del neotrópico y se caracteriza por habitar en aguas con alto porcentaje de oxígeno y en general buenas o poco contaminadas¹²⁴. La estación alta presento la mayor abundancia con respecto a las tres familias, lo que concuerda con lo observado en terreno debido a que a partir de la estación media el río se encuentra canalizado a flujo abierto hasta aguas abajo de la ciudad de Copiapó. Siendo consecuentes con lo dicho el porcentaje de oxígeno en las tres estaciones de monitoreo mostro que son aguas sobrasaturadas y el pH se torno neutro en las estaciones alta y baja y tuvo una tendencia hacia la alcalinidad en la estación media. Los valores de conductividad muestran contaminación por actividades agrícolas y mineras asociadas a sulfatos, pero no presentan rangos extremos que amenacen la sobrevivencia de la biota acuática.¹²⁵ Según Ruiz¹²⁶, las aguas naturales se encuentran en un nivel estándar que va en un ámbito de pH preferiblemente neutro. Por otro lado Domínguez *et al*¹²⁷ afirman que los valores de conductividad menores a 1000 $\mu\text{S cm}^{-1}$ son indicadores de aguas poco contaminadas.

Si bien es cierto la identificación hasta el nivel taxonómico familia no es suficiente para determinar con total exactitud la calidad del agua del las cuencas hidrográficas del norte de Chile, se necesitaría presisar con mas detalle la identificación de las especies por lo menos hasta el nivel de genero y

¹²⁴ ROSENBERG, D. Use of aquatic insects in biomonitoring. *In*: Merritt RW y K.W. Cummins. An introduction to the aquatic insects of North America. third Edition. EEUU.1996. pp. 87-97

¹²⁵ GARCÍA, F. Op. Cit. pp. 109,110

¹²⁶ RUIZ, O. Evaluación de la calidad y cantidad de agua en el Río Yeguaré, región centro oriental de Honduras. Tesis de grado de ingeniero agrónomo con el grado académico de licenciatura. Zamorano, Honduras, 2004. pp.49.

¹²⁷ DOMINGUEZ, L.; GOETHALS, P. y DE PAUW, N. Aspectos del ambiente fisicoquímico del río Chaguana: un primer paso en el uso de los macroinvertebrados bentónicos en la evaluación de su calidad de agua. *En*: Revista Tecnológica ESPOL. Vol. 18, No.:1. Octubre, 2005. pp. 127-134

asignarles rangos de tolerancia a la contaminación cuyos valores arrojen datos mas detallados del comportamiento de los ríos y que se puedan comparar con diferentes estudios que se han realizado en el subtropico y zonas neotropicales de america.

Las diferencias de similitud faunística entre los ríos de la regiones de Atacama y Coquimbo no solo se deben a la posición geográfica sino también a factores como el caudal donde los ríos de la región de Atacama presentan menores caudales que los ríos de la región de Coquimbo, esto se debe a que Atacama se encuentra mas al norte del país donde las temperaturas son mucho mas altas y el clima es mas esteparico y desertico, por lo cual hay menor cantidad de nieve en la cordillera de Los Andes y por ende hay menores deshielos y menores caudales en la temporada de primavera-verano. No se hizo énfasis en el parámetro temperatura, debido a la gran longitud que presentan las cuencas los muestreos se tomaron a diferentes horas durante el recorrido, donde la temperatura presentó grandes fluctuaciones, además chile es un país estacional donde la presencia de los macroinvertebrados no solo dependen de este parámetro, sino de los factores de precipitación, presión atmosférica y humedad relativa. Roldan¹²⁸, expone que la radiación solar no solamente determina la calidad y cantidad de luz sino que también afecta la temperatura del agua, en las zonas templadas la temperatura varia ampliamente con el cambio de estaciones y los organismos sometidos a estos cambios toleran más los cambios de temperatura y sus ciclos de vida están acoplados a estos cambios y se denominan Euritermos. También es de tener en cuenta que en las regiones de Atacama y Coquimbo presentan una mínima precipitación y hace 7 años que están en sequia por lo cual no se presenta mucho escurrimiento de pesticidas o abonos de los cultivos.

Casi en todas las cinco cuencas las familias Hidrobiidae, Physidae, Baetidae, Cyprididae y Elmidae fueron las más abundantes y son indicadoras de buena calidad de agua a excepción de Physidae y Baetidae que toleran rangos no muy extremos de contaminación, siendo más compatibles con el índice biótico de familia (IBF), aunque Figueroa, *et al*¹²⁹, expone que se debe tener en cuenta que estos índices son adaptaciones de otros países como Australia donde las condiciones fisicoquímicas y ambientales son diferentes, además el índice Chsignal se adapto para los ríos del sur de Chile y su utilización en las cuencas del norte del país no tiene mucha viabilidad como se demostró en este estudio, porque para calcularlo solo se tiene en cuenta la presencia ausencia y no la abundancia de los ejemplares, además muchas de las especies identificadas en los ríos de estudio no tienen rango de tolerancia dentro de las especies contempladas en el Chsignal; además estos índices bióticos solo detectan contaminación por actividades agrícolas más no mineras y como bien se sabe la minería es una de las actividades más desarrolladas en el norte de Chile.

¹²⁸ ROLDAN, G., 2003. Op. Cit. pp.1

¹²⁹ FIGUEROA, R.; PALMA, A.; RUIZ, Y NIELL, X., 2007. Op. Cit. pp.232

El agua de las partes altas y medias de las cuencas no presenta gran perturbación, durante los monitoreos se observaron diferentes especies de peces como la liza de agua dulce (*Liza aurata*), carpa (*Cyprinus carpio*) y crustáceos como el camarón de río del Norte (*Cryphiops caementarius*). Los dendogramas de similitud demostraron que los ríos Elqui, Limarí y Choapa son más similares entre sí lo que se debe a que son más cercanos geográficamente y pertenecientes a la región de Coquimbo, mientras que los ríos Huasco y Copiapó de la región de Atacama, son similares entre sí pero presentan disimilitud con los tres anteriores y donde el río Huasco presento la mayor diversidad de especies. “La diversidad de macroinvertebrados está relacionada con el estado de las aguas; aguas claras y limpias se asocian con alta diversidad, mientras que valores bajos están asociados a la contaminación”^{130,131} Roldan indica que “una comunidad natural se caracteriza por presentar una gran diversidad de especies y un bajo número de individuos por especie. Una comunidad bajo la presión de la contaminación se caracteriza por poseer un bajo número de especies con un gran número de individuos por especie”.¹³²

Para Torres *et al*¹³³, los parámetros fisicoquímicos por los que se ven más afectados los macroinvertebrados son el oxígeno disuelto, la temperatura, el pH y la conductividad eléctrica; lo cual es acorde a los datos reportados en este estudio donde la matriz de Spearman reportó correlaciones inversas de los tres últimos parámetros anteriormente nombrados con respecto al índice biótico de familia. El oxígeno es fundamental para el desarrollo y supervivencia de los macroinvertebrados siempre y cuando sus niveles se mantengan en rangos óptimos para la vida acuática, este parámetro está fuertemente correlacionado con los parámetros comunitarios influenciando la diversidad (H') y equitatividad (J') de las familias bentónicas de los cinco sistemas fluviales estudiados.

Dentro de los análisis estadísticos, el ACP explicó un 99,99% de la varianza total en los dos primeros componentes donde la abundancia y la conductividad son las variables que afectan en mayor parte el comportamiento de las cuencas y su interacción con los parámetros comunitarios, parámetros fisicoquímicos e índices bióticos. Esto se puede observar en los ríos Huasco y Limarí donde se presentan los valores de conductividad mas altos y también las abundancias mas altas respectivamente Según Araúz, *et al*¹³⁴ la abundancia de los insectos se observa principalmente cuando la precipitación pluvial es baja y disminuye

¹³⁰ ROLDAN, G., Fundamentos de Limnología Neotropical. Op. Cit. pp. 340

¹³¹ TORRES, Y.; ROLDAN, G.; ASPRILLA, S.; RIVAS, T. Estudio preliminar de algunos aspectos ambientales y ecológicos de las comunidades de peces y macro-invertebrados acuáticos en el río Tutunendo, Choco, Colombia, En: Revista académica colombiana de ciencia, Ecología, Vol. 30, No.114, Marzo, 2006.pp.30:67-76.

¹³² ROLDAN, G., 2003. Op. Cit. pp. 25

¹³³ TORRES, Y.; ROLDAN, G.; ASPRILLA, S.; RIVAS, T., 1992. Op. Cit. pp.72,73,74

¹³⁴ ARAÚZ, B.; AMORES, B y MEDIANERO, E. Diversidad de distribución de insectos acuáticos a lo largo del cauce del río Chico (Provincia de Chiriquí, Republica de Panamá) En: Scientia. Vol.15. No.1, 2000. pp. 27-45

cuando se incrementa, lo que concuerda con el comportamiento climático de las regiones de Atacama y Coquimbo cuya precipitación ha sido mínima durante los últimos siete años además Roldan¹³⁵, afirma que la conductividad de un cuerpo de agua es uno de los parámetros más importantes en limnología, debido a ella se puede conocer mucho acerca del metabolismo de un ecosistema acuático, además altas abundancias de especies corresponden a menudo a altas conductividades y viceversa siendo similar a los resultados obtenidos en el ACP donde la conductividad es directa a la abundancia y se relacionan principalmente con especies indicadoras de contaminación o mala calidad de agua como en este caso familias de macroinvertebrados como Hidrobiidae, Physidae que fueron las mas representativas y abundantes en las cuencas de estudio. Por otro lado el comportamiento de las estaciones bajas de los ríos Huasco y Limarí son las que más se encuentran influenciadas por los dos componentes principales presentando altos valores de conductividad y abundancia, esto puede deberse a la presencia de un puente de acceso vehicular en la primera estación, el cual está constantemente ocasionando contaminación he influenciando a la proliferación de especies que soportan distintos grados de contaminación; además estas estaciones se encuentran después de los embalses por lo que son impactadas ambientalmente lo que concuerda con lo descrito por Roldan¹³⁶ sobre el efecto que causan los embalses al normal funcionamiento de los ambientes loticos y al cambio de las estructuras de la macrofauna donde se alteran no solo los parámetros fisicoquímicos sino también las comunidades ecológicas que interactúan en el ecosistema; Además Palau¹³⁷, en su estudio medidas de gestion y adecuación ambiental de embalses frente a la eutrofia afirma, que la presencia de embalses en los cuerpos hídricos ocasionan alteraciones, especialmente en zonas semiáridas, bien soleadas, con un régimen hidrológico marcadamente estacional y redes hidrograficas densamente ocupadas por población o usos agropecuarios agua al igual que lo observado en el presente estudio en las regiones del centro norte de Chile, generando una mayor eutrofication en los embalses debido a la cantidad de materia organica, al golpe ocasionado en el inicio del embalse y a la relación entre las superficies de la ceunca y la lamina de agua.

El Análisis de Correspondencia Canónica corroboro que el comportamiento de las estaciones de los ríos se ha visto notablemente relacionado con la equitatividad de las especies y los parámetros químicos como el pH y el oxígeno, donde este ultimo presenta sobrasaturacion en casi todas las estaciones de monitoreo, dichas variables de influencia se deben a la intervención humana presente a lo largo de las cuencas como centros recreativos, zonas de turismo, canalización del río para riego, presencia de diferentes cultivos, plantas de tratamiento de aguas servidas y embalses, las cuales se involucran con la conducta de la abundancia de los individuos, la

¹³⁵ ROLDAN, G., 2008. Op. Cit. pp. 225

¹³⁶ ROLDAN, G.; RAMIREZ, J., 2008. Op. Cit. pp. 111

¹³⁷ PALAU, A. Medidas de gestión y adecuación ambiental de embalses frente a la eutrofia. Departamento de medio ambiente y desarrollo sostenible. En: Revista internacional LIMNETICA. Asociacion Española de limnología. Vol. 22. No. 1-2. España, 2003. pp. 1-13

composición faunística de las estaciones y en general de las relaciones que se desarrollan dentro de estos ecosistemas acuáticos y sus alrededores. Torralba *et al*¹³⁸, determinó en su estudio “sobre las comunidades de Macroinvertebrados en las subcuenca del río Arba” que los distintos afluentes presentaron diferencias entre ellos debido al distinto grado de perturbación antrópica que soportan siendo la parte baja de la cuenca la más afectada por dichas actividades. En este caso el río Elqui presentó la mejor equitatividad de las especies con sobresaturación de oxígeno y pH neutros, donde la familia Baetidae fue la de mayor representación indicando una buena calidad de agua, por el contrario los menores valores de equitatividad se obtuvieron en las estaciones del río Huasco donde el oxígeno también fue el menor y el pH tendió a tornarse alcalino donde la familia Hydrobiidae indicadora de mala calidad del agua fue la más abundante.

En general, la mayoría de las estaciones de las cinco cuencas arrojaron valores relativamente altos de oxígeno y pH lo que se corroboró con el ACC y que involucra variables como la abundancia y la equitatividad de dichas especies debido a que el oxígeno es fundamental para la sobrevivencia y reproducción de todo organismo que presente parcial o totalmente su ciclo de vida en el agua sin importar si estas especies se desarrollan en ambientes limpios o de cierta contaminación ya que son microorganismos aerobios que necesitan el oxígeno así sea en mínimas concentraciones. Por otro lado el pH es un parámetro demostrativo de la calidad del agua e influyente en el desarrollo de las especies y en la interacción con otros parámetros. De acuerdo con Rubio, “la abundancia relativa de los macroinvertebrados acuáticos está relacionada con los cambios ambientales antropogénicos principalmente en la disponibilidad de oxígeno y por ende es posible categorizar estos grupos de organismos con respecto al grado de sensibilidad a la contaminación orgánica, considerando como factor limitante al oxígeno disuelto”;¹³⁹ mientras tanto la Annual Book of Standards (ABS)¹⁴⁰ afirma que las aguas naturales tienen un pH entre 4 y 9 rangos entre los que se encuentran todas las estaciones de los ríos de estudio aunque muchas de ellas tienen un pH ligeramente básico debido a la abundancia de carbonatos y bicarbonatos, un pH muy ácido o muy alcalino puede indicar contaminación industrial lo que en este caso puede ser ocasionado por las actividades mineras presentes en las zonas de estudio.

¹³⁸ TORRALBA, A. y OCHARAN, F. Temporalidad y perturbaciones antrópicas en las comunidades de macroinvertebrados de las subcuenca del río Arba (Zaragoza, NE España). *En*: Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural. Sección biológica. Tomo. 103, No. 1-4. 2009. pp. 131-144

¹³⁹ RUBIO, R. Macroinvertebrados bioindicadores de la calidad de las aguas loticas en el Salvador. *En*: XXVII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Diciembre, 2000. pp.6

¹⁴⁰ ABS (Annual Book of Standards). American Society for Testing and Materials. Determinación de pH en el agua. Método ASTM D 1293-84 reprobado en 1990. 1994.

6. CONCLUSIONES Y RECOMENDACIONES

6.1 CONCLUSIONES

- La evaluación comparativa de la calidad de agua de las cinco cuencas pertenecientes a las regiones de Atacama y Coquimbo es un trabajo pionero en el norte de Chile deduciendo que la intervención antrópica es el mayor factor de afectación en las zonas de estudio.
- La composición taxonómica de los macroinvertebrados en las cuencas estuvo compuesta por 47 familias siendo Hridrobiidae, Physidae, Baetidae, Cyprididae, Elmidae, Hydropsychidae y Simuliidae las más abundantes, donde las dos primeras son indicadoras de aguas con algún grado de contaminación y las restantes determinan una buena calidad de agua en general.
- El río Huasco presento la mayor abundancia de especies en sus tres estaciones de muestreo, donde las familias Hridrobiidae y Physidae características de aguas contaminadas y eutroficas fueron las más dominantes, caracterizándolo como el más contaminado entre los cinco ríos de estudio debido a lapresencia de una planta de tratamiento de aguas servidas y al fuerte impacto que ocasiona el embalse Santa Juana.
- La abundancia de especies se encuentra influenciada altamente por el oxigeno y la conductividad lo que se vio reflejado en el río Huasco que presento rangos de oxigeno optimos para la proliferación de macroinvertebrados y donde la conductividad estuvo entre los valores mas altos en sus tres estaciones de monitoreo.
- La mayor abundancia de familias indicadoras de buena calidad de agua se obtuvo en la mayoría de estaciones altas de los ríos, donde las actividades antropicas no tienen mucha influencia y por el contrario a partir de las estaciones medias y aun más en la bajas se observaron familias indicadoras de contaminación.
- El río Elqui fue el que presento la mejor calidad de agua en sus tres estaciones de muestreo resaltando la presencia de la familia Elmidae que se caracteriza por su alta sensibilidad a la contaminación, además es el río que se encuentra menos intervenido, hay menor cantidad de cultivos y se lleva un mejor manejo en sus sistemas de regadío.

- El índice biótico IBF es más sensible a perturbaciones ambientales no detectadas por otros índices debido a que pondera la tolerancia, abundancia y diversidad de familias siendo más confiable que el Ch Signal cuyo modelo no está ajustado a las características de las cuencas del norte de Chile.
- Los parámetros fisicoquímicos permitieron complementar la caracterización de la calidad de agua de las cinco cuencas hidrográficas en términos de contaminación siendo acorde con la presencia, ausencia y abundancia de los macroinvertebrados.
- Los diagramas de similitud faunística determinaron que las cuencas hidrográficas de la región de Coquimbo presentan una marcada disimilitud con respecto a las cuencas de la región de Atacama lo que se debe a su distribución y posición geográfica, a la diferencia de temperaturas, altitud y caudales.
- El análisis de componentes principales (ACP) determinó que la conductividad y la abundancia en el primer y segundo componente respectivamente son las variables de mayor influencia catalogándolas como los gradientes de presión de las cuencas.
- La relación entre la comunidad de macroinvertebrados bentónicos con los parámetros fisicoquímicos, índices bióticos y parámetros comunitarios a través del análisis de Correspondencia Canónica (ACC) determinó que la equitatividad de Pielou (J), el oxígeno y el pH son los que regulan la composición y distribución de los macroinvertebrados bentónicos en las cinco cuencas de estudio.

6.2 RECOMENDACIONES

- Se deben realizar estudios con el fin de asignar rangos de tolerancia a muchas de las especies de macroinvertebrados encontradas en los ríos del norte de Chile que no se tienen en cuenta en el índice Ch Signal.
- Los índices IBF y Ch Signal se han desarrollado para determinar contaminación agrícola y ganadera mas no para la contaminación minera, además para que los índices sean cien por ciento confiables deben ser adaptados según las características faunísticas de los sistemas lóticos a evaluar y que concuerden con los parámetros fisicoquímicos y comunitarios de dicha zona.
- Los análisis de calidad de agua por medio de parámetros fisicoquímicos son métodos complejos y de alto costo por lo cual se recomienda la utilización de bioindicadores tales como los macroinvertebrados acuáticos como una herramienta para la realización de análisis rápidos, económicos y precisos de los ecosistemas lóticos.
- Se propone el diseño y aplicación de índices bióticos en otras zonas del norte Chileno, con el propósito de aumentar la robustez y efectividad en la evaluación de la calidad de las aguas de sus ríos.
- Para posteriores estudios se recomienda realizar los muestreos en las diferentes estaciones de los ríos a la misma hora del día, con el fin de evitar fluctuaciones de temperatura que conlleven a errores no solo de este parámetro sino también de aquellos que actúan en conjunto.

BIBLIOGRAFIA

ALBA-TERCEDOR, J. Macroinvertebrados acuáticos y calidad de las aguas de los ríos. Alemania En: IV Simposio del Agua en Andalucía (SIAGA), Vol. 11, 1996. pp. 203 – 213.

ALVAREZ, M. y PEREZ, L. Evaluación de la calidad de agua mediante la utilización de macroinvertebrados acuáticos en la subcuenca de Yeguaré, Honduras. Trabajo de grado de ingeniero en desarrollo socioeconómico y ambiente con el grado académico de licenciatura. Zamorano, Honduras, 2007. pp. 69.

ALLAN, J. Landscape and Riverscapes: The influence of land use on stream ecosystems. In: Annual Reviews Ecological Systems. Vol. 35, December, 2004. pp. 257-284.

ARAYA, E. Colonización de sustratos artificiales por macroinvertebrados bentónicos en un ecosistema fluvial de baja intervención antrópica. Estero Ñonguen (VIII Región, Chile). Tesis de Magíster en Zoología. Facultad de Ciencias Naturales y Oceanográficas. Universidad de Concepción, 2000. pp. 128

ARAÚZ, B.; AMORES, B y MEDIANERO, E. Diversidad de distribución de insectos acuáticos a lo largo del cauce del río Chico (Provincia de Chiriquí, Republica de Panamá) En: Scientia. Vol.15. No.1, 2000. pp. 27-45

BARBOUR, M.; GERRITSEN, J.; GRIFFITH, G.; FRYDENBORG, R.; McCARRON, E.; WHITE, J. and BASTIAN, M. A Framework for biological criteria for Florida Streams using benthic macroinvertebrates. in: Journal of the North American Benthological Society. Vol. 15, No. 2, 1996. pp 185-211

BARGOS, D.; BASAGUREN, A.; MESANZA, J. y ORIVE, E. Calidad del agua de los ríos de Bizkaia II. Cuencas del Nerbion-Ibaizabal. En: Eusko Ikaskuntza. Vol. 1, No. 7. 1990, pp. 229-242

BARTRAM, J. and BALANCE, R. Water Quality Monitoring: A practical Guide to the Design of Freshwater Quality Studies and Monitoring Programmers. Chapman Hill, Lenders, 1996. pp.383

BIBLIOTECA DEL CONGRESO NACIONAL DE CHILE. Sistema Integrado de Información Territorial (SIIT). Hidrografía Región de Coquimbo [en línea]. Disponible en internet, URL: <http://siit2.bcn.cl/nuestropais/region4/hidrografia.htm> [Citado en 13 de agosto de 2013]

BONADA, N.; PRAT, N.; RESH, V. and STATZNER, B. Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. IN Annual Review of Entomology. Vol. 51. 2006. pp. 495-523.

BRAY, J. and CURTIS, J. An ordination of the upland forest communities of southern Wisconsin. Ecological Monographs. Vol. 27, No. 4. EEUU, 1957. pp. 325-349.

CALIFORNIA ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY. State water resources control board. Folleto informativo, Conductividad Eléctrica/ Salinidad. [en línea]. Disponible en internet, URL: http://www.waterboards.ca.gov/water_issues/programs/swamp/docs/cwt/guidance/3130s.pdf. [Citado en 14 de Agosto de 2013]

CARRERA, C. y FIERRO, K. Manual de monitoreo: los macroinvertebrados acuáticos como indicadores de la calidad del agua. EcoCiencia. Quito, 2001. pp. 57

CARVACHO, C. Estudio de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos y desarrollo de un índice multimétrico para evaluar el estado ecológico de los ríos de la cuenca del Limarí en Chile. Tesis de Magister. Facultad de Biología. Universidad de Barcelona, 2012. pp. 70

CEPEDA, J.; CABEZAS, R.; ROBLES, M. Y ZAVALA, H. Antecedentes generales de la cuenca del río Elqui. En: Vulnerabilidad y cambio del clima. Universidad de la Serena, Coquimbo, Chile, 2008. pp. 37.

CHAPMAN, D. Water Quality Assessments: A Guide to the Use of Biota, Sediments and Water in Environmental Monitoring. Chapman Hill. London, 1996. pp. 626.

CORBET, P. S. *Dragonflies: Behavior and Ecology of Odonata*. Cornell University Press, New York, E.U.A. 1999. Citado por. González, B. Trabajo de Tesis para título de biología. Los Odonata. (Insecta) del Ríos San Pedro, Parque Nacional, Laguna del tigre (San Andrés ,Peten): Taxonomía, diversidad e Historia Natural. Universidad de San Carlos de Guatemala. Guatemala, Agosto, 2007. pp. 74.

CÓRDOVA, S.; GAETE, H.; ARÁNGUIZ, F. y FIGUEROA, R. Evaluación de la calidad de las aguas del estero Limache (Chile central), mediante bioindicadores y bioensayos. [En línea]. En: *Lat. Am. J. Aquat. Res.* 2009, Vol.37, No.2, 2009. pp. 199-209. Disponible en internet, URL: http://www.scielo.cl/scielo.php?pid=S0718-560X2009000200007&script=sci_arttext

CORTES, N. Potencial uso de bioindicadores de calidad de aguas en el área de influencia del Embalse Corrales (Comuna de Salamanca. Región de Coquimbo), Como una herramienta de gestión ambiental. Tesis para optar al

grado de Magister en Gestión Ambiental. Noviembre, 2009. Coquimbo, Chile. pp. 108.

CUEZZO, M. Macroinvertebrados bentónicos sudamericanos. Capítulo 19: Mollusca Gastropoda. Fundación Miguel Lillo. Uruguay, 2009. pp. 525-629

CUMMINS, K. Riparian-stream linkage paradigm. Verhandlungen der internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie. 2002. Vol.28. pp. 49-58.

DOLEDEC, S.; OLIVER, J. and STATZNER, B. Accurate description of the abundance of taxa and their biological traits in stream invertebrate communities. IN: Effects of taxonomic and spatial resolution. Archiv für Hydrobiologie. Vol 148, No. 1. 2000. pp. 25-43.

DOMINGUEZ, L.; GOETHALS, P. and DE PAUW, N. Aspectos del ambiente fisicoquímico del río Chaguana: un primer paso en el uso de los macroinvertebrados bentónicos en la evaluación de su calidad de agua. En: Revista Tecnológica ESPOL. Vol. 18, No.1. Octubre, 2005. pp. 127-134

EMG, Consultores. Estimación del precio de mercado y precio social de los derechos de aprovechamiento de aguas (DAA). Informe final para la Subsecretaría de Agricultura. Santiago de Chile, 2011. pp. 143.

ESPINO, G.; PULIDO, S. y PÉREZ, J. Organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminación (bioindicadores). Plaza y Valdes Editores. Ciudad de México, México, 2000. pp. 551

FAO. El estado mundial de la pesca y la acuicultura, Nutrición y alimentación de peces y camarones cultivados. Manual de capacitación. Parte 2, No.4. Roma, FAO, 1982. pp. 592.

FERNÁNDEZ, H. y DOMÍNGUEZ. 2001. Guía para la Determinación de Atropados Bentónicos Sudamericanos. Facultad de Ciencias Naturales e Instituto M. Lillo. Universidad Nacional de Tucumán – Argentina. pp. 283

FERRÍOL, M. y MERLE, H. Los componentes alfa, beta y gamma de la biodiversidad. Aplicación al estudio de comunidades vegetales. Universidad Politécnica de Valencia. Escuela Técnica Superior de Ingeniería Agronómica y del Medio Natural, 2012. pp. 10.

FIGUEROA, R.; VALDOVINOS, C.; ARAYA, E. y PARRA, O. Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua de ríos del sur de Chile, Concepción. [en línea]. En: Revista Chilena de Historia Natural. Vol. 76, No. 2, 2003. pp. 275-285. Disponible en Internet, URL:http://www.scielo.cl/scielo.php?pid=S0716-078X2003000200012&script=sci_arttext

FIGUEROA, R.; PALMA, A.; RUIZ, V. y NIELL, X. 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. [en línea]. En: Revista Chilena de Historia Natural, Vol. 80, No. 2, 2007. pp. 225-242. Disponible en internet, URL:

http://www.scielo.cl/scielo.php?pid=s0716078x2007000200008&script=sci_arttext

FIGUEROA, R. Macroinvertebrados bentónicos en Sistemas Fluviales Chilenos. [En línea]. Disponible en internet, URL: <http://www2.udec.cl/~rfiguero/> [citado en 28 de octubre de 2013]

GARCÍA, F. Distribución y autoecología de Coleóptera acuáticos en ríos afectados por minería del carbón (cuenca del Sil, León, España)1. Elmidae. En: Boletín asociación española de entomología. Vol. 24, No. 3-4. 2000, pp. 115-124

GIACOMETTI, J. y BERBOSA, F. Macroinvertebrados Acuáticos y su importancia como bioindicadores de la calidad del agua del río Alambi (Sangolqui, Ecuador). [en línea]. En: Boletín Técnico 6. Serie Zool. 2. Lugar: Carrera en ciencias Agropecuarias, IASA I, 2006; pp. 17-32. Disponible en internet, URL: [http://www.espe.edu.ec/portal/files/E-RevSerZoologicaNo2/BolTec6SerZool\(2\)/GiamettiyBersosa_33.pdf](http://www.espe.edu.ec/portal/files/E-RevSerZoologicaNo2/BolTec6SerZool(2)/GiamettiyBersosa_33.pdf)

GOBIERNO DE CHILE. Cuenca del Río Copiapó. Diagnóstico y clasificación de los cursos y cuerpos de agua según objetivos de calidad. Ministerio de Obras Públicas. Dirección Nacional de Aguas, Diciembre, 2004. pp.122

GOBIERNO DE CHILE. Cuenca del Río Huasco. Diagnóstico y clasificación de los cursos y cuerpos de agua según objetivos de calidad. Ministerio de Obras Públicas. Dirección Nacional de Aguas. Diciembre, 2004. pp.111

GOBIERNO DE CHILE, Ministerio de obras publicas. [En línea] En: Rev-iber. Maps. 2013. Disponible en internet, URL: <http://www.mapas.mop.cl/>

GOBIERNO DE CHILE. Ministerio de Obras Publicas [en línea]. Disponible en internet, URL: <http://www.mapas.mop.cl/> [Citado en 14 de agosto de 2013]

GOBIERNO DE CHILE. Plan de manejo integrado del medio acuático (MIMA) en las cuencas de los ríos Baker y Pascua. Secretaría de Pesca. Agosto, 2009. pp.126

GOBIERNO DE ESPAÑA. Moluscos acuáticos de la cuenca del Ebro. Ministerio de agricultura, alimentación y medio ambiente, Cofederación hidrográfica del Ebro. Enero, 2012. pp. 148

GONZÁLEZ, M. y GARCÍA, D. Restauración de ríos y ribera. Madrid: Universidad Politécnica de Madrid, 1995. pp. 1-113.

GONZÁLEZ, M.; y COBO, F. Macroinvertebrados de las aguas dulces de Galicia. Hercules Editores, 2006. Galicia, España. pp 173.

GREEN, J. and SWIETLIK, W. A stream condition index for west Virginia wadeable streams. EPA Region 3 Environmental Services Division, and EPA Office of Science and Technology, Office of Water. EE.UU, 2000. pp.80

GUERRERO, F.; MANJARRES, A.; NÚÑEZ, N. Los Macroinvertebrados Bentónicos de Pozo Azul (Cuenca del río Gaira, Colombia) y su relación con la calidad del agua. En: Universidad Nacional de Colombia, Acta Biológica Colombiana. Vol. 8, No. 2, 2003. pp. 43-55

HAHN-VONHESSBERG, C.; TORO, A.; QUINTERO, A.; DUQUE, G. Y URIBE, L. Determinación de la calidad del agua mediante indicadores biológicos y fisicoquímicos, en La Estación Piscícola, Universidad de Caldas, Palestina, Colombia. En: Boletín Científico Centro de Museos. Museo de Historia Natural. Vol 13 No 2. Julio – Diciembre, 2009. pp. 89 – 105.

HAMMER, Ø.; HARPER, D. and RYAN, P. PAST: Paleontological Statistics Software Package For Education And Data Analysis. EN: Paleontología Electrónica. Vol 4 No 1. Junio de 2001. pp. 9. ISSN 1094-8074

HAUER, F.; LAMBERTY, G. (eds). Methods in stream ecology. Academic Press, San Diego, California, USA, 1996. pp. 674.

HINSELHOFF, W. Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index. IN: Journal North American Benthological Society. Vol. 7, No.7, 1998. pp. 65-68.

HURTADO, S.; GARCIA, F.; GUTIERREZ, P. Importancia ecológica de macroinvertebrados bentónicos de la subcuenca del río San Juan de Queretaro. En: Revista de ciencias de América Latina, el Caribe, España y Portugal. Vol.4. No. 3, México, 2003. pp. 271-286

INSTITUTO NACIONAL DE ESTADÍSTICAS (INE). Compendio estadístico. Santiago de Chile, 2006. pp. 475.

JACOBSEN, D.; SCHULTZ, R. and ENCALADA, A. Structure and diversity of stream invertebrate assemblages: the influence of temperature with altitude and latitude. Freshwater Biological Laboratory. University of Copenhagen. Arch.. Vol 38. No.2, Octubre, 1997, pp. 247-261

LEIVA, M. Macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores de calidad de agua en la Cuenca del Estero Peu Peu Comuna de Lautaro IX región de la Araucanía. Universidad Católica de Temuco, Facultad de ciencias, Chile, 2004. pp. 111.

LOEB, S. and SPACIE, A. Biological monitoring of aquatic systems. Lewis Publishers, Florida, EEUU.1994. pp. 381

MAPAS DE CHILE. Relieve, Región Atacama. [Sistema de Información]. Disponible en internet, URL: [http://mapasdechile.com/relieve_ region04/](http://mapasdechile.com/relieve_region04/) [Citado el 16 de Agosto de 2013].

MAPAS DE CHILE. Relieve, Región Coquimbo. [Sistema de Información]. Disponible en internet, URL: [http://mapasdechile.com/relieve_ region04/](http://mapasdechile.com/relieve_region04/) [Citado el 16 de Agosto de 2013].

MARRUGAN, A. Diversidad ecológica y su medición. Ediciones Vedral, Barcelona, España, 1989. pp. 200

MOLINA, X. y VILA, I. Manual de evaluación de la calidad de agua. Primera Edición. Centro Nacional del Medioambiente (CENMA). Laboratorio de Limnología. Facultad de Ciencias, Universidad de Chile. Servicio Agrícola y Ganadero de Chile, 2006. pp.104

NEUMANN, M.; LIESS, M. and RALF, S. An expert system to estimate the pesticide contamination of small streams using benthic macroinvertebrates as bioindicators. Knowledge base of LIMPACT. En: Ecological indicators. Vol 2, No 4. Germany. Febrero, 2003. pp. 391 – 401.

OBSERVATORIO DE CUENCAS. Herramienta de tratamiento de la información que permite consultar, analizar y apoyar la gestión de Atacama y soporte a la gobernanza del agua. [en línea] En: Sitio web desarrollado por el Programa Medio Ambiente de Fundación Chile - 2009. Disponible en internet, URL: <http://www.observatoriocuenas.cl/atacama.php>

OSCOZ, J.; CAMPOS, F. y ESCALA, M. Variación de las comunidades de macroinvertebrados bentónicos en relación con la calidad de las aguas. En: Asociación Española de Limnología. Limnetica. Vol. 25, No. 3, 2006. pp. 683-692.

PALMA, A. Importancia de las regiones mediterránea, templada y patagónica en la diversidad de Ephemeroptera, Plecoptera y Trichoptera: Implicancias de futuros cambios ambientales en sus distribuciones. Santiago, Chile. [En línea]. En: Boletín de Biodiversidad de Chile, Centro de estudios en Biodiversidad. Vol. 8. No. no, 2013. pp. 37-47. Disponible en internet, URL: <http://www.bbchile.com/pdfs/2013/8/04-Palma-2013-8.pdf>

PALAU, A. Medidas de gestión y adecuación ambiental de embalses frente a la eutrofia. Departamento de medio ambiente y desarrollo sostenible. En: Revista internacional LIMNETICA. Asociación Española de limnología. Vol. 22. No. 1-2. España, 2003. pp. 1-13

PARAMETROS FISICO-QUIMICOS: TEMPERATURA. Segunda parte. [Sistema de Información]. Disponible en internet, URL: <http://www.uprm.edu/biology/profs/massol/manual/p2-temperatura.pdf> [Citado el 4 de Marzo de 2014].

PEREZ, R.; PINEDA, R. y NAVA, M. Integridad Biótica de Ambientes Acuáticos. En: Perspectivas de conservación de ecosistemas acuáticos en México. SEMARNAT-INE-F&WS-UPC-UMSNH. 2007. pp. 71-111.

PLA, L. Biodiversidad: inferencia basada en el índice de Shannon y la riqueza. [En línea] En: Revista Científica Scielo, Vol. 31, No. 8, 2006. pp. 583-590. Disponible en internet. URL: http://www.scielo.org.ve/scielo.php?pid=S0378-18442006000800008&script=sci_arttext

PRAT, N. Bioindicadores de calidad de aguas. En: Manuscritos curso bioindicadores de calidad de agua. Universidad de Antioquia, Medellín. 1998. Citado por. Roldan, G. Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad del agua. En: Revista académica Colombiana de ciencias. Vol. 23, No. 88. Universidad de Antioquia, Medellín, Colombia, 1999. pp. 375-387.

PRAT, N.; RÍOS, B.; ACOSTA, R. y RIERADEVALL, M. Los macroinvertebrados como bioindicadores de calidad de las aguas. En: Domínguez, E. y Fernández, H. (Eds). Libro Macroinvertebrados Bentónicos Sudamericanos. Fundación Miguel Lillo, San Miguel de Tucumán, Argentina, 1999. pp. 26

PRIETO, J. El agua, sus formas, efectos, abastecimientos, usos, daños, control y conservación. Eco Ediciones, Bogotá, Colombia, 2004. pp. 275.

QUIMICA DEL AGUA. Conceptos Teóricos Analíticos. pH [En línea]. Disponible en internet, URL: <http://www.quimicadelagua.com/Conceptos.Analiticos.pH.html>. [Citado en 14 de Agosto de 2013].

RAMIREZ, A. y VIÑA, G. Limnología Colombiana. Aportes a su conocimiento y estadísticas de análisis. Fundación universidad Jorge Tadeo Lozano. Bogotá, Colombia, 1998. pp. 38-125.

RENGIFO, C. Guía principales ordenes de macroinvertebrados. [en línea]. Disponible en internet, URL: http://artemisa.unicauca.edu.co/~gerardorengifo/RH2/Guia_Macroinvertebrado.pdf [Citado en 16 /de agosto de 2013].

RESH, V.; MYERS, M. and HANNAFORD, M. Macroinvertebrates as biotic indicators of environmental quality. In: Hauer F.R & G.A. Lamberty (Eds) 1996. Methods in Stream Ecology. Academic Press. 1995. pp. 674

ROLDAN, G. Efectos de la contaminación industrial y doméstica sobre la fauna béntica del río Medellín. En: Actualidades Biológicas. Vol. 2. No.5. 1973. pp.54-64.

ROLDAN, G. Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia. Universidad de Antioquia, Bogotá, Colombia, 1988. pp. 216

ROLDAN, G. Fundamentos de limnología neotropical. Universidad de Antioquia, Medellin, Colombia, 1992. pp. 529.

ROLDÁN, G. Guía para el estudio de macro-invertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia. Primera reimpresión. Colciencias, Universidad de Antioquia, Bogotá, Colombia, 1996. pp.217

ROLDAN, G. Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia. Universidad de Antioquia, Bogotá, Colombia, 1988. pp. 216

ROLDAN, G. Los macroinvertebrados y su valor como indicadores de la calidad del agua. Universidad de Antioquia. En: Revista Académica Colombiana de Ciencia. Vol. 23. No.8. Medellín, Colombia, 1999. pp. 375-387

ROLDÁN, G. Bioindicación de la calidad de agua en Colombia: Uso del método BMWP/Col. Colombia. Universidad de Antioquia, 2003. pp.164

ROLDAN, G. y RAMIREZ, J. Fundamentos de Limnologia Neotropical. segunda edición. Universidad de Antioquia, Colombia, Agosto, 2008. pp. 440.

ROMINA, L. Patrones demográficos en poblaciones naturales de Cyprididae [Crustacea: Ostracoda] del área rioplatense y sus respuestas vitales en bioensayos de toxicidad. Tesis Doctoral. Facultad de Ciencias Naturales, Universidad de la Plata. Argentina. 2010. pp. 3. [en línea]. Disponible en internet, URL: http://naturalis.fcnym.unlp.edu.ar/repositorio/_documentos/tesis/1092_Tesis.pdf

ROSENBERG, D. and RESH, V. Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. New York: Chapman y Hall, 1993. pp.488.

ROSENBERG, D. Use of aquatic insects in biomonitoring. In: Merritt RW y K.W. Cummins. An introduction to the aquatic insects of North America. third Edition. EEUU.1996. pp. 87-97

RUBIO, R. Macroinvertebrados bioindicadores de la calidad de las aguas lóxicas en el Salvador. En: XXVII Congreso Interamericano de Ingeniería Sanitaria y Ambiental, Diciembre, 2000. pp.6

RUIZ, O. Evaluación de la calidad y cantidad de agua en el Río Yeguaré, región centro oriental de Honduras. Tesis de grado de ingeniero agrónomo con el grado académico de licenciatura. Zamorano, Honduras, 2004. pp.49.

SALINAS, M. Modelos de relación y correlación IV. Correlación de Spearman. En: Ciencia y trabajo. Vol. 9, No. 25, Julio – Septiembre, 2007. pp. 143-145

SANCHEZ, J. Características biológicas y ecológicas de los macroinvertebrados en un sector del hiporitrón en el río Tormes (España Central). Departamento de zoología y antropología Física. Departamento de Biología. Universidad de Santiago de Compostela, Santiago de Compostela, 2011. pp. 16

SEGNINI, S. El Uso De Los Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua corriente. En: Ecotropicos. Sociedad Venezolana de ecología. Vol. 16, No. 2. Universidad de Los Andes, Mérida, Venezuela, 2003. Pp. 45 – 63.

SENA. CORPOICA. Biodiversidad. Biodiversidad faunística y florística. Macroinvertebrados Acuáticos. [en línea]. Disponible en internet, URL: http://www.cortolima.gov.co/2006/images/stories/centro_documentos/coello/2_10_BIODIVERSIDAD.pdf. [Citado en 3 de Marzo de 2014]

SOLARTE, C.; GARCIA, H. y IMUEZ, M. Bioestadística. Aplicaciones en producción y salud animal. Primera edición. Universidad de Nariño, Pasto, Colombia, 2009. pp. 301.

SOMARRIBA, E. Diversidad de Shannon. Revista Agroforestería en las Américas. [en línea]. Disponible en internet, URL: http://web.catie.ac.cr/informacion/rafa/rev23/nsoma_1.htm#mide [Citado en 17 de agosto de 2013]

SPRINGER, M. Clave taxonómica para larvas del orden Trichoptera. Universidad de Costa Rica, San José. En: Scielo, Revista de Biología Tropical. Vol. 54, No. 4, 2010. p 273-286

STEWART, K. and STARK, B. Plecoptera. In: An introduction to the aquatic insects of North America. Dubuque, EEUU, 2008. pp. 311-384.

TARRADEZ, M. Análisis de Componentes Principales. [en línea]. En: UOC. Universidad Oberta de Catalunya. Proyecto e-Math 11. Financiado por la Secretaría de Estado de Educación y Universidades (MECD). España. pp. 11. Disponible en internet, URL: http://www.uoc.edu/in3/emath/docs/Componentes_principales.pdf. [Citado el 17 de Agosto de 2013]

TILLER, D. and METZELLING, L. Australia-Wide Assessment of River Health: Victorian AusRivAS Sampling and Processing Manual. Rapid Bioassessment

of Victorian Streams (The Approach and Methods of the Environment Protection Authority). National River Health Program. Australia, 2002. pp. 20.

TORRALBA, A.; DUGNOL, J. y OCHARAN, F. Efectos de tres piscifactorías de salmónidos sobre las comunidades de macroinvertebrados bentónicos de los ríos donde se ubican. En: Comunicaciones y foros de discusión del IV Congreso Iberoamericano Virtual de Acuicultura. Zaragoza, Diciembre, 2006, Enero, 2007. pp. 12.

TORRALBA, A. y OCHARAN, F. Temporalidad y perturbaciones antropicas en las comunidades de macroinvertebrados de las subcuenca del río Arba (Zaragoza, NE España). En: Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural. Sección biológica. Tomo. 103, No. 1-4. 2009. pp. 131-144

TORRES, Y.; ROLDAN, G.; ASPRILLA, S. y RIVAS, T. Estudio preliminar de algunos aspectos ambientales y ecológicos de las comunidades de peces y macro-invertebrados acuáticos en el río Tutunendo, Choco, Colombia, En: Revista académica colombiana de ciencia, Ecología, Vol. 30, No.114, Marzo, 2006.pp.30:67-76.

TRÉMOUILLES, E.; OLIVA, A. y BACHMENN, A. Insecta Coleóptera. En: Ecosistemas de aguas continentales: Metodologías para su estudio, Buenos Aires, Argentina, 1995. pp. 1133-1197.

VALDOVINOS, C. Invertebrados dulceacuícolas. En: Biodiversidad de Chile. Patrimonio y desafíos. Santiago de Chile, 2006B. pp. 202-225

VÁZQUEZ G.; CASTRO G.; GONZÁLEZ I.; PÉREZ R. y CASTRO T. Bioindicadores como herramientas para determinar la calidad del agua, 2006. pp. 7

VIAL, R.; NIÑEROLA, D.; ARMENGOL, J. Y DOLZ, J. Incidencia de los embalses en el régimen térmico del río. El caso del tramo final del río Ebro. Universidad Politecnica de Catalunya. En: Revista internacional LIMNETICA. Asociacion Española de Limnologia. Vol. 22. No. 1-2. España, 2003. pp. 85-92

WATER AND RIVERS COMMISSION (WRC), 2001. Water Facts. Citado por ALVAREZ, M. y PÉREZ, L. Evaluación de la calidad de agua mediante la utilización de macroinvertebrados acuáticos en la subcuenca de Yeguaré, Honduras. Trabajo de grado de ingeniero en desarrollo socioeconómico y ambiente con el grado académico de licenciatura. Zamorano, Honduras, 2007. pp. 69.

ANEXOS

Anexo A. Registro de parámetros físico- químicos, estación alta, media y baja para el río Choapa.

FECHA:		29-10-2013			OBSERVACIONES
REF GEOGRÁFICA:	S: 31° 35,046"	W: 071° 28,833			Presencia de vegetación, cabras (Foto 292), eses fecales de bovinos, fondo rocoso, bordes arenosos (Fotos Jorge: 658 y 659)
RÍO:	CHOAPA				
ESTACIÓN:	BAJA	ALTURA (msnm):		24	
MEDICIÓN:	1	2	3	PROMEDIO	
OXÍGENO (mg/l):	10,37	10,91	10,65	10,643	
PH:	4,9	4,82	4,9	4,873	
TEMPERATURA (°C):	15,6	15,6	15,6	15,600	
CONDUCTIVIDAD:	476	514	516	502,000	
SALINIDAD:	0,3	0,3	0,3	0,3	
FECHA:		29-10-2013			OBSERVACIONES
REF GEOGRÁFICA:	S: 31° 41' 25,8"	W: 071° 16' 07,0"			Puente de madera, pasadizo aéreo, roca y vegetación
RÍO:	CHOAPA				
ESTACIÓN:	MEDIA	ALTURA (msnm):		163	
MEDICIÓN:	1	2	3	PROMEDIO	
OXÍGENO (mg/l):	7,45	8,29	8,22	7,987	
PH:	5,07	5,13	5,2	5,133	
TEMPERATURA (°C):	15,8	15,9	15,9	15,867	
CONDUCTIVIDAD:	503	505	506	504,667	
SALINIDAD:	0,3	0,3	0,3	0,3	
FECHA:		29-10-2013			OBSERVACIONES
REF GEOGRÁFICA:	S: 35° 53,815'	W: 070° 46,996'			Influencia minera Pelambre, puente
RÍO:	CHOAPA				

Continuación Anexo A

ESTACIÓN:	ALTA	ALTURA (msnm):			790
MEDICIÓN:	1	2	3	PROMEDIO	vehicular, vegetación central, rocas orilla y fango
OXÍGENO (mg/l):	9,47	9,54	9,52	9,51	
PH:	4,87	4,89	5,04	4,933	
TEMPERATURA (°C):	13,9	13,1	13	13,333	
CONDUCTIVIDAD:	156,7	156, 4	155,8	156,3	
SALINIDAD:	0	0,1	0,1	0,067	

Anexo B. Registro de parâmetros físico- químicos, estación alta, media y baja para el río Limarí.

FECHA:	07-11-2013				OBSERVACIONES
REF GEOGRÁFICA:	S: 30° 40' 15,2" W: 071° 31' 07,5"				
RÍO:	LIMARÍ				
ESTACIÓN:	BAJA	ALTURA (msnm):		29	
MEDICIÓN:	1	2	3	PROMEDIO	Abundante vegetación de sauce y totora
OXÍGENO (mg/l):	12,4	12,38	12,23	12,337	
PH:	7	7	7	7,000	
TEMPERATURA (°C):	19,2	19,2	19,2	19,200	
CONDUCTIVIDAD:	1702	3504	3369	2858,333	
SALINIDAD:	1	2,1	2	1,7	
FECHA:	07-11-2013				OBSERVACIONES
REF GEOGRÁFICA:	S: 30° 37' 51,5" W: 071° 19' 40,3"				
RÍO:	LIMARÍ				
ESTACIÓN:	MEDIA	ALTURA (msnm):		144	
MEDICIÓN:	1	2	3	PROMEDIO	Entrada vehicular, presencia de aves, paso de vehículos por el río
OXÍGENO (mg/l):	14,85	14,41	13,35	14,203	
PH:	8	8	8	8,000	
TEMPERATURA (°C):	23,1	23,5	23,6	23,400	
CONDUCTIVIDAD:	3856	3939	1563	3119,333	
SALINIDAD:	2,1	2,1	0,8	1,7	
FECHA:	07-11-2013				OBSERVACIONES
REF GEOGRÁFICA:	S: 30° 44' 16,5" W: 070° 51' 52,8"				
RÍO:	LIMARÍ				
ESTACIÓN:	ALTA	Altura (msnm):		516	Mucha vegetación , puente vehicular y cultivos de uva

Continuación Anexo B

MEDICIÓN:	1	2	3	PROMEDIO
OXÍGENO (mg/l):	10,89	11,01	11,01	10,97
PH:	8	8	8	8,000
TEMPERATURA (°C):	17	16,8	16,7	16,833
CONDUCTIVIDAD:	84,3	291,7	291	222,333333
SALINIDAD:	0	0,2	0,2	0,133

Anexo C. Registro de parâmetros físico- químicos, estación alta, media y baja para el río Elqui.

FECHA:		12-11-2013		OBSERVACIONES	
REF GEOGRÁFICA:		S: 29° 58' 58,1"	W: 070° 33' 55,3"		
RÍO:		ELQUI			
ESTACIÓN:		ALTA	Altura (msnm):		809
MEDICIÓN:		1	2	3	PROMEDIO
OXÍGENO (mg/l):		9,34	9,47	9,48	9,430
PH:		8	8	7	7,667
TEMPERATURA (°C):		20,5	19,3	19	19,600
CONDUCTIVIDAD:		734	355	290	459,667
SALINIDAD:		0,4	0,2	0,2	0,3
FECHA:		12-11-2013		OBSERVACIONES	
REF GEOGRÁFICA:		S: 29° 58' 47,4"	W: 071° 03' 44,3"		
RÍO:		ELQUI			
ESTACIÓN:		MEDIA	Altura (msnm):		198
MEDICIÓN:		1	2	3	PROMEDIO
OXÍGENO (mg/l):		11,61	11,47	11,05	11,377
PH:		7	7	7	7,000
TEMPERATURA (°C):		17,5	17,5	18,1	17,700
CONDUCTIVIDAD:		705	677	737	706,333
SALINIDAD:		0,4	0,4	0,4	0,4
FECHA:		12-11-2013		OBSERVACIONES	
REF GEOGRÁFICA:		S: 29° 53' 32,5"	W: 071° 13' 39,2"		
RÍO:		ELQUI			
ESTACIÓN:		BAJA	Altura (msnm):		20

Unión Río Claro y río Turbio

Rededor contaminado, Aguas negras estancadas, poca vegetación, agua con mal olor, captación agua potable

Presencia de vacas, patos, Zona muy contaminada, botadero de escombros

Continuación Anexo C

influencia humana

MEDICIÓN:	1	2	3	PROMEDIO
OXÍGENO (mg/l):	12,42	11,82	11,63	11,9566667
PH:	8	8	8	8,000
TEMPERATURA (°C):	20,6	20,5	20,4	20,500
CONDUCTIVIDAD:	1142	1144	1141	1142,33333
SALINIDAD:	0,6	0,6	0,6	0,600

Anexo D. Registro de parâmetros físico- químicos, estación alta, media y baja para el río Huasco.

FECHA:	04-12-2013			OBSERVACIONES
REF GEOGRÁFICA:	S: 28° 43,823'	W: 070° 33,439'		
RÍO:	HUASCO			
ESTACIÓN:	ALTA	Altura (msnm):	718	
MEDICIÓN:	1	2	3	PROMEDIO
OXÍGENO (mg/l):	9,51	9,41	9,46	9,5
PH:	8	8	8	8,0
TEMPERATURA (°C):	17,3	17,2	17,2	17,2
CONDUCTIVIDAD:	802	805	810	805,7
SALINIDAD:	0,5	0,5	0,5	0,5
FECHA:	04-12-2013			OBSERVACIONES
REF GEOGRÁFICA:	S: 28° 30' 58,7"	W: 071° 00' 44,3"		
RÍO:	HUASCO			
ESTACIÓN:	MEDIA	ALTURA (msnm):	163	
MEDICIÓN:	1	2	3	PROMEDIO
OXÍGENO (mg/l):	7,7	7,7	7,74	7,7
PH:	8	8	8	8,0
TEMPERATURA (°C):	23,3	23,3	23,3	23,3
CONDUCTIVIDAD:	2747	2240	2747	2578,0
SALINIDAD:	1,5	1,2	1,5	1,4
FECHA:	04-12-2013			OBSERVACIONES
REF GEOGRÁFICA:	S: 28° 28,237'	W: 071° 10,635'		
RÍO:	HUASCO			

Unión de los ríos
Transito y El
Carmen, Presencia
de eses de bovinos

Presencia de
Puente vehicular

Presencia de
Puente vehicular,

Continuación Anexo D

Cultivo de
olivos

ESTACIÓN:	BAJA	ALTURA (msnm):		10
MEDICIÓN:	1	2	3	PROMEDIO
OXÍGENO (mg/l):	4,86	5,46	5,14	5,2
PH:	8	8	8	8,0
TEMPERATURA (°C):	23,5	23,5	23,5	23,5
CONDUCTIVIDAD:	3552	3680	1480	2904,0
SALINIDAD:	1,9	2	0,8	1,6

Anexo E. Registro de parâmetros físico- químicos, estación alta, media y baja para el río Copiapó.

FECHA:	06-12-2013				OBSERVACIONES
REF GEOGRÁFICA:	S: 28° 02' 13,7" W: 069° 58' 30,0"				
RÍO:	COPIAPÓ				
ESTACIÓN:	ALTA	Altura (msnm):		1192	
MEDICIÓN:	1	2	3	PROMEDIO	
OXÍGENO (mg/l):	8,53	8,67	8,6	8,600	Acceso vehicular en medio del río
PH:	8	8	8	8,000	
TEMPERATURA (°C):	21,2	21	20,7	20,967	
CONDUCTIVIDAD:	497	978	1051	842,000	
SALINIDAD:	0	0,5	0,6	0,4	
FECHA:	06-12-2013				OBSERVACIONES
REF GEOGRÁFICA:	S: 27° 31' 15,0" W: 070° 16' 02,0"				
RÍO:	COPIAPÓ				
ESTACIÓN:	MEDIA	Altura (msnm):		540	
MEDICIÓN:	1	2	3	PROMEDIO	
OXÍGENO (mg/l):	10,88	9,31	9,86	10,017	Río canalizado, las personas se bañan en el río
PH:	9	9	9	9,000	
TEMPERATURA (°C):	23,3	23	23	23,100	
CONDUCTIVIDAD:	1478	1488	1483	1483,000	
SALINIDAD:	0,8	0,8	0,8	0,8	
FECHA:	06-12-2013				OBSERVACIONES
REF GEOGRÁFICA:	S: 29° 53' 32,5" W: 071° 13' 39,2"				
RÍO:	COPIAPÓ				Abundante vegetación
ESTACIÓN:	BAJA	ALTURA (msnm):		20	

Continuación Anexo E

MEDICIÓN:	1	2	3	PROMEDIO
OXÍGENO (mg/l):	8,5	8,51	8,5	8,5
PH:	8	8	8	8,0
TEMPERATURA (°C):	23,2	23,2	23,2	23,2
CONDUCTIVIDAD:	1018	1110	1116	1081,3
SALINIDAD:	0,6	0,8	0,8	0,7

Anexo F. Matriz de variables evaluadas para las cinco cuencas en cada estación de muestreo

Estaciones	IBF	Ch Signal	H'			abundancia	O2	Tº	Conductividad	pH
			H'	max	J					
CB	4,25	5,30	0,87	1,15	0,76	1124,00	10,64	15,60	502,00	4,87
CM	5,63	3,62	0,83	1,26	0,67	530,00	7,99	15,87	504,67	5,13
CA	5,18	4,17	0,77	0,85	0,91	12,00	9,51	13,33	156,30	4,93
LB	3,16	4,45	0,92	1,20	0,77	194,00	12,34	19,20	2858,33	7,00
LM	1,95	3,93	0,85	1,26	0,68	857,00	14,20	23,40	3119,33	8,00
LA	5,14	4,31	1,02	1,38	0,74	650,00	10,97	16,83	222,33	8,00
EB	3,31	4,20	1,02	1,11	0,92	90,00	11,96	20,50	142,33	8,00
EM	3,20	3,56	1,00	1,15	0,87	159,00	11,38	17,70	706,33	7,00
EA	4,11	4,47	0,95	1,26	0,76	548,00	9,43	19,60	459,67	7,00
HB	1,50	3,38	0,58	1,20	0,48	2520,00	5,15	23,50	2904,00	8,00
HM	2,23	3,78	0,78	1,20	0,65	1172,00	7,71	23,30	2578,00	8,00
HA	4,02	4,64	0,84	1,18	0,71	1073,00	9,46	17,23	805,67	8,00
CoB	4,22	4,00	0,93	1,15	0,81	245,00	8,50	23,20	1081,33	8,00
CoM	2,01	3,67	0,93	1,18	0,79	417,00	10,02	23,10	1483,00	9,00
CoA	3,96	4,13	0,54	1,08	0,50	249,00	8,60	20,97	842,00	8,00

Anexo G. Abundancias de macroinvertebrados registrados por estación de muestreo para el río Choapa.

Taxa (Familia)	Río Choapa																			Total (ind/sp)
	Baja (E1)						Media (E2)						Alta (E3)							
	M1	M2	M3	M4	M5	Total	M1	M2	M3	M4	M5	Total	M1	M2	M3	M4	M5	Total		
F. Acaridae	1	1	7			9						0				1		1	10	
F. Baetidae	16			69	15	100	15	8	20	7	50	100		2		3		5	205	
F. Chironomidae			5		8	13		11	13	4	5	33		4				4	50	
F. Corydalidae				1		1						0							1	
F. Coenagrionidae	18					18						0						0	18	
F. Dytiscidae						0	2	3				5						0	5	
F. Elmidae						0						0			4		2	6	6	
F. Gammaridae						0	6	15	17	14	14	66						0	66	
F. Gyrinidae				2		2						0						0	2	
F. Hydraenidae						0			1		3	4						0	4	
F. Hydropsychidae	5		252		12	269	8					8						0	277	
F. Hydroptilidae	29	8	30			67		7	1	1	11	20						0	87	
F. Hidrobiidae		2	19	1	64	86						0						0	86	
F. Hirudinea						0	1					1						0	1	
F. Leptohyphidae						0	2					2						0	2	
F. Leptophlebiidae	32		10		18	60						0				1		1	61	
F. Lymnaeidae						0		15				15						0	15	
F. Nesameletidae					20	20		4				4						0	24	
F. Physidae	20	31	21	15	245	332	38	12	53	48	67	218		2				2	552	
F. Sphaeriidae						0			4			4						0	4	
F. Simuliidae						0		10				10						0	10	
F. Tabanidae			20			20		5				5						0	25	

Continuación Anexo G

F. Tipulidae					0	1			1			0	1
F. Cyprididae	20	73	16	18	127		9	20	29			0	156
OLIGOQUETA					0			5	5	1	2	3	8
Total individuos					1124				530			12	1666
					Total taxas					25			

Anexo H. Abundancias de macroinvertebrados registrados por estación de muestreo para el río Limarí.

Taxa (Familia)	Río Limarí																			Total (ind/sp)
	Baja (E1)						Media (E2)						Alta (E3)							
	M1	M2	M3	M4	M5	Total	M1	M2	M3	M4	M5	Total	M1	M2	M3	M4	M5	Total		
F. Acaridae		1				1		3				3					3	3	7	
F. Baetidae	4	6			3	13			2	2	1	5	10	15	22	24	48	119	137	
F. Brachycentridae						0						0					5	5	5	
F. Caenidae						0						0		8			50	58	58	
F. Chironomidae		5	4			9	10	5		2		17	7	11	12	3	11	44	70	
F. Corixidae						0		1				1					2	2	3	
F. Cyclopidae						0	5	60				65						0	65	
F. Dugesiidae						0						0					22	22	22	
F. Elmidae	1	4	13		5	23	11		7		1	19					4	4	46	
F. Empididae						0						0	2				1	3	3	
F. Ephydriidae				1		1						0						0	1	
F. Gammaridae					2	2						0				1	5	6	8	
F. Glossosomatidae						0			11			11						0	11	
F. Gyrinidae						0						0		1				1	1	
F. Hydropsychidae	2	4	7		3	16	23	11	20		3	57	7	13	28	2	50	100	173	
F. Hydroptilidae	2	4				6	5	33	63	8	5	114	5		2	3	13	23	143	
F. Hidrobiidae	2	15	19	30		66			12		6	18						0	84	
F. Hirudinea						0		5	5		2	12				15		15	27	
F. Leptohiphidae						0						0	3					3	3	
F. Leptoceridae				2		2						0				9		9	11	
F. Lepidostomatidae						0						0			1			1	1	
F. Lymnaeidae						0	2	33				35						0	35	

Continuación Anexo H

F. Physidae	10	4	11	25	4	27	7	10	17	65	7	5	51	78	141	231
F. Planorbidae			2	2						0					0	2
F. Sphaeriidae				0		29				29			2		2	31
F. Simuliidae	1	2	16	20				3		3	4	30	25		59	82
F. Tabanidae	1		1	2				1		1				5	5	8
F. Tipulidae				0						0	3		1		4	4
O. Odonata		3		4						0				1	1	5
COLLEMBOLA			1	2						0					0	2
F. Cyprididae				0	5	336	18	18	9	386			20		20	406
OLIGOQUETA				0	3	9		4		16					0	16
Total individuos				194						857					650	1701
Total taxas															32	

Anexo I. Abundancias de macroinvertebrados registrados por estación de muestreo para el río Elqui.

Taxa (Familia)	Río Elqui																			Total (ind/sp)
	Baja (E1)						Media (E2)						Alta (E3)							
	M1	M2	M3	M4	M5	Total	M1	M2	M3	M4	M5	Total	M1	M2	M3	M4	M5	Total		
F. Acaridae						0				2		2						0	2	
F. Aphididae						0						0	13		2	1		16	16	
F. Baetidae				6	4	10	7	5	4	2		18	72	82	20	32		206	234	
F. Chironomidae				4		4	3					3	2	3	7	21	2	35	42	
F. Ecnomidae						0						0		7		2		9	9	
F. Elmidae	5				4	9	3					3	3	32	6	19		60	72	
F. Empididae						0						0		1		2		3	3	
F. Gammaridae	3	5				8	7	4		4		15		19	2	5		26	49	
F. Glossosomatidae					3	3						0						0	3	
F. Hydropsychidae				9	5	14	5	3			3	11	5	25	8	10	2	50	75	
F. Hydroptilidae	2	2	1	8		13						0			7	12		19	32	
F. Hidrobiidae				1		1		3	4	11	2	20	3			3	7	13	34	
F. Hirudinea				4		4					2	2					4	4	10	
F. Leptoceridae						0						0		8				8	8	
F. Lymnaeidae	4					4						0						0	4	
F. Physidae						0	8	6		15		29	2	19	1			22	51	
F. Planaridae						0		3		2		5						0	5	
F. Planorbidae						0			2			2	1					1	3	
F. Sphaeriidae						0				6		6						0	6	
F. Simuliidae				3		3						0	10	30	2		5	47	50	
F. Tabanidae						0	8	6		1		15			6	14		20	35	
F. Tipulidae						0						0		1				1	1	
F. Cyprididae		8	2	4		14		7		21		28						0	42	

Continuación Anexo I

OLIGOQUETA	3	3	0	2	6	8	11
Total individuos	90	159	548	797			
Total taxis							24

Anexo J. Abundancias de macroinvertebrados registrados por estación de muestreo para el río Huasco.

Taxa (Familia)	Río Huasco																			Total (ind/sp)
	Baja (E1)						Media (E2)						Alta (E3)							
	M1	M2	M3	M4	M5	Total	M1	M2	M3	M4	M5	Total	M1	M2	M3	M4	M5	Total		
F. Acaridae					5	5	1		2	2	6	11				9		9	25	
F. Aphididae		2	2		1	5					3	3						0	8	
F. Baetidae		16		3	19	38	33	13	34	96	95	271	10		21	14	29	74	383	
F. Bithynidae	9					9						0						0	9	
F. Chironomidae		8	15	5		28	2		2	8		12	5	3	2	30		40	80	
F. Dugesiidae	2	4	21	5	6	38				3	3	6	25	11	7	4		47	91	
F. Drosophilidae						0			6		5	11						0	11	
F. Ephydriidae		2				2						0						0	2	
F. Empididae					1	1						0				3		3	4	
F. Elmidae		2			3	5	5			3		8	145	56	83	96	61	441	454	
F. Gammaridae						0						0	3	2	2	7		14	14	
F. Hydropsychidae						0	3			6		9				35		35	44	
F. Hydroptilidae		13		4	21	38	3		6	11	4	24	2	2	5	12	15	36	98	
F. Hidrobiidae	43	892	427	50	176	1588	9	364	8	5	7	393	55	12			85	152	2133	
F. Leptoceridae						0						0	2					2	2	
F. Lestoididae						0						0			1			1	1	
F. Planorbiidae			96			96		30				30						0	126	
F. Physidae	14		298	8	20	340	1	115	17		20	153	23	7	25	1	96	152	645	
F. Sphaeriidae						0						0	1		5		42	48	48	
F. Simuliidae						0	2		5			7						0	7	
F. Sphaeridae						0	10					10						0	10	
F. Cyprididae			213	25		238	220					220						0	458	
COLLEMBOLA				1	2	3						0						0	3	

Continuación Anexo J

OLIGOQUETA	1	83	2	86	4	4	5	14	19	109
Total individuos				2520		1172			1073	4765
				Total taxas						24

Anexo K. Abundancias de macroinvertebrados registrados por estación de muestreo para el río Copiapó.

Taxa (Familia)	Río Copiapó																			Total (ind/sp)	
	Baja (E1)						Media (E2)						Alta (E3)								
	M1	M2	M3	M4	M5	Total	M1	M2	M3	M4	M5	Total	M1	M2	M3	M4	M5	Total			
F. Acaridae						0	3					3	1					1	4		
F. Baetidae	30	16	6	18	7	77	6	25		5	7	43	117	18	3	3	22	163	283		
F. Chironomidae	4		7		6	17			2			2	7	4	3	2		16	35		
F. Coenagrionidae		2				2				2		2						0	4		
F. Drosophilidae						0	1	1				2						0	2		
F. Dugesiidae						0	6					6						0	6		
F. Elmidae	4		5	8	6	23	2	4	5	8	10	29	11	5	4	3		23	75		
F. Glossosomatidae						0						0		1				1	1		
F. Janiridae						0						0	1					1	1		
F. Hydropsychidae	2			3		5	1					1	2	22		5	2	31	37		
F. Hydroptilidae	7	2	1		6	16	41	14				55						0	71		
F. Hidrobiidae	10	3		4		17	24	13	2	6	6	51	1				2	3	71		
F. Libellulidae			1			1				2		2						0	3		
F. Perlidae		1			1	2						0	2	2		1		5	7		
F. Physidae		15	7	10	6	38	27	21	4	28	8	88	1				1	2	128		
F. Sphaeriidae			5			5	8	3				11						0	16		
F. Simuliidae	4	4		2	9	19	19	17	4	9	18	67	2					2	88		
F. Cyprididae	4	10			7	21	32	23				55						0	76		
OLIGOQUETA			1		1	2						0		1				1	3		
Total individuos						245							417							249	911
Total taxas																				19	