



UNIVERSIDAD DE VALPARAÍSO
FACULTAD DE CIENCIAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA Y CIENCIAS AMBIENTALES
ESCUELA DE INGENIERIA AMBIENTAL

EVALUACIÓN DEL ESTADO ECOLÓGICO DEL ESTERO PUANGUE
(REGIONES V Y METROPOLITANA - CHILE),
MEDIANTE LOS ÍNDICES DE HÁBITAT FLUVIAL (IHF)
Y DE INTEGRIDAD BIÓTICA (IIBP) APLICADO A ICTIOFAUNA

TRABAJO DE TITULACIÓN PARA OPTAR AL
TÍTULO PROFESIONAL DE INGENIERO(A) AMBIENTAL

Daniela Macarena Moreno Arenas
Claudio Andrés Quezada Romegialli

Profesor Guía: Sergio Quiroz Jara

Valparaíso, Mayo 2007



UNIVERSIDAD DE VALPARAÍSO
FACULTAD DE CIENCIAS
DEPARTAMENTO DE BIOLOGIA Y CIENCIAS AMBIENTALES
ESCUELA DE INGENIERIA AMBIENTAL

EVALUACIÓN DEL ESTADO ECOLÓGICO DEL ESTERO PUANGUE
(REGIONES V Y METROPOLITANA - CHILE),
MEDIANTE LOS ÍNDICES DE HÁBITAT FLUVIAL (IHF)
Y DE INTEGRIDAD BIÓTICA (IIBP) APLICADO A ICTIOFAUNA

TRABAJO DE TITULACIÓN PARCIALMENTE FINANCIADO POR EL
FONDO DE INVESTIGACIÓN PATRIMONIAL NÚMERO 24-03-192-46
DEL MUSEO DE HISTORIA NATURAL DE VALPARAÍSO

Daniela Macarena Moreno Arenas
Claudio Andrés Quezada Romegialli

Profesor Guía: Sergio Quiroz Jara

Valparaíso, Mayo 2007

Quiero comprar un zunzún

No encuentro donde lo venden. Lo veo libre de flor en flor, pero no en una vitrina con un precio. Quizás tenga el código de barras en sus alas, pero las mueve tan rápido que apenas puedo verlas.

Ahora bien yo me pregunto, donde puedo yo comprarlo, pues lo quiero, es mi antojo, mi capricho tener ese ser tan lindo como adorno, como propiedad o como un producto que debe estar de moda, pues todos hoy pensamos cuanto cuesta un zunzún y si me pregunto el precio es para comprarlo. (...)

No pude hacer un diagrama de costo, pues la naturaleza no lleva libros, al menos esos libros llenos de cifras y de precios o de asientos contables. No supe tampoco cuál es la oferta, ni de qué marca o tipo es cada zunzún. Tampoco encontré a los criadores pues no vive en cautiverio, ni tiene pedigrí, no son domesticables, ni obedecen a un nombre. Supe que pertenece a la familia Troquilidos, su nombre científico es *Calyptes helenae* y se le llama colibrí.

Por su peso se podría decir que no vale nada, son unos pocos gramos de materia orgánica. Si se quemara el calor no daría para cocinar una MacDonal, ni para producir un kilowatt/ hora.

Como generador de energía animal tampoco es apreciable, come más de lo que produce como ventilador, pues lo único que parece conocer es como sostenerse al batir las alas.

Así que analizándolo como las otras cosas que si tienen un precio vemos que desde el punto de vista del comercio, no vale nada y por lo que produce, no sirve para nada.

Ya que no lo podía comprar en ninguna parte, no podía determinar cual era el costo de producción, ni de que el modelo o bajo que rubro se solicita por catálogos, me fui a buscar otros valores.

Me senté en el parque, entre los arbustos, en el suelo cerca de aquellas flores donde revolotean los zunzunes, con mi mirada humana y una cámara, para grabar el movimiento, y poder reproducir su danza y sus colores.

El silencio me golpeó en el diálogo interno. No hay precio fue la respuesta. Pero hay valor. No hay precio repitió el concepto en mi cabeza, pero el zunzún ni se vende ni se compra. Ni es parte aislada que se pueda sacar de la naturaleza, el precio del zunzún es el precio del paisaje, el precio del aire o el precio del planeta, el precio de cada especie que desaparece o vive en libertad (...).

Me sentí mejor al pensar esto porque me di cuenta que no hace falta comprar algo para disfrutarlo, no es necesario poseerlo para incorporarlo a nuestra vida. Sentí deseos de decírselo a todos a quienes había preguntado antes y a los maestros para que se lo enseñaran a los niños.

Entonces se me acercó una niña a la que ya le había preguntado por el zunzún, ella quería saber si yo había encontrado la respuesta y me dijo señalando al cielo: ¡Yo quiero comprar un arcoiris!

El autor de este texto, Bruno Henríquez, alumno del curso de Economía Ecológica, dictado en enero del 2000 en La Habana, presentó esta crítica a la valoración económica de la naturaleza, durante el desarrollo del curso de Economía Ecológica que ofrece conjuntamente el Centro Félix Varela y el Instituto de Ecología Política. Se reprodujo este texto, para mostrar que si existen otras alternativas.

Agradezco enormemente a todos y todas quienes que colaboraron de una u otra forma durante los años de estudio de mi carrera, y durante el transcurso de esta tesis.

Claudio A. Quezada R.

RESUMEN

El estero Puangue (orden 2), principal afluente extraandino del río Maipo, está situado entre las comunas de Quilpué (V Región), Curacaví, María Pinto y Melipilla (RM) y presenta diversa actividad antrópica a lo largo de toda su extensión, encontrando agricultura, zonas urbanas, descargas de aguas servidas puntuales y difusas, actividad industrial láctea, extracción de agua para riego y el trasvase de un canal procedente del río Mapocho, aún cuando en su tercio superior conserva una fauna íctica autóctona importante para la biodiversidad regional, catalogada con problemas de conservación. Se evaluó el estado ecológico del estero Puangue mediante la utilización de dos índices, el Índice de Integridad Biótica aplicado a ictiofauna y el Índice de Hábitat Fluvial, junto con la evaluación de ciertos parámetros fisicoquímicos, contemplando 3 unidades del estado ecológico: el componente biológico, el físico-estructural y el físicoquímico. Para dicha aplicación se requirió de la adaptación del Índice de Integridad Biótica al estero Puangue, siguiendo la metodología general utilizada en diversos países, con lo que se establece el Índice de Integridad Biótica aplicable al estero Puangue, IIBP. La determinación del Estado Ecológico se realizó a través de dos campañas de monitoreo en las estaciones de otoño y primavera del año 2006, evaluadas en 9 sitios de trabajo. Los componentes físico-estructural y fisicoquímico del estado ecológico del estero Puangue mostraron un gradiente negativo desde las estaciones superiores bien conservadas, hasta las estaciones cercanas a la desembocadura; y el componente biológico, evaluado a través del IIBP, segregó claramente las estaciones de acuerdo a la presencia de ictiofauna introducida, y las estaciones impactadas por calidad fluvial y por parámetros fisicoquímicos. El Estado Ecológico del estero Puangue queda establecido como Bueno para la estación 1, Deficiente para la estación 2, Moderado para la estación 3, y Malo para las estaciones 4 a 9. En consecuencia, se propone: *i)* establecer usos y objetivos de calidad diferenciados, tanto para la zona media-alta del estero (Naciente a Curacaví), como para la zona media-baja (Curacaví – Ruta 78, Ruta 78 – desembocadura), en función de sus calidades dispares actuales; *ii)* establecer medidas integrales de protección del ecosistema acuático en la zona desde la naciente del estero Puangue hasta Curacaví; *iii)* establecer medidas de reparación y protección para la zona media-baja del estero Puangue.

ABSTRACT

Puangue stream (2nd order), extra-andean main affluent of Maipo river, is located between Quilpué (V region), Curacaví, María Pinto and Melipilla (Metropolitan region) municipalities, and presents diverse anthropogenic activity along all his extension, finding agriculture, point and non-point sewage effluent discharge, milky industrial activity, and water extraction for irrigation, even though in his upper third conserves it an important ichthyofauna for regional biodiversity, catalogued as threatened. We evaluate the Ecological Status of Puangue stream with two indices, Index of Biotic Integrity applied on ichthyofauna and Index of Instream Habitat along with the evaluation of some physical and chemical parameters, contemplating 3 unities of Ecological Status: biological component, physical-structural component and pshysical-chemical component. For that application we require to adapt the Index of Biotic Integrity to Puangue stream following general methodology utilized on several countries, establishing the Index of Biotic Integrity applicable to Puangue stream (IBIP). Ecological Status determination it was made through two monitoring campaigns, in autumm and spring seasons of 2006 year, on 9 work stations. Physical-structural and physical-chemical components of Ecological Status show a negative gradient from well conserved upper stations to near mouth stations, and biological component, evaluated through IBIP clearly segregate stations according to introduced ichthyofauna presence, instream habitat quality and physical and chemical parameters. Ecological Status of Puangue stream is established as Good in 1st station, Poor in 2nd station, Moderate in 3rd station, and Bad in 4th to 9th stations. Consequently, we propose: *i)* to establish different uses and quality objectives to half-upper section (rising to Curacaví) and to half-bottom section of Puangue stream (Curacaví to rute 78, rute 78 to mouth) in function of his current diverse quality, *ii)* to establish comprehensive actions to protect aquatic ecosystem in rising to Curacaví zone, *iii)* to establish actions of repair and protection to the half-bottom zone of Puangue stream.

ÍNDICE GENERAL

1.	INTRODUCCIÓN.....	1
2.	MARCO TEÓRICO.....	4
2.1	Sistemas Ecológicos Acuáticos.....	4
2.1.1	Los ríos como ecosistemas.....	4
2.1.2	Morfología y hábitat fluvial.....	5
2.2	Biomonitoreo de ecosistemas acuáticos.....	6
2.2.1	Protocolos Rápidos de Biomonitoreo.....	8
2.2.2	Índice de Hábitat Fluvial (IHF).....	10
2.2.3	Índice de Integridad Biótica (IIB).....	11
2.2.4	Estado Ecológico.....	13
2.3	Ictiofauna de Chile.....	15
3.	ANTEDECENTES DEL ÁREA DE ESTUDIO.....	16
3.1	Estero Puangue.....	16
3.2	Clima, Vegetación y Suelos.....	16
3.3	Actividad Antropogénica.....	16
3.4	Ictiofauna.....	17
4.	PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA.....	18
5.	OBJETIVOS.....	19
5.1	Objetivo General.....	19
5.2	Objetivos Específicos.....	19
6.	METODOLOGÍA.....	20
6.1	Área de Estudio.....	20
6.1.1	Morfometría.....	20
6.1.2	Selección de estaciones de trabajo.....	20
6.1.3	Cuencas de drenaje y uso de suelo.....	21
6.1.4	Parámetros físicos.....	21
6.2	Muestreo Biológico.....	21
6.3	Muestreo Químico.....	22
6.4	Índice de Hábitat Fluvial.....	22
6.4.1	Clases de calidad fluvial.....	22
6.5	Índice de Integridad Biótica aplicable al estero Puangue (IIBP).....	23
6.5.1	Determinación de condiciones de referencia.....	23
6.5.2	Selección de métricas candidatas.....	23
6.5.3	Composición y Riqueza de Especies.....	24
6.5.4	Factores ecológicos: organización y función trófica.....	25
6.5.5	Factores ecológicos: preferencia de hábitat.....	25
6.5.6	Factores ecológicos: abundancia.....	25
6.5.7	Puntuación de métricas.....	25
6.5.8	Determinación de métricas finales.....	26
6.5.9	Clases de Integridad Biótica.....	26
6.6	Determinación del Estado Ecológico General.....	27
7.	RESULTADOS.....	28
7.1	Área de Estudio.....	28
7.1.1	Morfometría.....	28
7.1.2	Cuencas de drenaje y uso de suelo.....	28
7.1.3	Descripción de las estaciones de muestreo.....	30
7.2	Muestreo Biológico.....	32

7.2.1	Ictiofauna colectada	32
7.3	Muestreo Químico.....	34
7.4	Índice de Hábitat Fluvial.....	36
7.5	Índice de Integridad Biótica Aplicable al estero Puangue (IIBP)	39
7.5.1	Determinación de condiciones de referencia	39
7.5.2	Lista de métricas candidatas	39
7.5.3	Asignación de especies a gremios	40
7.5.4	IIBP: Composición y riqueza de especies	42
7.5.5	IIBP: Tolerancia.....	43
7.5.6	IIBP: Preferencias de hábitat	44
7.5.7	IIBP: Estructura trófica	44
7.5.8	IIBP: Abundancia	45
7.5.9	Selección de métricas finales	45
7.5.10	Puntuación de métricas	46
7.6	Aplicación del IIBP	48
7.7	Estado Ecológico General	52
8.	DISCUSIÓN.....	53
9.	CONCLUSIONES	64
10.	REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS	67
10.1	Artículos científicos	67
10.2	Documentos e Informes Técnicos	70
10.3	Legislación	72
10.4	Libros y capítulos de libros	72
10.5	Páginas web	73
10.6	Tesis.....	73
10.7	Software y Otros	74
11.	ANEXOS.....	75
Anexo N° 1.	Forma de campo del Índice de Hábitat Fluvial.	75
Anexo N° 2.	Matriz de redundancia (rho de Spearman) de métricas con respuesta favorable a factores ambientales.....	77
Anexo N° 3.	Matriz de redundancia de métricas (rho de Spearman) con respuesta desfavorable a factores ambientales.....	79
Anexo N° 4.	Descripción de especies ícticas.	80
Anexo N° 5.	Gráficos de métricas seleccionadas.....	90

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura N° 1. Ubicación geográfica (en coordenadas UTM) del área de estudio.....	17
Figura N° 2. Estaciones de muestreo seleccionadas en la cuenca hidrográfica del estero Puangue.	20
Figura N° 3. Unidades morfológicas (cuencas de drenaje) determinadas para cada estación de trabajo.	28
Figura N° 4. Uso de suelo en la cuenca hidrográfica del estero Puangue.....	28
Figura N° 5. Variación longitudinal del uso de suelo general de la cuenca del estero Puangue.....	29
Figura N° 6. Aportes porcentuales de cada uso de suelo respecto al total de superficie en cada cuenca de drenaje.....	29
Figura N° 7. Perfil longitudinal estero Puangue.....	31
Figura N° 8. Variación longitudinal de parámetros físicos, por estación de muestreo en otoño.....	32
Figura N° 9. Variación longitudinal de parámetros físicos, por estación de muestreo en primavera.....	32
Figura N° 10. Variación longitudinal de sulfato (mg/L), por estación de muestreo y período de muestreo.	34
Figura N° 11. Variación longitudinal de DQO (mg/L), por estación de muestreo y período de muestreo.	34
Figura N° 12. Variación longitudinal de nitrito (mg/L), por estación de muestreo en otoño.....	35
Figura N° 13. Variación longitudinal de pH, por estación de muestreo y período de muestreo.....	35
Figura N° 14. Puntajes promedios, máximos y mínimos del Índice de Hábitat Fluvial en cada estación de trabajo visitada en el estero Puangue durante el año 2006.....	38
Figura N° 15. Clases de calidad fluvial promedio derivadas de la aplicación del Índice de Hábitat Fluvial en el estero Puangue durante el 2006.	38
Figura N° 16. Clases de integridad biótica derivadas de la aplicación del Índice de Integridad Biótica en el estero Puangue durante Junio de 2006.	50
Figura N° 17. Clases de integridad biótica derivadas de la aplicación del Índice de Integridad Biótica en el estero Puangue durante Noviembre de 2006.	51
Figura N° 18. Estado Ecológico determinado para el estero Puangue en cada estación de trabajo.	52

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla N° 1.	Ubicación geográfica y nombre de las estaciones de trabajo.....	20
Tabla N° 2.	Clases de calidad de hábitat fluvial sugeridas para distintos rangos de puntuación del Índice de Hábitat Fluvial.....	23
Tabla N° 3.	Tipos biológicos en relación a la tolerancia ambiental.....	24
Tabla N° 4.	Tipos biológicos tróficos para la Ictiofauna del Estero Puangue.....	25
Tabla N° 5.	Tipos biológicos de preferencia de hábitat dentro de la columna de agua para la Ictiofauna del Estero Puangue.....	25
Tabla N° 6.	Clases de Integridad Biótica comúnmente utilizadas en la valoración de las comunidades ícticas con una descripción general de sus atributos.....	27
Tabla N° 7.	Clases del estado ecológico general, de acuerdo a clases del IHF e IIBP.....	27
Tabla N° 8.	Uso de suelo determinado para cada cuenca de drenaje, expresado en superficie (km ²) y porcentaje de aporte respecto al total de superficie de la cuenca de drenaje, por cada estación.....	29
Tabla N° 9.	Variación de características físicas, hidrológicas y estructurales del hábitat del estero Puangue, por estación de trabajo.....	30
Tabla N° 10.	Abundancia, biomasa y número de individuos colectados por estación de trabajo y período de muestreo.....	33
Tabla N° 11.	Continuación abundancia, biomasa y número de individuos colectados por estación de trabajo, y período de muestreo.....	34
Tabla N° 12.	Estado fisicoquímico del estero Puangue, por estación de muestreo y parámetro considerado en el ANSCA Río Maipo.....	36
Tabla N° 13.	Valores de la campaña otoñal, primaveral y promedio del IHF, y calidad fluvial asociada a cada estación de trabajo.....	37
Tabla N° 14.	Análisis de regresión de los valores del Índice de Hábitat Fluvial (IHF) respecto a la distancia en km desde el origen del estero Puangue.....	37
Tabla N° 15.	Integridad biótica de referencia determinada para el estero Puangue, según antecedentes bibliográficos y colectas de los autores.....	39
Tabla N° 16.	Lista de métricas, valor máximo relativo de acuerdo a la integridad biótica de referencia y respuesta predecida a la degradación ambiental según bibliografía.....	40
Tabla N° 17.	Matriz de correlación no paramétrica (coeficiente de Spearman) de la abundancia de especies ícticas respecto a variables físicas, químicas y el índice de hábitat fluvial.....	41
Tabla N° 18.	Rango de sensibilidad decreciente de especies ícticas respecto a correlaciones estadísticamente significativas con factores ambientales.....	42
Tabla N° 19.	Gremios de origen zoogeográfico, tolerancia, preferencia de zona en columna de agua y dieta para las especies ícticas actualmente presentes en el estero Puangue.....	42

Tabla N° 20. Matriz de correlación no paramétrica (coeficiente de Spearman) de las métricas de composición y riqueza de especies respecto a variables físicas, químicas, uso de suelo y el índice de hábitat fluvial.	43
Tabla N° 21. Matriz de correlación no paramétrica (coeficiente de Spearman) de las métricas de tolerancia respecto a variables físicas, químicas, uso de suelo y el índice de hábitat fluvial.	44
Tabla N° 22. Matriz de correlación no paramétrica (coeficiente de Spearman) de las métricas de preferencia de hábitat respecto a variables físicas, químicas, uso de suelo y el índice de hábitat fluvial.	44
Tabla N° 23. Matriz de correlación no paramétrica (coeficiente de Spearman) de las métricas de estructura trófica respecto a variables físicas, químicas, uso de suelo y el índice de hábitat fluvial.	45
Tabla N° 24. Matriz de correlación no paramétrica (coeficiente de Spearman) de las métricas de abundancia respecto a variables físicas, químicas, uso de suelo y el índice de hábitat fluvial.	45
Tabla N° 25. Matriz de redundancia de métricas finales candidatas al Índice de Integridad Biótica aplicable al estero Puangue (IIBP).	46
Tabla N° 26. Criterios de puntuación de las métricas involucradas en el Índice de Integridad Biótica aplicable al estero Puangue (IIBP).	47
Tabla N° 27. Puntajes de métricas e IIBP por estación de trabajo y período de muestreo.	48
Tabla N° 28. Análisis de regresión de los valores del Índice de Integridad Biótica (IIBP) respecto a la distancia en km desde el origen del estero Puangue.	49
Tabla N° 29. Matriz de correlación no paramétrica (coeficiente de correlación de Spearman) del Índice de Integridad Biótica respecto de factores ambientales.	49
Tabla N° 30. Rangos de puntuación sugeridos para el IIBP.	49
Tabla N° 31. Valores de IIBP durante los muestreos otoñal y primaveral.	51
Tabla N° 32. Matriz resumen de variables biológica, física-estructural y fisicoquímica, para la determinación del Estado Ecológico del estero Puangue.	52

1. INTRODUCCIÓN

El crecimiento exponencial que ha experimentado la población humana en las últimas décadas ha tenido efectos desastrosos sobre la pérdida de biodiversidad. La disminución de diversidad en ambientes acuáticos ha recibido, comparativamente a otros ecosistemas, poca atención, aún cuando la degradación física, química y biológica en estos ambientes es ampliamente reconocida como un problema mayor. Los ecosistemas acuáticos soportan una extraordinaria variedad de especies, muchas de las cuales se están perdiendo, junto con la degradación de sus hábitats, aún antes de ser descritas. (Velásquez & Vega-Cendejas, 2004).

El sistema legislativo de protección hacia los recursos hídricos ha estado orientado tradicionalmente en función de los usos que son propios del ser humano, sin tomar en mayor consideración el estado o condición biológica de los cuerpos de agua. En Europa, en tanto, la Directiva Marco del Agua (CE, 2000) ha cambiado esta consideración, incorporando en su nomenclatura el Estado Ecológico de los cuerpos de agua, añadiendo variables biológicas tales como invertebrados bentónicos, flora (fitoplancton, biofilms, macrófitas) e ictiofauna como indicadores de este Estado Ecológico.

En Chile la norma oficial actualmente en vigencia para el recurso agua (NCh 1.333 Of78) esta definida según el uso dado en el cuerpo o masa de agua. Fija los límites máximos para los diferentes parámetros considerados como requisitos de calidad y su cumplimiento se encuentra regulado tanto por la Dirección General de Aguas (DGA), como por los Servicios de Salud respectivos. La norma de agua para uso potable (NCh 409/1 Of2005) establece los criterios y límites máximos permisibles de presencia o ausencia de determinados elementos y compuestos químicos, físicos y microbiológicos como requisitos de calidad de agua potable para el consumo humano.

De esta manera, aún cuando la contaminación del agua es ante todo un problema biológico, en Chile se ha dependido esencialmente de diversos parámetros fisicoquímicos para evaluar la calidad del agua, que, si bien son de una gran precisión, son testigos de las condiciones instantáneas de las aguas (Toro *et al.*, 2003).

Como respuesta ha surgido la necesidad de realizar un monitoreo de los recursos biológicos con el propósito de detectar cambios significativos en la abundancia del recurso, entender las razones que provocan esos cambios, determinar los efectos del manejo sobre la dinámica de

las poblaciones y comunidades, y sugerir cuestiones clave en las investigaciones aplicadas (Menges y Gordon, 1996).

De esta manera el presente trabajo de titulación realiza una evaluación del Estado Ecológico del Estero Puangue, mediante la aplicación de dos índices, el Índice de Integridad Biótica aplicable al estero Puangue (IIBP) y el Índice de Hábitat Fluvial (IHF), junto con la evaluación de ciertos parámetros fisicoquímicos, integrando 3 unidades del estado ecológico: el componente biológico, el físico-estructural y el fisicoquímico. Para finalizar se plantean las discusiones respecto a la adaptación del IIBP a la cuenca del estero Puangue, y respecto al patrón longitudinal de variación en el estado ecológico; además se entregan propuestas generadas a partir de las conclusiones del estudio.

2. MARCO TEÓRICO

2.1 SISTEMAS ECOLÓGICOS ACUÁTICOS

2.1.1 Los ríos como ecosistemas

Para Tansley en 1935 un ecosistema es: “la conceptualización más fundamental, de acuerdo a lo que a mí me parece, es el *sistema* total (en el sentido de la física), incluyendo no solamente el conjunto de organismos, sino que también el conjunto total de factores físicos que forman lo que podemos llamar el ambiente del bioma –los factores del hábitat en su sentido más amplio”, agregando posteriormente “son los sistemas así conformados los que, desde el punto de vista del ecólogo, forman las unidades básicas de la naturaleza sobre la faz de la tierra” (en Marín *et al.*, 2004). Por otra parte, desde una perspectiva termodinámica un ecosistema se define como un sistema abierto, cuya estructura interna es altamente dependiente del flujo de energía proveniente del entorno (Kay, 2000) y que se “autoorganiza” sobre la base de circuitos de retroalimentación resultantes de las múltiples vías en las cuales la información generada en su interior es reciclada (Marín *et al.*, 2004).

Con esta definición, las aguas dulces de la superficie terrestre son separadas en dos grandes grupos: ecosistemas lénticos, que son aquellos de aguas inmóviles, y ecosistemas lóticos, los de aguas corrientes. Los medios lóticos incluyen manantiales, tributarios de lagos, arroyos, esteros y ríos (Lagler, 1984).

Una cuenca hidrográfica es una unidad geográfica definida por la divisoria de las aguas en un territorio dado, en el cual los procesos ecosistémicos de intercambio de materia y flujo de energía se integran a través de la vinculación de los componentes hidrológicos, ecológicos, ambientales y socioeconómicos (Marín *et al.*, 2004). Cada cuenca hidrográfica es diferente y se caracteriza por la cubierta vegetal, la geología, los suelos, la topografía y el uso del suelo que de ella se hace; además los arroyos y ríos determinan la ruta de drenaje actuando como cubetas receptoras (Smith & Smith, 2000). Los ríos son sistemas lineales cuyas características varían a lo largo de su longitud, con segmentos que convergen y se organizan en un sistema de evacuación cada vez con menos cauces, fluyen en los continentes desde las partes altas hacia las bajas y que finalmente vierte sus aguas a un lago, a otro río, al mar o a una depresión, caracterizándose por la inestabilidad alta del caudal y sus variables dependientes tales como la velocidad, el tamaño y la cantidad de sedimentos, junto con la temperatura de sus aguas y la conductividad (Margalef, 1974; Welcomme, 1980; Vila *et al.*, 1999). Un río, de esta manera, y en una perspectiva funcional, no puede ser considerado únicamente como un cauce longitudinal de desagüe; por el contrario, se producen

interacciones con el medio, con un efecto estabilizador aguas abajo (de tipo químico y biológico), determinando las características físicas de unidades pequeñas desde las unidades de jerarquía más elevada, y abarcando desde el nivel de cuenca hidrográfica hasta el de una simple partícula (Granado, 2002); en definitiva es un ecosistema acuático en interacción continua con el medio.

En un ambiente lótico y desde la perspectiva ecosistémica, se puede establecer una cuádruple dimensión respecto a las vías interactivas: *i)* el río mantiene estrechas *relaciones laterales*, bien sea a través de los terrenos colindantes al cauce o por la importación-exportación de organismos; *ii)* el río deposita materiales en un proceso que relaciona inversamente la velocidad del agua y el peso de dichos materiales, y a la vez levanta materia existente en el fondo del cauce o de acuíferos subterráneos, conformando el *eje vertical*; *iii)* la *heterogeneidad espacial* producto de la deriva y migración de organismos y materiales inertes establecen la tercera componente; y *iv)* a lo largo del tiempo el río experimenta una serie de variaciones (la *temporalidad o duración de la estabilidad*) que modulan las tres primeras componentes (Granado, 2002).

2.1.2 Morfología y hábitat fluvial

Los ríos tienden a tener perfiles longitudinales en forma de línea cóncava abierta hacia arriba, sucediendo una serie de tipos de corriente con fuerte pendiente cerca de la fuente y pendiente mínima cerca de la desembocadura (Welcomme, 1992). Illies y Botosaneanu (1963, en Welcomme, 1992) plantearon dividir el curso del río en dos categorías principales: el ritrón y el potamón. El ritrón es la región que posee temperaturas medias mensuales menores a 20 °C, las concentraciones de oxígeno son siempre elevadas, la corriente es rápida y turbulenta y el lecho se compone de rocas, piedras o grava. El potamón, por el contrario, posee temperaturas medias mensuales superiores a 20 °C, puede tener deficiencias de oxígeno, la corriente es lenta y el lecho del río se compone sobre todo de arena o limo (Welcomme, 1992). De todas maneras, los ecosistemas fluviales suelen alternar, en ambos biotopos, dos macrozonas diferentes pero relacionadas, las aguas rápidas turbulentas y las aguas tranquilas o pozas (Smith & Smith, 2000).

Las características físicas y químicas de todo sistema acuático se deben a la acción recíproca de la tierra y el clima de la cuenca, y a factores tales como la descarga, el régimen de caudal, la anchura del canal o la carga de sedimento (Welcomme, 1980). Estas características físicas y químicas constituye un hábitat acuático, que puede ser definido como las propiedades físicas, químicas y biológicas que proveen un ambiente para la biota de un arroyo (Maddock, 1999). Está afecto por las propiedades internas del cauce y por la topografía circundante, y es el principal determinante del potencial de la comunidad acuática (Aadland, 1993 en Maddock, 1999). Hay suficiente evidencia

para sugerir que tanto la calidad y la cantidad de hábitats disponibles afectan la estructura y composición de las comunidades biológicas residentes (Maddock, 1999), de hecho, numerosos estudios a escala regional (Hamilton & Bergersen, 1984; Lafferty, 1987 y Bartholow, 1989 en An *et al.*, 2002) demostraron que en ausencia de contaminantes químicos, la biodiversidad de peces y macroinvertebrados disminuía debido al dragado, alteraciones del flujo y canalización, de ahí la importancia del hábitat físico (Maddock, 1999). En definitiva, a mayor heterogeneidad y diversidad de estructuras físicas del hábitat le corresponde una mayor diversidad de las comunidades biológicas que lo ocupan (Smith & Smith, 2000).

Finalmente, es primordial reconocer que el término hábitat implica una significancia biológica, y no es simplemente una propiedad física identificable. La importancia del hábitat físico en la determinación de la condición de un ecosistema acuático está implícita en su definición, debido a que sin un “espacio vivo” adecuado ciertas especies no existirían en un lugar dado, además el hábitat físico es un elemento particularmente útil para la evaluación de la condición ecosistémica puesto que provee el nexo natural entre el ambiente físico y sus habitantes (Maddock, 1999).

2.2 BIOMONITOREO DE ECOSISTEMAS ACUÁTICOS

Históricamente la presunción de que la mejora en la calidad fisicoquímica del agua implica un objetivo biológico es la prerrogativa más común a lo largo del planeta (NCh 1.333/78; OEPA, 1987; DS 90/00; An *et al.*, 2002; ANSCA Río Maipo¹, 2006). Judy *et al.* (1984 en An *et al.*, 2002) señalaban que los monitoreos fisicoquímicos no podrían detectar la condición de salud integral de ambientes acuáticos debidos a la degradación del hábitat físico y modificaciones del flujo, aunque pudiesen dar la impresión de tener validez empírica y suficientes argumentos legales.

Sólo en las últimas décadas se ha comenzado a tomar en cuenta las variables biológicas para el monitoreo de los recursos acuáticos; además, el creciente interés por proteger y conocer los ecosistemas fluviales y estudiar sus cambios en el tiempo ha estimulado el desarrollo de criterios biológicos que permitan estimar el efecto de las intervenciones humanas en ellos (Norris & Hawkins, 2000 en Gutiérrez, 2005). Así, los criterios biológicos son una manera de describir la calidad que debiese estar presente para soportar una condición deseada en un cuerpo de agua, y constituyen además un estándar sobre el cual se compara los resultados del monitoreo (EPA, 2002a).

¹ Anteproyecto de norma secundaria de calidad ambiental para la protección de las aguas continentales superficiales de la cuenca del río Maipo. Disponible en www.conama.cl

En un sistema poluído o alterado se producen transformaciones del medio que lo tornan inapropiado para el desarrollo normal de las poblaciones acuáticas modificando la composición faunística y florística del medio (Branco, 1972 en Bistoni *et al.*, 1999). Las comunidades biológicas por sí mismas son indicadores precisos de las condiciones reales, puesto que habitan el cuerpo de agua permanentemente y están sujetas a la variedad de influencias físicas y químicas que ocurren en el tiempo (OEPA, 1987). Así, la presencia, condición y abundancia de distintas taxa tanto de peces, insectos, algas y/o plantas pueden proveer información acerca del estado de un cuerpo de agua (EPA, 2002b), puesto que la contaminación es un proceso altamente selectivo, resulta finalmente en una simplificación de las comunidades, generando menor riqueza y un aumento del número de individuos en las poblaciones que han tenido más capacidad de “adaptarse o sobrevivir” a las nuevas condiciones (Bistoni *et al.*, 1999). Además, aquellas especies que disminuyen notablemente su abundancia en ambientes alterados se consideran como especies sensibles (Branco 1984, en Bistoni *et al.*, 1999).

Estos organismos son los llamados indicadores biológicos o bioindicadores, y el uso de éstos es el medio posible para convertir los parámetros físicos y químicos del ambiente en términos cuantitativos biológicamente significativos (Salanki, 1985 en Gutiérrez, 2005). Los bioindicadores integran, en sí mismos, los efectos de varios estresores; pueden reflejar las condiciones actuales, así como cambios en el tiempo y efectos acumulativos, denotando alteraciones que de otra manera pasarían desapercibidos o subestimados (EPA, 2002b), y junto con el conocimiento de las condiciones mínimas que cada uno de ellos puede soportar y la comparación con las comunidades existentes en estado natural o sin perturbar, nos aportan información sobre la calidad del sistema o el grado de afección que soporta el ecosistema (Munné y Prat, 2004)

El estudio de estos organismos indicadores es una manera de evaluar el estado de un cuerpo de agua y se denomina monitoreo biológico, o biomonitoreo. En general consiste en coleccionar, analizar y procesar la información derivada de una porción representativa de la comunidad acuática residente para determinar sus características estructurales y/o funcionales (EPA, 2002a).

Igualmente, hay ciertos atributos específicos de las comunidades biológicas que los hacen particularmente adecuados para definir impactos ambientales (OEPA, 1987):

Algunos grupos de organismos, particularmente peces y muchos macroinvertebrados, habitan continuamente las aguas receptoras y son el reflejo del historial biológico, físico y químico de las mismas, integrando la dinámica espacial y temporal de las interacciones del régimen de flujo, carga

contaminante, toxicidad, hábitat y calidad química que no está medida apropiadamente por los parámetros fisicoquímicos o bioensayos por si solos,

Las comunidades biológicas residentes son entes integradores que representan los resultados de los esfuerzos en el manejo de recursos acuáticos directamente, por ejemplo una disminución o mejora en el “estado” de la comunidad (medido en la estructura y función del ensamble, abundancia de ciertas especies, etc.) es un buen indicador del cumplimiento de los objetivos en planes de manejo, objetivos de calidad o bien, si se está cumpliendo el objetivo de proteger a las comunidades acuáticas.

Las técnicas de biomonitoreo han progresado a tal punto que el nivel y el tipo de alteración puede ser determinado y presentado como una evaluación numérica que tiene un significado comprensible para no especialistas en el tema.

2.2.1 Protocolos Rápidos de Biomonitoreo

Los protocolos rápidos de biomonitoreo (PRB) son técnicas de investigación biológica, costo-efectivas y que abogan por un análisis integrado y expedito, comparando el hábitat (estructura física, régimen de flujo), la calidad del agua y diversos elementos biológicos respecto a condiciones de referencia determinadas empíricamente (vía sitios de referencia reales, datos históricos y/o modelación o extrapolación) (Barbour *et al.*, 1999). En general comprometen al menos 4 elementos biológicos y variados elementos físicos: macroinvertebrados bentónicos, macrófitas, peces, perifiton y algas, bosque de ribera, régimen hidrológico, continuidad del río, condiciones morfológicas, entre otros (Barbour *et al.*, 1999; Prat *et al.*, 2000; Jáimez-Cuellar *et al.*, 2002; Pardo *et al.*, 2002; Segnini, 2003; Agència Catalana de l'Aigua, 2003a, 2006a, 2006b; FAME Consortium, 2004; Ferreira *et al.*, 2005; entre otros).

Respecto a los elementos biológicos, los macroinvertebrados bentónicos y diatomeas han sido frecuentemente citados como los organismos ideales para programas de biomonitoreo debido a su trasfondo teórico, en general (Barbour *et al.*, 1999; Agència Catalana de l'Aigua, 2003b; Segnini, 2003), y en particular en Chile (Figueroa *et al.*, 2003; Contreras *et al.*, 2004). Sin embargo, el uso de diatomeas y macroinvertebrados adolece de ciertas deficiencias, por ejemplo requieren de expertos taxónomos o especializados, el muestreo, identificación y tratamiento de muestras son dificultosos y consumen tiempo, los resultados son complejos y muchas veces no entregan resultados entendibles para el público común (Karr, 1981). Normalmente sólo es posible reconocer los taxa a nivel de familia o bien orden, además dentro de una misma familia es posible encontrar

taxa tolerantes e intolerantes requiriendo la identificación a nivel genérico o incluso específico, complicando aún más su aplicabilidad (Contreras *et al.*, 2004).

Los peces, por el contrario, tienen numerosas ventajas como organismos indicadores para programas de biomonitoreo. Dentro de estas ventajas tenemos (Karr, 1981; Karr *et al.*, 1986; Barbour *et al.*, 1999):

Los peces son relativamente fáciles de capturar e identificar hasta el nivel de especie, y se requiere en general poco entrenamiento. De hecho los peces pueden ser analizados en terreno, devolviéndolos luego a su hábitat original.

Los peces son buenos indicadores de efectos a largo plazo y amplias condiciones del hábitat ya que viven en general varios años y son móviles.

La comunidad de peces generalmente incluye un rango de especies que representa una variedad de niveles tróficos (omnívoros, insectívoros, bentófagos) e incluye alimentación tanto de origen terrestre como acuático. Su posición superior dentro de las tramas tróficas respecto a diatomeas e invertebrados aporta una visión amplia del ambiente acuático, ya que tienden a integrar niveles tróficos inferiores.

Los peces pueden evaluar toxicidad aguda (taxa que no están presentes) y diversos estresores (crecimiento disminuido, éxito reproductivo, lesiones), indicando los efectos acumulativos de múltiples tipos de perturbaciones antropogénicas.

Los peces generalmente están presentes en todos los cuerpos acuáticos, incluso en los pequeños arroyos, excepto en los cuerpos de agua severamente contaminados; son los organismos mejor conocidos de estos hábitats (tanto por el público general, como por los científicos); y son de gran interés para estudiar el tema de la pérdida de diversidad biológica.

Respecto a las variables físicas, la evaluación de la calidad del hábitat es crítica en cualquier monitoreo del estado de un cuerpo de agua, y debiese ser efectuada en conjunto a cualquier muestreo biológico (Barbour *et al.*, 1999) ya que en general, la diversidad de hábitats y la diversidad biológica en los sistemas acuáticos están estrechamente relacionadas (Raven *et al.*, 1998 en Barbour *et al.*, 1999). En un sentido amplio y como ya se ha mencionado, el hábitat incorpora todos los aspectos de los constituyentes físicos y químicos, además de las interacciones bióticas. En un sentido restringido (y por ende, medible), el hábitat se refiere a la calidad del hábitat acuático y/o

ripariano que influencia la estructura y la función de la comunidad de organismos acuáticos en un cuerpo de agua (Barbour *et al.*, 1999).

Así, la selección adecuada de uno o varios protocolos de muestreo biológico potenciarán ciertas ventajas y asumirá ciertas desventajas (en función de la selección de las variables que se medirán), en tanto que la valoración de la calidad física que da sustento a las comunidades bióticas no puede faltar; siempre con el objetivo de plantear una comparación con un estándar o referencia, tanto en las variables biológicas, como en las físicas.

2.2.2 Índice de Hábitat Fluvial (IHF)

Los procedimientos de evaluación de hábitat (Terrell *et al.*, 1982 en An *et al.*, 2002) y la metodología incremental para la determinación de caudales mínimos aconsejables (o IFIM, Espinoza *et al.*, 1999; Valdovinos, 2000) demostraron que las poblaciones de peces pueden estar limitadas de acuerdo a la disponibilidad de un hábitat adecuado (An *et al.*, 2002). Puesto que el hábitat suministra espacio físico, proporciona fuente de alimento para las especies y junto a la evolución forja las estrategias de vida que adapta las mismas al ambiente, el IHF valora aquellos aspectos físicos del cauce relacionados con la heterogeneidad de hábitats y que dependen en gran medida de la hidrología y del sustrato existente (Pardo *et al.*, 2002), entre ellos, la frecuencia de rápidos, la existencia de distintos regímenes de velocidad y profundidad, el grado de inclusión en rápidos y sedimentación en pozas, la diversidad y representación de sustratos, el porcentaje de sombra en el cauce y diversos elementos de heterogeneidad.

La inclusión contabiliza el grado en que las partículas del sustrato están fijadas (hundidas) en el lecho del río, se mide aguas arriba y en la parte central de rápidos y zonas de piedras. En las zonas en que sólo hay pozas, contabiliza la sedimentación como la deposición de material fino (Pardo *et al.*, 2002).

La frecuencia de rápidos estima la aparición de rápidos (velocidad superficial > 30 cm/s) respecto de las zonas más tranquilas (velocidad superficial < 30 cm/s), midiendo la distancia entre rápidos (en metros) y dividiéndola por la anchura promedio del tramo estudiado (en metros) (Pardo *et al.*, 2002).

La composición del sustrato reconoce de forma visual y en forma aproximada la composición media del sustrato en el tramo estudiado, siguiendo las categorías de sustrato de RIVPACS (River InVertebrate Prediction And Classification System) (Wright *et al.*, 1984). La puntuación deriva

de la presencia de cada tipo de sustrato, agrupados en 4 categorías: bloques y piedras; cantos, rodados y gravas; arena; y limo y arcilla (Pardo *et al.*, 2002).

Los regímenes de velocidad / profundidad evalúa la presencia de 4 combinaciones de velocidad/profundidad: i) lento-somero, ii) lento-profundo, iii) rápido-somero y iv) rápido-profundo. En general se utiliza un criterio de profundidad de 0,5 m para discriminar entre somero y profundo, y una velocidad de 0,3 m/s para discriminar entre rápido y lento (Pardo *et al.*, 2002).

El porcentaje de sombra en el cauce estima de manera visual el porcentaje de sombra proyectada por la cobertura vegetal adyacente, no discriminando entre vegetación autóctona o introducida (Pardo *et al.*, 2002).

El ítem elementos de heterogeneidad contabiliza la presencia de elementos alóctonos tales como hojas, ramas, troncos o raíces dentro del lecho del río (Pardo *et al.*, 2002).

Finalmente, el ítem de vegetación acuática mide la densidad de la vegetación que cubre el lecho del río de acuerdo a tres ítems: Plocon + Briófitos (plantas enraizadas, carófitos (géneros *Vaucheria*, *Enteromorpha*), musgos y hepáticas); Pecton (talos planos, laminares o esféricos); Fanerógamas y charales (especies de los géneros *Potamogeton* y *Lemna* entre otros) (Pardo *et al.*, 2002).

2.2.3 Índice de Integridad Biótica (IIB)

Karr y Dudley (1981) refinaron el concepto de integridad biótica, uno de los objetivos que buscaba el Acta del Agua Limpia² en EEUU. Ellos planteaban que la integridad biótica sería la capacidad para soportar y mantener una comunidad biológica balanceada, integrada y adaptativa, que posea el rango completo de elementos (genes, especies, ensambles) y procesos (mutación, demografía, interacciones bióticas, procesos de metapoblaciones y dinámica de nutrientes y energía) esperados y comparables al de un hábitat no perturbado de la región. La integridad biológica implica entonces una condición, calidad o estado de bienestar completo e indiviso; involucra una correspondencia con una condición original o prístina (Karr, 1996).

Bajo este concepto Karr (1981) propuso por primera vez una metodología para evaluar la integridad biótica utilizando comunidades de peces. A partir de su formulación original ha sido ampliamente utilizado tanto en macroinvertebrados (Segnini, 2003), diatomeas y perifiton (Griffith *et al.*, 2005),

² El Clean Water Act planteaba como uno de sus objetivos primordiales el “restaurar y mantener la integridad química, física y biológica de las aguas de EEUU”

macrófitas (Ferreira *et al.*, 2005; Miller *et al.*, 2006) y aves (Glennon & Porter, 2005). La utilización en ictiofauna ha sido aún más extensa y se documenta en EEUU y Canadá (Karr, 1981; Karr *et al.*, 1986; Angermeier & Karr, 1986; Kovacs *et al.*, 2002; Hughes *et al.*, 2004; Price & Birge, 2005; Walton *et al.*, 2006), Europa (Fame Consortium, 2004; Agència Catalana de l'Aigua, 2003a), Corea (An *et al.*, 2002), Sud América (Araújo, 1998; Rodríguez-Olarte, 2006), e incluso en Chile (Gutiérrez, 2005).

El IIB está diseñado a partir de tres atributos básicos de las comunidades de peces: riqueza y composición de especies, estructura trófica y abundancia y condición de los peces, organizados en dos grupos de atributos o métricas: riqueza y composición de especies y factores ecológicos (Karr, 1981).

2.2.3.1 Riqueza y composición de especies

La elección de la riqueza de especies y el número total de individuos como primer criterio es obvia, debido a consideraciones biogeográficas y estacionales de los cuerpos acuáticos. Además, las medidas de diversidad normalmente ignoran la composición de las comunidades muestreadas (Karr, 1981) y la identidad de las especies es irrelevante para los índices de diversidad comúnmente utilizados respondiendo al aumento de especies indistintamente de si se tratase de una especie indígena o foránea.

Cada especie tiene ciertas características de tolerancia a la calidad del agua, el hábitat u otras condiciones. De forma inherente, la presencia de especies intolerantes es un criterio importante. En cada ecoregión existen especies fácilmente identificables que son las primeras en desaparecer con un aumento en las alteraciones causadas por el ser humano. La disminución puede deberse a la mala calidad del agua, a la degradación del hábitat o a la combinación de estos dos factores (Karr *et al.*, 1986).

Otro parámetro que debiese ser incorporado es la abundancia de especies tolerantes a los ambientes degradados; éstas son las que permanecen después de que la mayoría de especies desaparece por efecto de ambientes degradados (Karr, 1981).

2.2.3.2 Factores ecológicos

Estructura trófica

Un indicador favorable de la calidad del agua de un sistema puede ser obtenido examinando la estructura trófica de la comunidad que alberga. Las alteraciones de la calidad del agua, u otra condición del hábitat, incluyendo el uso del suelo en las cuencas, comúnmente resultan en la disminución o alteración de muchos recursos alimenticios para los peces (Karr *et al.*, 1986). Los cambios resultantes en las comunidades de peces pueden ser medidas mediante una serie de indicadores tróficos; se ha encontrado (Karr, 1981) que un sitio declina en calidad a medida que aumenta la proporción de omnívoros. La dominancia de estas especies crece presumiblemente como resultado de la degradación de la base alimentaria, principalmente invertebrados.

Abundancia y condición

Las elevadas capturas por unidad de esfuerzo (CPUE) están frecuentemente asociadas a ecosistemas ricos y de buena calidad del agua, mientras que las CPUE bajas son más comunes en sistemas severamente degradados o sometidos a una pesquería intensiva. La reducción del número esperado de individuos para un determinado esfuerzo de muestreo podría indicar alguna forma de estrés que estaría afectando los requerimientos de sobrevivencia de una comunidad de peces (Paller *et al.*, 1996).

2.2.4 Estado Ecológico

El concepto de estado ecológico es introducido por el texto normativo de la Directiva Marco del Agua (DMA) en Europa, y se convierte en un elemento clave en la evaluación de la calidad de los sistemas acuáticos y de su gestión. El estado ecológico es una expresión de la estructura y funcionamiento de los ecosistemas, y, por lo tanto, su medida integra una visión del estado de salud del sistema acuático; la Directiva Marco del Agua lo define como “una expresión de la calidad de la estructura y el funcionamiento de los ecosistemas acuáticos asociados a las aguas superficiales” (CE, 2000).

En general, el mejor conocimiento que se tiene de los sistemas fluviales debe permitir diagnosticar, de manera integral, el grado de alteración que sufren estos ecosistemas, y proponer los modelos de gestión y protección más adecuados. Este es el principio fundamental en que se basa la Directiva Marco del Agua cuando propone una política marco en la gestión de los recursos hídricos: compatibilizar el uso que se hace del agua y de su espacio asociado (partes fundamentales de los

ecosistemas acuáticos) con el buen estado de salud de estos sistemas, que permita una buena estructura y funcionamiento de los ecosistemas de manera sostenible a lo largo del tiempo. Los protocolos necesarios para la diagnosis del estado de salud se deben basar en la combinación de indicadores biológicos, hidromorfológicos y fisicoquímicos que sean capaces de aportar la información necesaria y, al mismo tiempo, se ajusten al contexto estructural y funcional de estos ecosistemas (Munné & Prat, 2004).

Determinar el estado ecológico, en nuestro caso de un río, significa analizar el estado de salud a un nivel global del ecosistema fluvial, teniendo en cuenta más factores que los parámetros químicos del agua que han sido los usados hasta este momento. En condiciones ideales, dónde el tiempo y el dinero jugasen a favor del conocimiento, para tener una evaluación exacta del estado ecológico se tendría que analizar desde las bacterias y protozoos, pasando por las algas, macrófitas, macroinvertebrados, peces e inclusive aves acuáticas, es decir todos los organismos que viven en el ecosistema acuático, sin olvidar las condiciones hidrológicas, y la morfología y estructura del río. Actualmente poseemos herramientas para evaluar de un modo integrador la calidad ecológica de un río, que aunque no tienen en cuenta todos los elementos presentes, sintetizan y nos permiten hacer una radiografía del estado de salud de nuestros ríos (Puntí & Prat, 2002).

El estado ecológico entonces, se refiere a 3 unidades de un ecosistema acuático: *i*) el componente físico que describe el elemento estructural y puede ser medido a través de la hidrología, el sustrato, el bosque de ribera, el hábitat fluvial u otros; *ii*) el componente químico que se establece en base a ciertos parámetros fisicoquímicos comúnmente normados; y *iii*) el componente biológico que se refiere a la medición de ictiofauna, macrófitas, macroinvertebrados, perifiton, diatomeas u otros. El estado ecológico³ queda establecido como la menor categoría evaluada de los tres componentes (CE, 2000). Algunas de las herramientas utilizadas incluyen índices de fácil aplicación y bajo costo, entre ellos el IIB y el IHF.

La pérdida del estado ecológico natural se produce por diversas acciones que se pueden dar conjuntamente y que de forma resumida se pueden agrupar en: 1. - *Destrucción del habitat*, o sea la desaparición física del sistema, por la canalización de los ríos y destrucción del bosque de ribera. Asimismo el incremento de la explotación de aguas subterráneas provoca la desaparición de muchas fuentes y ello afecta los ríos y humedales, especialmente en las zonas mediterráneas. 2. - *Cambios en el funcionamiento de los ecosistemas por contaminación*. Los aportes de aguas

contaminadas cambian la calidad de las aguas alterando su estado ecológico, desde un aumento de la temperatura pasando por la acidificación, siguiendo con el aporte de sólidos en suspensión y de los materiales orgánicos. Estos últimos al consumir el oxígeno del agua provocan la muerte por asfixia de la mayoría de organismos. 3) - *Eutrofización*, o sea el aumento excesivo de algas por los aportes de nutrientes (que actúan como abonos, especialmente el nitrógeno y el fósforo) procedentes de campos, industrias o residuos domésticos o ganaderos. 4. - *Cambios de uso del territorio en la cuenca* con aporte de sedimentos y contaminación difusa. 5. - *Trasvases o derivaciones de agua* (Prat, 2000).

2.3 ICTIOFAUNA DE CHILE

La particular geomorfología de Chile, con barreras conformadas por la Cordillera de Los Andes, el Océano Pacífico y el Desierto de Atacama, ha generado una composición ictiofaunística continental única (Habit *et al.* 2006a), caracterizada por ser poco diversa, presentar pequeños tamaños corporales y alto endemismo a nivel genérico y familiar, retener caracteres primitivos y estar adaptada a ríos de alta pendiente y caudal fluctuante (Arratia, 1981; Campos *et al.*, 1993; Vila *et al.*, 1999; Dyer, 2000). Así, la fauna íctica de Chile se compone de un total de 11 familias, 17 géneros y alrededor de 44 especies nativas de peces estrictamente límnicos y diadrómicos, siendo 36 de ellas (81,2%) especies endémicas (Habit *et al.*, 2006a). Al total de especies nativas habría que agregar unas 26 especies introducidas al país (37,1%) desde fines del siglo diecinueve, con distintos fines, entre los que se cuentan: salud pública, de tipo ornamental, deportivo-alimenticio, repoblamiento de las aguas, control de especies no deseadas, cultivo, etc. (Campos, 1970; Vila *et al.*, 1999; Ruiz y Marchant, 2004).

³ La DMA establece 5 categorías de calidad, a saber: Muy bueno, Bueno, Moderado, Deficiente y Malo, todas ellas aplicadas a cada componente del estado ecológico, conformando por yuxtaposición de ellas el estado ecológico final.

3. ANTEDECENTES DEL ÁREA DE ESTUDIO

3.1 ESTERO PUANGUE

El estero Puangue (Figura N° 1), se origina en la unión del estero Providencia con el estero Los Arrayanes en los altos de Colliguay, y en dirección Norte-Sur desemboca al río Maipo, teniendo como afluentes los esteros Carén, Cuyuncaví, Améstica y La Higuera dentro de los más importantes. La cuenca hidrográfica del estero Puangue se ubica entre los paralelos 33° 08' y 33° 74' latitud sur, y entre los meridianos 70° 91' y 71° 43' longitud oeste; administrativamente pertenece a las comunas de Quilpue (V región), Curacaví, María Pinto y Melipilla (región Metropolitana). De alimentación fundamentalmente pluvial (ocasionalmente los altos de Colliguay contribuyen con agua procedente de deshielos primaverales), aporta al río Maipo 5,85 m³/s en promedio mensualmente, con los mínimos en Diciembre, Enero y Febrero (1,72; 0,01 y 1,41 m³/s respectivamente), en tanto que los aportes máximos de caudales se reparten entre los meses de Abril, Mayo y Julio (9,86; 11,83 y 11,09 m³/s respectivamente) (DGA, 2003).

3.2 CLIMA, VEGETACIÓN Y SUELOS

El estero Puangue posee un clima templado mediterráneo con estación seca prolongada, presentando un invierno bien marcado, el régimen hídrico es pluvial, y la precipitación media anual varía entre los 350 mm en la zona de Melipilla hasta los 600 mm en la cabecera del Puangue (CADE-IDEPE, 2004; DGA, 2002). La vegetación está constituida principalmente por el bosque esclerófilo costero; siendo abundantes los enclaves de comunidades de matorral con suculentas en sectores de exposición norte (GORE- RM, 2000). Los suelos son de material granítico, estratificados, en general bien drenados, de fertilidad natural baja o moderada y una subutilización agrícola marcada por la falta de agua (CADE-IDEPE, 2004).

3.3 ACTIVIDAD ANTROPOGÉNICA

El estero Puangue presenta actividad de extracción de áridos (SEIA, 2006), actividad industrial láctea (Lácteos Pahuilmo, en la misma localidad), descargas de aguas servidas en las localidades de Curacaví (sin planta de tratamiento, 24.298 habitantes; INE, 2002), Mallarauco, Pahuilmo y María Pinto, extracción de arcillas en Pomaire y problemas por contaminación difusa de aguas servidas (CADE-IDEPE, 2004;). Se extrae agua en 16 canales de regadío registrados por la DGA (2003) (2 en la zona de Colliguay, 8 en la zona entre Colliguay y Curacaví, y 6 desde Lolenco hasta la desembocadura). En la zona del puente San Lorenzo (UTM 307900 E y 6291800 N 19H) recibe un aporte de caudal externo procedente del río Mapocho a través del canal de Las Mercedes.

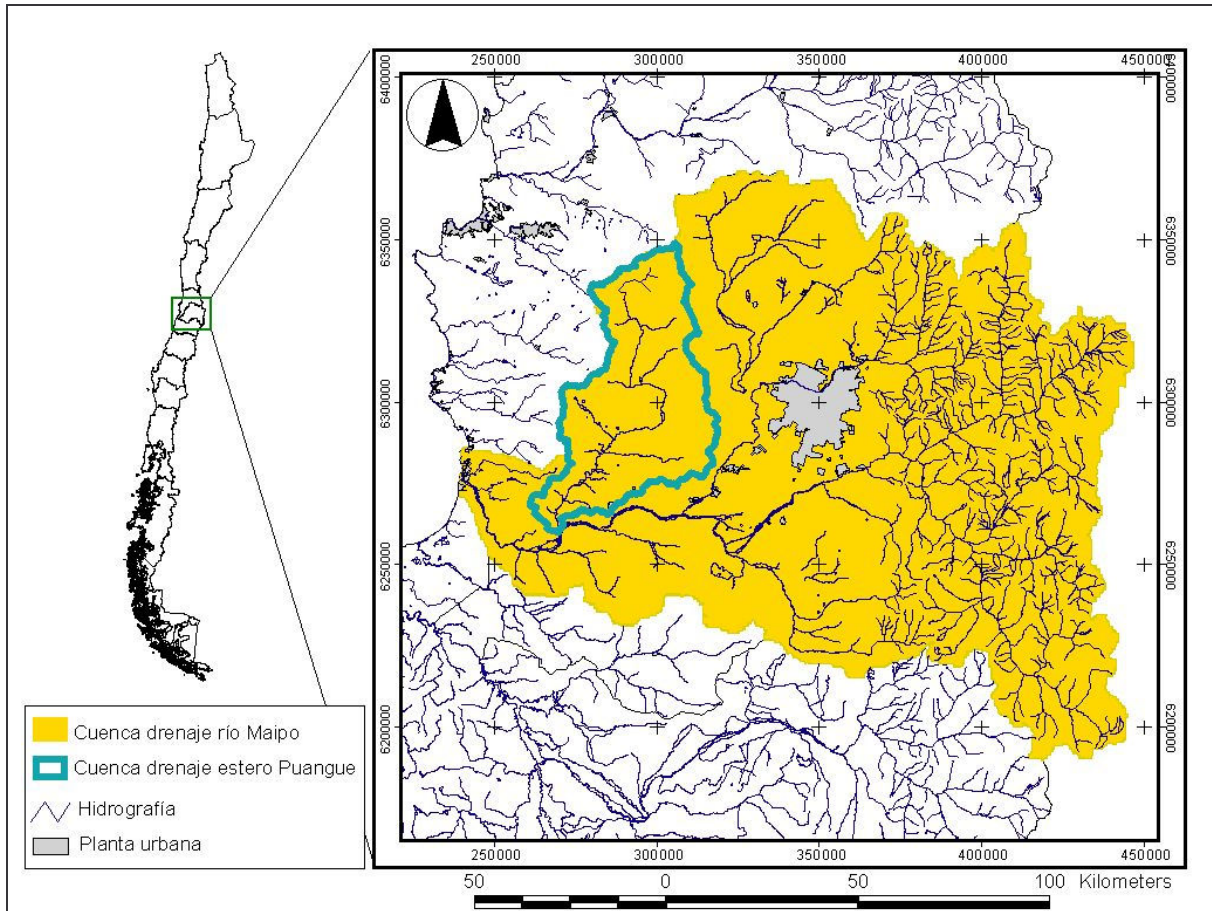


Figura N° 1. Ubicación geográfica (en coordenadas UTM) del área de estudio. Se indica la planta urbana en color plomo (Santiago al centro, la conurbación Valparaíso-Viña del Mar-Quilpué-Villa Alemana en la zona superior izquierda).

3.4 ICTIOFAUNA

Para el estero Puangue se han descrito, colectado o asignado rangos de distribución a 14 especies de peces, de las cuales 8 son nativas: *Basilichthys* del grupo *microlepidotus*, *Cheirodon pisciculus*, *Percilia gillisi*, *Percichthys trucha*, *Percichthys melanops*, *Trichomycterus areolatus*, *Nematogenys inermis*, *Diplomystes chilensis*; y 6 son introducidas: *Oncorhynchus mykiss*, *Salmo trutta*, *Cyprinus carpio*, *Carassius carassius*, *Gambusia holbrooki* y *Cnesterodon decemmaculatus* (Buen, 1959; Duarte *et al.*, 1971; Dazarola, 1972; Brown, 1975; Arratia, 1981; Campos *et al.*, 1998; Dyer, 2000; Vila *et al.*, 2004). Dos de los tres siluriformes nativos (*N. inermis* y *D. chilensis*), si bien han sido colectados dentro de la cuenca del Maipo y el estero Puangue está dentro de los límites de distribución según Arratia (1981), no hay capturas ni registros fidedignos para el área de estudio.

4. PLANTEAMIENTO DEL PROBLEMA

La legislación chilena tanto vigente como en etapa de anteproyecto (NCh 1.333/78; DS 90/00; ANSCA Río Maipo, 2006), busca prevenir el deterioro ambiental, recuperar, proteger y conservar la biodiversidad acuática y la calidad básica de las aguas continentales superficiales, entre otros objetivos primordiales, a través de una serie de indicaciones que incorporan límites en parámetros físicos, químicos y microbiológicos en los cuerpos de agua, estableciendo diversas clases de calidad, usos permitidos o límites en la emisión de contaminantes. Sin embargo, al menos desde 25 años atrás (Karr, 1981; Judy *et al.*, 1984 en An *et al.*, 2002) se plantea que las mediciones físicas y químicas no detectan la condición de salud integral de ambientes acuáticos, pues dichas variables son testigos de las condiciones instantáneas de un cuerpo de agua (Toro *et al.*, 2003). Estas consideraciones, si bien se han comenzado a tomar en cuenta en la legislación nacional, han pasado a un segundo plano, rescatando sólo una indicación en los anteproyectos de normas secundarias para la protección de diversas cuencas piloto (artículo N° 6 en ANSCA Río Maipo, 2006 y ANSCA Río Aconcagua, 2006; entre otras), al contrario de lo que ocurre con la legislación estadounidense (EPA, 2006) o la comunidad europea (CE, 2000), que centran su actuar en la integridad física, química y biológica, y en el estado ecológico de los ecosistemas acuáticos, respectivamente.

Desde la perspectiva de la integridad biótica los peces son un componente relevante de los ecosistemas acuáticos y como tales, su importancia radica en las interacciones que establecen con el resto de los integrantes del sistema y su hábitat, constituyendo un recurso natural renovable de gran importancia, tanto ecosistémica como social (Habit, 2001; Habit *et al.*, 2002). Representan el eslabón trófico superior de las cadenas alimentarias de la mayoría de los sistemas fluviales, y están sujetas a las variaciones que registran los niveles tróficos inferiores (principalmente zoobentos y fitobentos), y son igualmente determinantes en regular las poblaciones de dichos niveles (Bechara, 1993 en Habit *et al.*, 2002). De esta forma la fauna íctica de ambientes lóticos es el reflejo de toda la comunidad acuática, ya que su riqueza y composición específica, así como su diversidad, son indicadores de una alta o baja calidad ambiental del ecosistema fluvial; además su gestión debe estar basada en un contexto ambiental de preservación de todas las especies del ecosistema, así como la propensión a la conservación de sus hábitats (Habit *et al.*, 2002).

El estero Puangue, como ecosistema acuático y como área de estudio, desemboca en el Río Maipo, aguas abajo de Melipilla. Recibe descargas de aguas servidas sin tratar de Curacaví y la descarga del Canal Las Mercedes con aguas servidas de Santiago, además de recibir en toda su

extensión contaminación difusa de tipo agrícola y urbana. Es utilizado igualmente en la agroindustria, extracción de áridos y agua, y además tiene un importante uso recreativo en el verano, cuando tiene los caudales menores y la mayor concentración de contaminantes (los coliformes fecales superan las normas para uso recreacional; CADE-IDEPE, 2004), afectando los balnearios aguas abajo de Curacaví.

En dicho estero y en el país no se ha efectuado un monitoreo del estado o condición de los ecosistemas acuáticos tomando en cuenta en particular los conceptos de integridad biótica aplicada a ictiofauna y de hábitat fluvial. Por consiguiente cobra relevancia conocer y evaluar el Estado Ecológico del estero Puangue complementando las mediciones físicas y químicas con los índices de hábitat fluvial (IHF) y de integridad biótica (IIB), incorporando el plano biótico y físico-estructural de un ecosistema acuático. En este sentido resulta de especial interés además, el adaptar y evaluar la viabilidad de utilizar el Índice de Integridad Biótica considerando la escasa información disponible para el país.

5. OBJETIVOS

5.1 OBJETIVO GENERAL

Evaluar el Estado Ecológico del estero Puangue mediante la integración de las variables biológica, físico-estructural y fisicoquímica.

5.2 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- a. Establecer el Índice de Integridad Biótica para ser aplicable al estero Puangue.
- b. Determinar el estado del componente biológico mediante el Índice de Integridad Biótica en el estero Puangue.
- c. Determinar el estado del componente físico-estructural mediante el Índice de Hábitat Fluvial en el estero Puangue.
- d. Determinar el estado del componente fisicoquímico en el estero Puangue.

6. METODOLOGÍA

6.1 ÁREA DE ESTUDIO

6.1.1 Morfometría

La cuenca hidrográfica del estero Puangue, unidad básica de estudio, se determinó mediante análisis y tratamiento de un modelo digital de elevación (MDE – procedente de USGS, 2004), con una resolución espacial de 90 metros en el software SIG Idrisi Kilimanjaro (Clark Labs, 2004). A partir del polígono cuenca hidrográfica se determinó el perímetro, el área total y la longitud del cauce.

6.1.2 Selección de estaciones de trabajo

Se escogieron 9 estaciones de trabajo a lo largo del estero (Figura N° 2): 3 en el sector Puangue alto (según las unidades hidrogeológicas *sensu* DGA, 2002), 5 en el sector Puangue medio, y 1 en el sector Puangue bajo; de manera de representar diversos entornos, usos de suelo, perfiles hidrogeológicos y diversos grados de antropización.

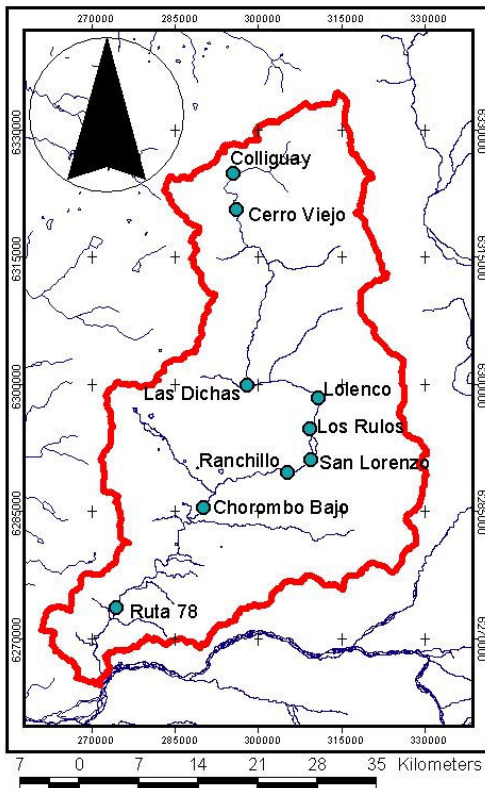


Figura N° 2. Estaciones de muestreo seleccionadas en la cuenca hidrográfica del estero Puangue.

Tabla N° 1. Ubicación geográfica y nombre de las estaciones de trabajo.

Estación de trabajo	Ubicación (UTM Huso 19)
1. Colliguay	297928 E 6327350 N
2. Cerro Viejo	297801 E 6323052 N
3. Las Dichas	299661 E 6300939 N
4. Lolenco	308536 E 6299088 N
5. Los Rulos	307496 E 6295315 N
6. San Lorenzo	308356 E 6293071 N
7. Ranchillo	304718 E 6289891 N
8. Chorombo bajo	294333 E 6285379 N
9. Ruta 78	283339 E 6272925 N

Se visitó las 9 estaciones en 2 ocasiones: a finales de Otoño (7, 8 y 9 de Junio) y a mediados de Primavera (11 y 12 de Noviembre), procediendo con la toma de parámetros físicos, los muestreos biológico y químico, y la aplicación del índice de hábitat fluvial.

6.1.3 Cuencas de drenaje y uso de suelo

El uso de suelo general se determinó utilizando la información procedente del sistema nacional de información ambiental dependiente de CONAMA⁴. Considerando la dispar clasificación de la información correspondiente a las regiones V y Metropolitana, se agrupó todas las categorías de matorral (abierto, denso, arborescente, suculentas) y todas las categorías de bosque nativo y renoval (bosque, renoval abierto y semidenso), de manera de homogeneizar la información de ambas regiones; las categorías de uso agrícola y uso urbano e industrial se mantuvieron intactas.

A partir del MDE delimitado en la cuenca hidrográfica del estero Puangue se trabajó en Idrisi Kilimanjaro para determinar unidades morfológicas de área cada vez menor, de manera tal de hacerlas coincidir con cada una de las estaciones de trabajo. Con las cuencas de drenaje asociadas a cada estación de trabajo se determinó los usos de suelo respectivos, los que fueron tabulados.

6.1.4 Parámetros físicos

En cada sitio de muestreo y en las 2 visitas, se tomó medidas en duplicado del ancho del cauce (huincha geomensora de 50 m de longitud), profundidad (batímetro graduado cada 1 mm), velocidad superficial (velocímetro), temperatura, conductividad eléctrica, sólidos suspendidos totales (multiparámetro Hanna modelo HI 98130), registrando para los tres últimos el promedio de 3 mediciones consecutivas. Adicionalmente se describió la turbidez relativa del agua puntuándola con 1 si el agua era transparente y se observaba claramente el sustrato, y por el contrario, 2 si los elementos en suspensión no permitían ver el fondo del cauce.

6.2 MUESTREO BIOLÓGICO

En cada sitio de muestreo se utilizó la técnica de pesca eléctrica con un grupo electrógeno de 2 tiempos marca Bauker (corriente alterna, 800 W de potencia nominal – 3,6 A y regulador de voltaje), en la que una persona manipulaba el electrodo, mientras que 3 personas manipulaban chinguillos de mano (área 300 cm² y 5 mm de abertura de malla) para capturar los individuos paralizados. Se empleó un esfuerzo de pesca de 30 minutos barriendo de rivera a rivera y en dirección aguas arriba, cercando un tramo de 100 m con 2 redes agalleras de 40 y 30 mm de abertura, y 20 y 10 m de largo respectivamente. En la estación 9 se muestreó sólo con chinguillos de mano (2 personas) en ambos muestreos y se colgó la malla agallera de 40 mm de abertura con

⁴ Comisión Nacional del Medio Ambiente, disponible online <http://www.sinia.cl>

2 cuerdas y 2 bloques de concreto en sus extremos siendo manipulada desde el puente Puangue en la ruta 78, manteniéndose bajo el agua por 30 minutos.

Los ejemplares capturados fueron mantenidos vivos en baldes e identificados *in situ* hasta el nivel taxonómico de especie (siguiendo las claves de Ruiz, 1993; y Ruiz y Marchant, 2004). A cada individuo, y en terreno, se le midió la longitud total y estándar, alto y ancho del cuerpo (piedometro de 1 mm de precisión) y el peso total (balanza digital de 0,1 g de precisión), siendo devueltos luego a su hábitat. Los alevines y juveniles (individuos menores a 15 mm) que no fue posible identificar en terreno se fijaron en formalina al 10% y fueron conservados en bolsas plásticas para su identificación posterior en laboratorio.

6.3 MUESTREO QUÍMICO

En cada estación de trabajo se tomaron dos muestras de agua de 1 L por visita, una de ellas se fijó con 1 mL de H₂SO₄ al 95%. Fueron conservadas en neveras plásticas hasta el posterior análisis de DQO (5200 – B método de reflujó abierto), NO₂⁻ (4500 – B método colorimétrico) y SO₄⁼ (4500 – E método turbidimétrico) (APHA, 1976) en el laboratorio de análisis químicos del Departamento de Química y Bioquímica de la Facultad de Ciencias de la Universidad de Valparaíso. Se registró igualmente el promedio de 3 mediciones consecutivas de pH con un multiparámetro Hanna modelo HI 98130.

6.4 ÍNDICE DE HÁBITAT FLUVIAL

En cada sitio de muestreo y en las 2 visitas, se aplicó el índice de hábitat fluvial propuesto por Pardo *et al.* (2002). Por cada estación, y en un tramo de 100 m, se recorrió una o ambas riveras (cuando fue posible) y el cauce, observando y puntuando cada uno de los 7 bloques (inclusión-sedimentación, frecuencia de rápidos, composición del substrato, regímenes de velocidad/profundidad, porcentaje de sombra en el cauce, elementos de heterogeneidad y cobertura de vegetación acuática) que considera el índice.

6.4.1 Clases de calidad fluvial

Se designaron 5 clases de calidad (Tabla N° 2) para el índice de hábitat fluvial, de acuerdo a la dependencia de la calidad biológica (IBMWP, IASPT) y número de familias de macroinvertebrados respecto al IHF, expuestos en Pardo *et al.* (2002):

Tabla Nº 2. Clases de calidad de hábitat fluvial sugeridas para distintos rangos de puntuación del Índice de Hábitat Fluvial.

Clase	Rango de puntuación
Excelente	90 – 100
Buena	70 – 90
Regular	50 – 70
Pobre	30 – 50

Fuente: Elaboración propia en base a Pardo *et al.* (2002).

6.5 ÍNDICE DE INTEGRIDAD BIÓTICA APLICABLE AL ESTERO PUANGUE (IIBP)

De acuerdo a los principios para el análisis de ensamblajes de peces planteados por Tejerina-Garro *et al.* (2005), la metodología para el desarrollo del IIB involucra: *i*) seleccionar una región relativamente homogénea, *ii*) determinar las condiciones de referencia, *iii*) listar las métricas candidatas, *iv*) asignar las especies ícticas a gremios de tolerancia, tróficos y de hábitat, *v*) muestrear los ensamblajes ícticos, *vi*) tabular el número de individuos colectados por especie, *vii*) calcular los valores para cada métrica candidata, *viii*) desarrollar el criterio de puntuación para las métricas, *ix*) evaluar y seleccionar las métricas para generar el IIB, y *x*) interpretar el puntaje del IIB.

6.5.1 Determinación de condiciones de referencia

Para determinar el estado de integridad biótica ideal o teórico se utilizó la información bibliográfica referente a muestreos históricos para determinar la riqueza taxonómica potencial (Duarte *et al.*, 1971; Dazarola, 1972; Brown, 1975), se accedió a la colección personal de peces del prof. B. Dyer, datos recabados con anterioridad por los autores, información generada en el muestreo biológico, y datos recientes de la estación Colliguay levantados durante la campaña Marzo-Abril 2007 del seguimiento de ictiofauna en el estero Puangue (C. Quezada, en preparación) para establecer de forma cuantitativa la integridad biótica, considerando número de individuos por especie, proporciones de especies o diversos gremios.

6.5.2 Selección de métricas candidatas

En base a los amplios antecedentes en los cuales se ha adaptado, modificado y aplicado el índice de integridad biótica al componente ictiofauna en diversos ecosistemas a lo largo del mundo (Karr, 1981; Karr *et al.*, 1986; Angermeier & Karr, 1986; Quinn, 1994; Didier & Kestemont, 1996; Roth *et al.*, 2000; An *et al.*, 2002; Agència Catalana de l'Aigua, 2003a; FAME Consortium, 2004; Price & Birge, 2005; Gutiérrez, 2005; Walton *et al.*, 2006; NCDENR, 2006; entre otros) se seleccionó una lista de métricas potencialmente aplicables a la fauna íctica del estero Puangue, procurando

mantener los 2 grupos de métricas originales propuestos por Karr (1981): composición y riqueza de especies, y factores ecológicos (función trófica, y abundancia de los peces).

6.5.3 Composición y Riqueza de Especies

Para definir la riqueza específica de fauna íctica, base para los cálculos de la integridad biótica, se tomó en cuenta el enfoque sitio-específico (“site-specific approach” en FAME Consortium, 2004) que parte de la suposición de que sólo las especies descritas o colectadas histórica o recientemente en muestreos en el estero Puangue (Duarte *et al.* 1971, Dazarola, 1972, Brown, 1975, colectas propias, G. Dazarola y B. Dyer comunicación personal) se utilizan para representar la riqueza específica potencial. Los tipos biológicos funcionales que se utilizan para construir las métricas de este ítem se definieron en base a gremios: 1) considerando el origen zoogeográfico, y 2) desde el punto de vista de la capacidad de tolerancia en relación a la degradación de hábitat y la calidad del agua.

1) El origen desde la perspectiva zoogeográfica es el punto de partida para fijar los requerimientos ecológicos de los peces del Estero Puangue, establecida según la información recogida de Campos *et al.* (1998) y Buen (1959). Discrimina entre especies nativas e introducidas y manifiesta la importancia de la identidad de la especie (Karr, 1981).

2) La tolerancia relativa de cada especie se determinó de dos maneras, con el fin de evitar sesgos y falta de objetividad: i) en base a la literatura y consultas a ictiólogos expertos (según lo propuesto por Karr, 1981; y el método Delphi en Zuboy, 1981) y ii) en base al muestreo biológico y la correlación (coeficiente de correlación de Spearman, $p < 0,05$) de la abundancia de ictiofauna en relación a factores ambientales específicos: uso del suelo de la cuenca de drenaje (uso agrícola y urbano e industrial), variables físicas (temperatura, conductividad eléctrica, sólidos disueltos totales), variables químicas (concentración de nitrito, sulfato y demanda química de oxígeno, DQO), y la aplicación del índice de hábitat fluvial. Determinada la tolerancia relativa de estas dos formas, se aunó criterios y se ordenó a las especies de acuerdo a su capacidad de tolerancia en relación a la degradación de hábitat y la calidad del agua, de acuerdo a la Tabla N° 3.

Tabla N° 3. Tipos biológicos en relación a la tolerancia ambiental.

Grado de tolerancia	Descripción
Intolerante	Especies con poca capacidad de soportar cambios en la calidad del agua y degradación del hábitat.
Tolerante	Especies con capacidad de soportar cambios en la calidad del agua y degradación del hábitat.

Fuente: Elaborada en base a la propuesta de la Agència Catalana de l'Aigua (2003).

6.5.4 Factores ecológicos: organización y función trófica

Siguiendo la propuesta de la Agència Catalana de l'Aigua (2003), se clasificó a las especies ícticas eventualmente presentes en el Estero Puangue en carnívoros (con preferencia alimentaria por insectos), bentófagos, omnívoros o lliófagos (Tabla N° 4, Anexo N° 4), para la utilización posterior en las métricas potencialmente aplicables.

Tabla N° 4. Tipos biológicos tróficos para la Ictiofauna del Estero Puangue.

Clasificación	Dieta de ejemplares adultos
Carnívoros - Insectívoros	Consiste en más de un 75% de insectos.
Bentófagos	Consiste en organismos bentónicos (más de un 75% de invertebrados en general).
Omnívoros	Consiste en más de un 25% de materia vegetal y más de un 25% de materia animal.
Omnívoros - lliófagos	Consiste en una dieta primariamente de sedimentos orgánicos y detritus.

Fuente: Modificada en base a la propuesta de la Agència Catalana de l'Aigua (2003), Granado (2000) y Duarte *et al.* (1971).

6.5.5 Factores ecológicos: preferencia de hábitat

Se clasificó a las especies ícticas eventualmente presentes en el Estero Puangue en Litoral, Pelágico, Bentónico (Tabla N° 5, Anexo N° 4), para la utilización posterior en las métricas potencialmente aplicables.

Tabla N° 5. Tipos biológicos de preferencia de hábitat dentro de la columna de agua para la Ictiofauna del Estero Puangue.

Clasificación	Preferencia de hábitat dentro de la columna de agua
Litoral	Especies que generalmente residen en las orillas o en el sector superior de la columna de agua asociado a riberas.
Pelágico	Especies que generalmente residen en el sector medio de la columna de agua.
Bentónico	Especies que generalmente residen en el sector bajo de la columna de agua.

Fuente: Elaboración propia en base a información bibliográfica. Ver detalles en Anexo N° 4.

6.5.6 Factores ecológicos: abundancia

Se utilizó la captura y biomasa por unidad de esfuerzo establecidos en el monitoreo biológico – CPUE y BPUE respectivamente– como estimación de la abundancia relativa de ictiofauna en cada muestreo. Además se analizó la abundancia, proporción y biomasa de cada especie íctica.

6.5.7 Puntuación de métricas

Con los datos recabados a partir de la integridad biótica de referencia se determinó la riqueza taxonómica potencial y se asignó los valores máximos esperados para cada métrica. Luego los

valores obtenidos del muestreo biológico para cada métrica fueron puntuados utilizando el procedimiento de la trisección alternativa descrito por Karr *et al.* (1986), ya que no se percibía correlación aparente respecto a la transformación logarítmica del área de la cuenca de drenaje. El método consiste en dibujar una línea horizontal que contenga aproximadamente el 95% de los pares ordenados, y luego el área bajo la curva se divide en 3 áreas equivalentes, asignándoles el valor de 5 (bueno), 3 (medio) o 1 (pobre).

6.5.8 Determinación de métricas finales

Con la finalidad de tener robustez en la selección de las métricas se aplicó la técnica de análisis de componentes principales (ACP) de manera tal de discriminar que métricas tuvieran una correlación importante ($>0,50$) con los nuevos ejes ordenados procedentes del ACP, seleccionados de acuerdo al aporte de variabilidad (sobre 70%). Los resultados no fueron positivos por lo que se optó por establecer variables de impacto (variables físicas, químicas, los resultados del IHF y el uso de suelo de cada cuenca de drenaje) y evaluar el grado de correlación (coeficiente de correlación de Spearman $>0,50$; $p<0,05$) para seleccionar las métricas (James Karr, comunicación personal). Posteriormente se realizó un análisis de redundancia mediante la misma herramienta de correlación con un criterio de discriminación de 0,80 ($p<0,05$), eliminando un segundo grupo de métricas y configurando de esta manera el Índice de Integridad Biótica para el estero Puangue (IIBP) aplicable a la ictiofauna del área de estudio.

6.5.9 Clases de Integridad Biótica

Asignados los puntajes máximos a las métricas se designó intervalos de valores y umbrales de acuerdo a las clases de integridad biótica descritas en la Tabla N° 6.

Tabla N° 6. Clases de Integridad Biótica comúnmente utilizadas en la valoración de las comunidades ícticas con una descripción general de sus atributos.

Clase	Atributos
Excelente	Comparables a las mejores condiciones naturales, sin influencia del ser humano; todas las especies nativas esperadas para el hábitat o tamaño del cuerpo de agua presentes, incluyendo las formas intolerantes; estructura trófica balanceada.
Buena	Riqueza de especies un tanto por debajo de lo esperado, debido especialmente a la pérdida de las formas intolerantes; algunas especies con disminución de la abundancia o de tamaño inferior al óptimo; la estructura trófica muestra algunos signos de estrés.
Regular	Signos de deterioro adicional, incluye pocas especies intolerantes; estructura trófica más alterada (p. ej. aumento en la frecuencia de omnívoros).
Pobre	Dominada por omnívoros, especies tolerantes a la contaminación y de hábitat generalistas; tasas de crecimiento y factores de condición comúnmente disminuidos; presencia de formas híbridas y peces con enfermedades.
Muy pobre	Pocos peces presentes, la mayoría introducidos o formas muy tolerantes; los híbridos son comunes; parásitos y enfermedades frecuentes, los daños en las aletas y otras anomalías (tumores) son comunes.
Sin peces	Los peces están ausentes en repetidos muestreos.

6.6 DETERMINACIÓN DEL ESTADO ECOLÓGICO GENERAL

La determinación del estado ecológico general se realizó yuxtaponiendo las clases de integridad y calidad correspondientes al IIBP, al IHF, de acuerdo a la Tabla N° 7. Luego se evaluó el cumplimiento de cada parámetro fisicoquímico⁵ en relación a la norma secundaria actualmente en discusión para el Río Maipo (ANSCA Río Maipo, 2006) considerando 3 categorías: Excelente, Regular y Muy Pobre, de acuerdo a si el parámetro cumple, está en latencia o saturación respecto a dicha norma secundaria. Se determinó el Estado Ecológico en cada muestreo y estación, quedando establecido como la peor condición de los tres componentes, y utilizando la nomenclatura de CE (2000).

Tabla N° 7. Clases del estado ecológico general, de acuerdo a clases del IHF e IIBP.

IIBP \ IHF	Excelente	Buena	Regular	Pobre	Muy Pobre
Excelente	Muy Bueno	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
Buena	Bueno	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
Regular	Moderado	Moderado	Moderado	Deficiente	Malo
Pobre	Deficiente	Deficiente	Deficiente	Deficiente	Malo
Muy Pobre	Malo	Malo	Malo	Malo	Malo

⁵ Se consideró el promedio por estación de SO₄, NO₂, DQO y CE.

7. RESULTADOS

7.1 ÁREA DE ESTUDIO

7.1.1 Morfometría

La cuenca hidrográfica del estero Puangue posee un área total aproximada de 1821,31 km² y un perímetro de 318,5 km, en tanto que el cauce posee una longitud aproximada de 113,24 km, desarrollándose en sentido norte-sur desde una altura aproximada de 570 msnm y rodeada de cerros que sobrepasan los 2000 msnm, hasta descargar sus aguas al río Maipo a unos 80 msnm, entre colinas y lomajes que van desde los 120 a los 600 msnm. El estero Puangue es un cuerpo de agua de 2do orden de acuerdo al criterio de Strahler (1957), se clasifica como una cuenca de textura gruesa (Aránguiz, 2002) y es un río grande (cuenca > 1000 km²) según la Agència Catalana de l'Aigua (2003c).

7.1.2 Cuencas de drenaje y uso de suelo

Las cuencas de drenaje y el uso de suelo determinados para cada estación se observan en la Figuras N° 3 y 4; los valores de superficie se encuentran en la Tabla N° 8.

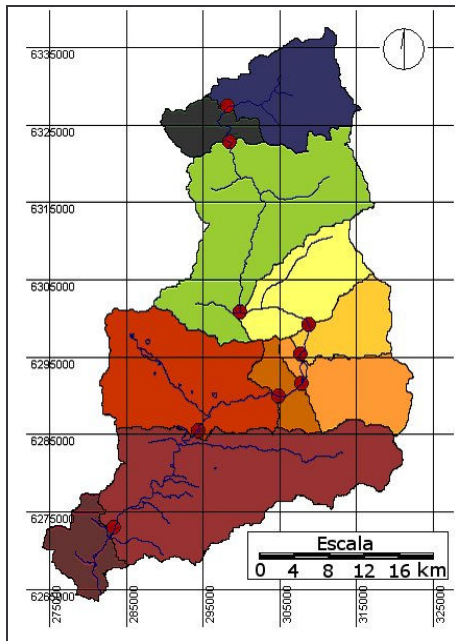


Figura N° 3. Unidades morfológicas (cuencas de drenaje) determinadas para cada estación de trabajo. Cada color representa el área de drenaje de cada estación de trabajo.

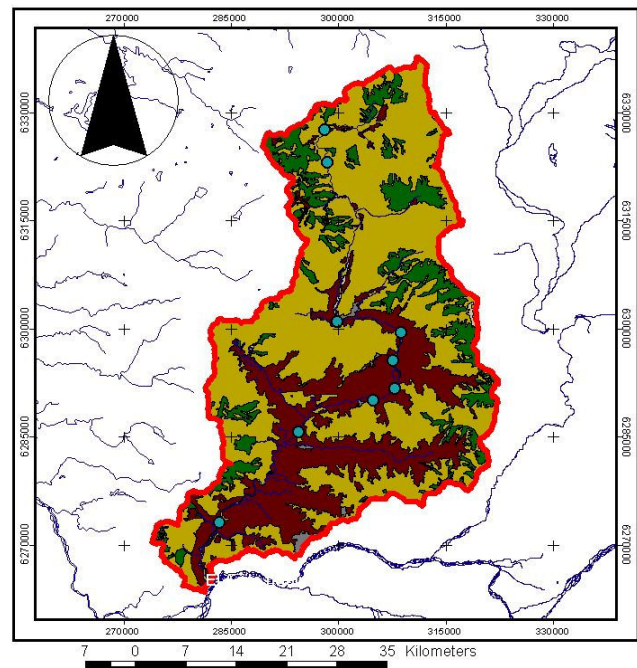


Figura N° 4. Uso de suelo en la cuenca hidrográfica del estero Puangue. En verde el área de bosque nativo – renoval, en café claro el área de matorral y pastizales, en café oscuro el área de uso agrícola, y en gris el área de uso urbano e industrial.

Destaca entre los diferentes usos de suelo el área urbana e industrial, que se encuentra puntualmente localizada en Curacaví, María Pinto y Melipilla, denotando el aumento escalonado en términos de superficie (Figura N° 5); y la superficie de uso agrícola que aumenta notoriamente a partir de la estación 3, llegando a ocupar más del 25% (454,1 km²) del total de la cuenca de drenaje en la estación 9 (Figura N° 6).

Tabla N° 8. Uso de suelo determinado para cada cuenca de drenaje, expresado en superficie (km²) y porcentaje de aporte respecto al total de superficie de la cuenca de drenaje, por cada estación.

Cuenca de drenaje	Matorrales y praderas		Renoval - bosque nativo		Áreas urbana e industrial		Uso agrícola		TOTAL	
	Superficie (km ²)	%	Superficie (km ²)	%	Superficie (km ²)	%	Superficie (km ²)	%	Superficie (km ²)	%
1. Colliguay	136.9	81.0	26.1	15.5	0.0	0.0	5.9	3.5	168.9	100
2. Cerro Viejo	165.1	72.4	54.8	24.1	0.0	0.0	8.0	3.5	227.9	100
3. Las Dichas	474.9	76.6	115.6	18.7	1.0	0.2	24.3	3.9	619.5	100
4. Lolenco	560.1	73.4	150.1	19.7	3.2	0.4	46.1	6.0	763.2	100
5. Los Rulos	600.2	70.4	173.7	20.4	3.2	0.4	69.4	8.1	852.2	100
6. San Lorenzo	666.9	68.1	189.0	19.3	3.6	0.4	113.8	11.6	979.0	100
7. Ranchillo	689.4	67.0	189.0	18.4	4.4	0.4	141.0	13.7	1029.5	100
8. Chorombo	868.0	66.2	202.6	15.5	4.9	0.4	229.6	17.5	1311.3	100
9. Ruta 78	1053	59.6	240.7	13.6	11.6	0.7	454.1	25.7	1766.1	100

* Se omite la estación 5-1 (canal Los Rulos), debido a que se consideró la misma superficie de la estación 5 (Los Rulos).

La superficie de renoval – bosque nativo aumenta a medida que se amplía el tamaño de la cuenca de drenaje; por el contrario, la superficie de matorrales y praderas disminuye sostenidamente desde un 81% del total de la cuenca de drenaje en la estación 1, hasta un 59,6% en la estación 9.

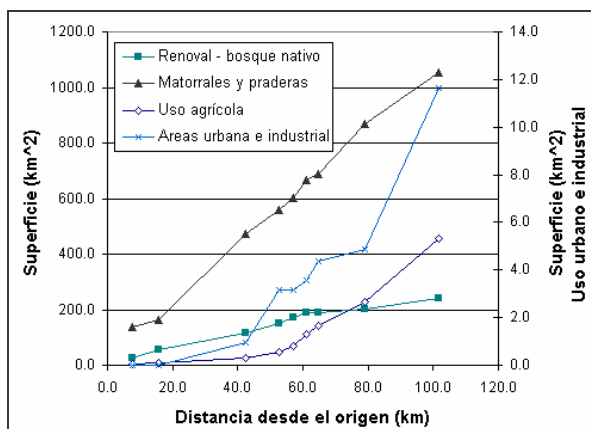


Figura N° 5. Variación longitudinal del uso de suelo general de la cuenca del estero Puangue.

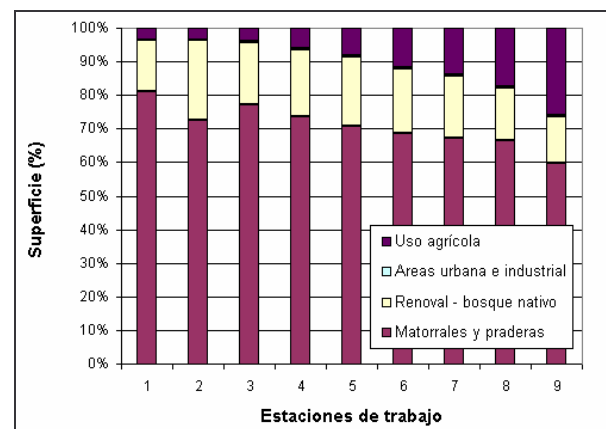


Figura N° 6. Aportes porcentuales de cada uso de suelo respecto al total de superficie en cada cuenca de drenaje.

7.1.3 Descripción de las estaciones de muestreo

De forma general, las estaciones 1 y 2 corresponden a un biotopo de ritrón con zonas de gran velocidad de corriente, substrato rocoso de bolones, aguas de baja temperatura ($14,9\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 2,5$) y mayor pendiente (sobre $7\text{ }^{\circ}/_{00}$; Figuras N° 7, 8 y 9, Tabla N° 9). Las estaciones 3 a 9, en tanto, constituyen un biotopo de potamón, es decir, zonas de baja velocidad de corriente, substrato predominante de arenas-fango-limo, mayor conductividad y temperatura ($17,3\text{ }^{\circ}\text{C} \pm 3,4$) y menor pendiente ($4\text{ }^{\circ}/_{00}$ y menos).

Tabla N° 9. Variación de características físicas, hidrológicas y estructurales del hábitat del estero Puangue, por estación de trabajo.

Parámetro	Estación de trabajo									
	1	2	3	4	5	5-1	6	7	8	9
Distancia al origen (Km)	7,7	15,6	42,5	52,7	56,9	56,9	61,2	65	79,1	102
Área cuenca drenaje (km ²)	168,9	227,9	619,5	763,2	852,2	852,2	979,0	1029	1311	1766
Altura (msnm)	459	373	201	183	178	178	170	167	143	108
Pendiente ($^{\circ}/_{00}$)	16	7,54	3,23	1,61	1,61	1,61	2,15	1,6	2,15	2,15
Substrato predominante	1	1-2	1-2	2-3	2	4	3-4	3-4	3-4	3-4
Presencia de macrófitas	1-2	1-2	1-2	1-3	1-2-4	1-2-4	-	3	3	3
Turbiedad aparente	Oto	1	2	1	2	1	2	2	2	2
	Pri	1	1	1	2	1	2	2	2	2
Ancho promedio cauce (m)	13	23,5	6,6	9,44	9,6	2,54	17,3	41,5	42,5	-
Profundidad media (cm)	61	55,5	25,1	23,6	20,7	-	113	20,3	119	-
Profundidad máxima (cm)	81	101	68	76	55	-	280	43	203	305

Substrato predominante: 1 (bolón), 2 (arena), 3 (fango), 4 (limo); Presencia de macrófitas: 1 (sumergida), 2 (natante), 3 (emergida), 4 (flotante); Turbiedad aparente: 1 (aguas claras), 2 (aguas turbias); Oto: Otoño; Pri: Primavera.

Respecto a los parámetros estructurales del hábitat fluvial, el sustrato predominante en las estaciones 1 y 2 es bolón, bolón y arena en la estación 3, arena y fango en la estación 4, arena en la estación 5, y en el resto de estaciones predomina la mezcla limo-fango. La presencia de macrófitas en las estaciones 1, 2 y 3 se ven representadas principalmente por sumergidas y natantes tales como luchecillo (*Elodea potamogeton*), huiro (*Potamogeton sp.*), pelo de agua (*Ceratophyllum chilensis leyb.*). En la estación 4 dominó la totora (*Scirpus californicus*), macrófita emergida. En estación 5 se encontró la mayor diversidad de macrófitas representadas por gran cantidad de flotantes libres en superficie, sumergidas y natantes entre algunas de ellas se identificaron el jacinto de agua (*Eichhornia crassipes*), huiro (*Potamogeton sp.*) y pelo de agua (*Ceratophyllum chilensis*). En las estaciones 7 a la 9 se encontraron esencialmente macrófitas emergidas tales como clavito de agua (*Ludwigia peploides*), galega (*Galega officinalis*) y romaza

(*Rumex obtusifolius*). Las estaciones 4, 5-1, 6, 7, 8 y 9 presentaron turbiedad de las aguas en ambos muestreos, y la estación 2 sólo estuvo turbia en otoño.

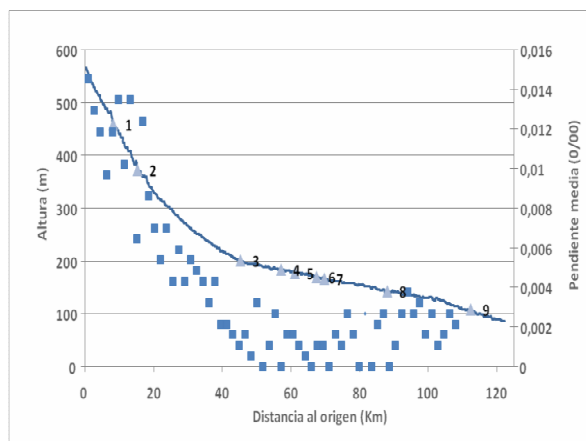


Figura N° 7. Perfil longitudinal estero Puangue.

En relación a los parámetros físicos, en general y en ambos muestreos se observa un aumento en las condiciones desde la parte alta del estero (estación 1), hasta la zona cercana a la desembocadura (estación 9). Puntualmente en otoño, en las tres primeras estaciones hay un leve aumento de la temperatura, conductividad eléctrica y sólidos disueltos totales (desde 12,7 °C a 14,1 °C; 0,24 a 0,27 mS/cm y 0,13 a 0,14 ppt⁶ respectivamente). La estación 4 muestra un aumento moderado en la temperatura (1,9 °C) y un notable aumento en conductividad eléctrica y sólidos disueltos totales respecto a la estación anterior (1,1 mS/cm y 0,5 ppt, respectivamente; Figura N° 8), cuyos valores se estabilizan nuevamente en la estación 5, y aún más con el aporte del canal los Rulos en la estación 5-1. En la estación 6 se aprecia una disminución de la temperatura, conductividad eléctrica y sólidos disueltos totales en relación a la estación anterior (1,8 °C, 0,35 mS/cm y 0,17 ppt, respectivamente). A partir de la estación 7 se mantiene la tendencia creciente excepto en temperatura, que tiende a estabilizarse.

⁶ ppt corresponde a part per thousand, o gramos litro⁻¹.

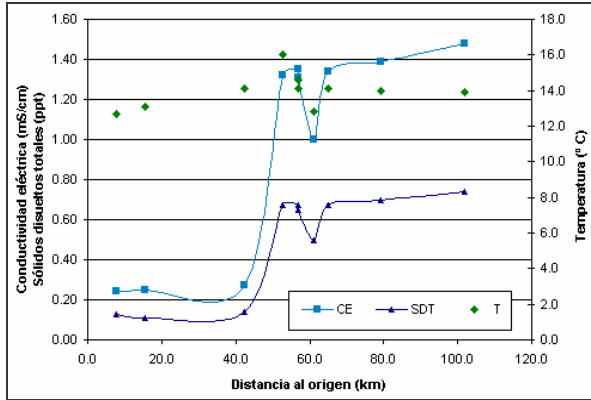


Figura N° 8. Variación longitudinal de parámetros físicos, por estación de muestreo en otoño. Se observa la tendencia de la conductividad eléctrica (mS/cm, celeste), sólidos disueltos totales (ppt, azul) y temperatura (°C, verde).

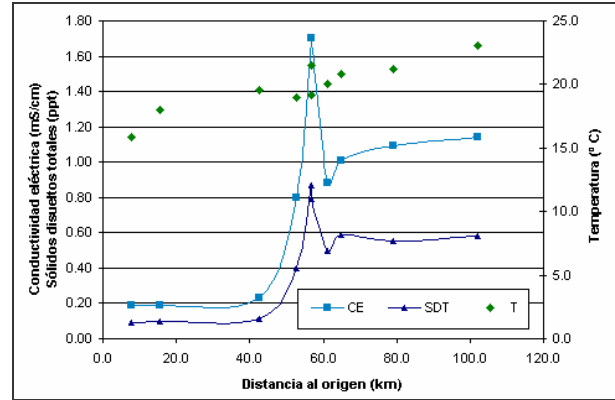


Figura N° 9. Variación longitudinal de parámetros físicos, por estación de muestreo en primavera. Se observa la tendencia de la conductividad eléctrica (mS/cm, celeste), sólidos disueltos totales (ppt, azul) y temperatura (°C, verde).

En el período primaveral se mantiene el aumento en los parámetros físicos correspondiente a las primeras tres estaciones, siendo notable el aumento de conductividad eléctrica y sólidos disueltos totales en las estaciones 4, 5 y 5-1 (0,23 a 1,7 mS/cm y 0,11 a 0,87 ppt, respectivamente); observando el mismo efecto de dilución en la estación 6 (0,82 mS/cm y 0,37 ppt de disminución, respectivamente). En las otras estaciones (7, 8 y 9) la temperatura y conductividad eléctrica aumentan levemente (de 20,8 °C a 23,1 °C y 1,01 a 1,14 mS/cm, respectivamente), en tanto que los sólidos disueltos totales tienden a estabilizarse en valores cercanos a 0,6 ppt.

7.2 MUESTREO BIOLÓGICO

7.2.1 Ictiofauna colectada

Se capturó un total de 719 individuos (516 durante otoño, 203 durante primavera) correspondientes a 10 especies ícticas (Tablas N° 10 y 11), de las cuales 6 son nativas (*B. microlepidotus*, *C. pisciculus*, *P. gillissi*, *P. melanops*, *P. trucha* y *T. areolatus*) y 4 son introducidas (*G. holbrooki*, *C. decemmaculatus*, *C. carpio* y *C. carassius*). Las estaciones 1, 2 y 3 en otoño y la estación 3 en primavera presentaron las mayores abundancias (147, 88 137 y 127 individuos respectivamente, Tabla N° 10), las estaciones 4, 5 y 8 en otoño y 1 en primavera mostraron abundancias intermedias (60, 51, 19 y 48 individuos respectivamente), presentando el resto de estaciones abundancias bajas, en general 7 o menos individuos, incluso estaciones sin peces (5-1, 6, 7 y 9 en primavera). La mayor biomasa se obtuvo en las estaciones 5, 5-1 y 1 en otoño, aunque los ciprínidos dominaron como el grupo con mayor biomasa, a pesar de su baja

abundancia (2 *C. carpio* con 1330 g y 2 *C. carassius* con 1367 g en las estaciones 5 y 5-1). Los poecílidos estuvieron presentes en todas las estaciones excepto en la estación 1, 5-1 y 7.

Tabla N° 10. Abundancia, biomasa y número de individuos colectados por estación de trabajo y período de muestreo.

Estación	Otoño				Primavera			
	Abundancia		Biomasa		Abundancia		Biomasa	
	n	(%)	Total (g)	%	n	(%)	Total (g)	%
Estación 1 Colliguay								
<i>B. microlepidotus</i>	22	15,0%	79,7	8,0%	10	20,8%	374,0	87,6%
<i>C. pisciculus</i>	68	46,3%	65,6	6,6%	24	50,0%	35,8	8,4%
<i>P. gilissi</i>	22	15,0%	38,9	3,9%				
<i>P. melanops</i>	6	4,1%	139,7	14,0%				
<i>P. trucha</i>	29	19,7%	675,0	67,6%				
<i>T. areolatus</i>					14	29,2%	17,0	4,0%
Estación 2 Cerro Viejo								
<i>B. microlepidotus</i>	8	9,1%	7,2	10,5%				
<i>C. pisciculus</i>	1	1,1%	1,5	2,2%				
<i>P. gilissi</i>	7	8,0%	26,5	38,6%	2	11,8%	7,9	61,2%
<i>P. melanops</i>	1	1,1%	12,0	17,5%				
<i>T. areolatus</i>	9	10,2%	3,9	5,6%	13	76,5%	4,8	37,2%
<i>G. holbrooki</i>	25	28,4%	10,6	15,4%	2	11,8%	0,2	1,6%
<i>C. decemmaculatus</i>	37	42,0%	7,0	10,2%				
Estación 3 Las Dichas								
<i>B. microlepidotus</i>	25	18,2%	155,0	51,1%	4	3,1%	0,8	0,6%
<i>C. pisciculus</i>	16	11,7%	27,2	9,0%	1	0,8%	1,0	0,8%
<i>P. gilissi</i>	5	3,6%	4,8	1,6%	5	3,9%	1,2	0,9%
<i>P. trucha</i>	6	4,4%	44,5	14,7%				
<i>T. areolatus</i>	46	33,6%	56,7	18,7%	103	81,1%	125,7	95,5%
<i>G. holbrooki</i>	1	0,7%	0,8	0,3%	2	1,6%	0,6	0,5%
<i>C. decemmaculatus</i>	38	27,7%	14,4	4,8%	12	9,4%	2,3	1,7%
Estación 4 Lolenco								
<i>B. microlepidotus</i>	8	13,3%	123,5	48,5%				
<i>C. pisciculus</i>	5	8,3%	6,7	2,6%				
<i>P. gilissi</i>	1	1,7%	2,0	0,8%				
<i>P. trucha</i>	1	1,7%	18,5	7,3%				
<i>G. holbrooki</i>	26	43,3%	12,1	4,7%	2	66,7%	0,2	66,7%
<i>C. decemmaculatus</i>	18	30,0%	6,8	2,7%	1	33,3%	0,1	33,3%
<i>C. carpio</i>	1	1,7%	85,0	33,4%				
Estación 5 Los Rulos								
<i>B. microlepidotus</i>	4	7,8%	217,1	12,3%				
<i>C. pisciculus</i>	14	27,5%	27,5	1,6%	3	42,9%	6,0	78,9%
<i>P. gilissi</i>	1	2,0%	2,9	0,2%				
<i>G. holbrooki</i>	23	45,1%	9,6	0,5%	4	57,1%	1,6	21,1%
<i>C. decemmaculatus</i>	3	5,9%	1,4	0,1%				
<i>C. carpio</i>	2	3,9%	1330,0	75,4%				
<i>C. carassius</i>	4	7,8%	176,0	10,0%				

Tabla N° 11. Continuación abundancia, biomasa y número de individuos colectados por estación de trabajo, y período de muestreo.

Estación	Otoño				Primavera			
	Abundancia n	(%)	Biomasa Total (g)	%	Abundancia n	(%)	Biomasa Total (g)	%
Estación 5-1 Canal Los Rulos <i>C. carassius</i>	2	100,0%	1367,0	100,0%				
Estación 6 San Lorenzo <i>G. holbrooki</i>	7	100,0%	4,3	100,0%				
Estación 7 Ranchillo <i>C. pisciculus</i>	1	100,0%	0,3	100,0%				
Estación 8 Chorombo Bajo <i>C. pisciculus</i>	6	31,6%	3,7	35,8%				
<i>G. holbrooki</i>	7	36,8%	3,7	35,6%				
<i>C. decemmaculatus</i>	6	31,6%	2,9	28,6%	1	100,0%	0,3	100,0%
Estación 9 Ruta 78 <i>C. decemmaculatus</i>	4	100,0%	1,8	100,0%				
TOTAL	516		4773.7		203		579.5	

7.3 MUESTREO QUÍMICO

Los parámetros químicos por estación y por período de muestreo se observan en las Figuras N° 10, 11, 12 y 13. La variación longitudinal de la concentración de SO_4^- muestra un crecimiento moderado en todas las estaciones durante otoño (de 23,5 a 43,4 mg/L), excepto en las estaciones 5 y 5-1 (421 y 459 mg/L respectivamente), en tanto que en primavera las tres primeras estaciones muestran un leve aumento (11,9 a 16,6 mg/L respectivamente), apreciando un notable aumento en las estaciones 4 y 5 (125 y 220 mg/L respectivamente), una disminución en las estaciones subsiguientes (5-1 y 6), y un aumento sostenido a partir de la estación 7 (Figura N° 10).

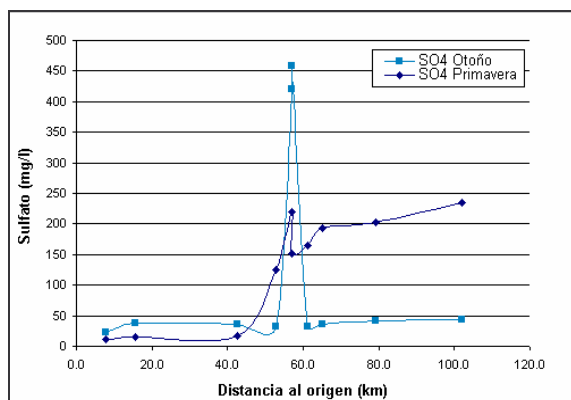


Figura N° 10. Variación longitudinal de sulfato (mg/L), por estación de muestreo y período de muestreo.

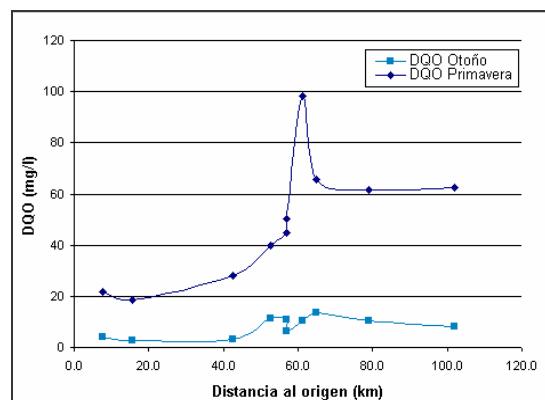


Figura N° 11. Variación longitudinal de DQO (mg/l) por estación de muestreo y período de muestreo.

La demanda química de oxígeno muestra un comportamiento estable en las estaciones 1 a 3 durante otoño (Figura N° 11), aunque con aumentos marcados en las estaciones 4 y 7 (máximos de 11,2 y 13,6 mg/L respectivamente); en primavera la DQO muestra un aumento desde la estación 1 a la estación 5, elevándose anormalmente en la estación 6 (máximo de 98,4 mg/L) para luego estabilizarse en las tres últimas estaciones, con valores cercanos a los 62 mg/L.

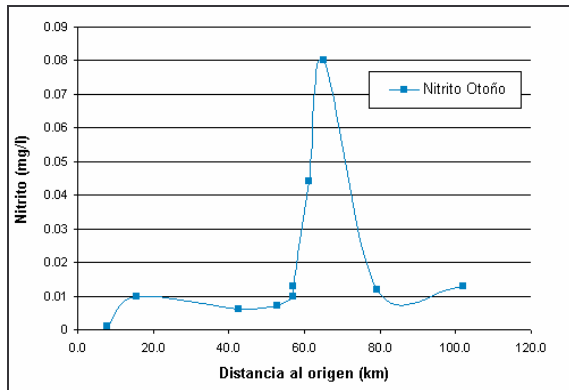


Figura N° 12. Variación longitudinal de nitrito (mg/L), por estación de muestreo en otoño.

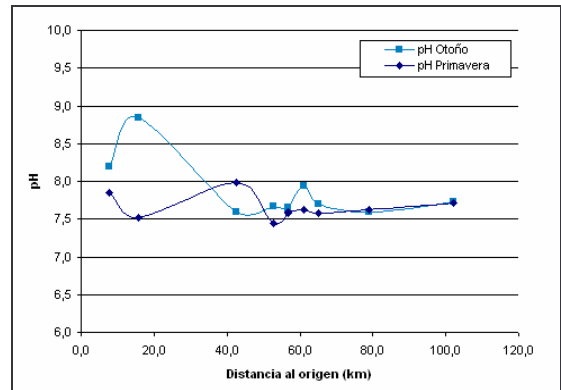


Figura N° 13. Variación longitudinal de pH, por estación de muestreo y período de muestreo.

La variación longitudinal de NO_2^- presenta valores en general bajo 0,01 mg/L en las primeras 5 estaciones, aumentando marcadamente en las estaciones 6 y 7 (máximos de 0,044 y 0,08 mg/L respectivamente), disminuyendo en las estaciones 8 y 9 a valores cercanos a 0,013 mg/L. El pH muestra una tendencia a la basicidad en ambos muestreos, con los valores más fluctuantes en las estaciones 1, 2 y 3, tendiendo a la estabilización a medida que se alejaba del origen (Figura N° 13).

Finalmente, la Tabla N° 12 indica el estado fisicoquímico del estero Puangue, por estación de trabajo y de acuerdo a si el promedio de cada parámetro se encuentra en latencia (sobre el 80%, Regular estado físicoquímico) o saturación (sobre el 100%, Muy pobre estado físicoquímico) respecto al ANSCA Río Maipo (2006). Las estaciones 5 y 5-1 estarían en condición de latencia para SO_4 y saturación para CE, la estación 7 estaría en saturación para NO_2 , y las estaciones 8 y 9 estarían en latencia para CE.

Tabla N° 12. Estado fisicoquímico del estero Puangue, por estación de muestreo y parámetro considerado en el ANSCA Río Maipo.

Estación de trabajo	ANSCA Río Maipo		Estado fisicoquímico
	Latencia	Saturación	
1. Colliguay			Excelente
2. Cerro Viejo			Excelente
3. Curacaví			Excelente
4. Lolenco			Excelente
5. Los Rulos	SO ₄ (320,5 mg/L)	CE (1,53 mS/cm)	Muy pobre
5-1. Canal Los Rulos	SO ₄ (305,0 mg/L)	CE (1,51 mS/cm)	Muy pobre
6. San Lorenzo			Excelente
7. Ranchillo		NO ₂ (0.08 mg/L)	Muy pobre
8. Chorombo bajo	CE (1,24 mS/cm)		Regular
9. Ruta 78	CE (1,31 mS/cm)		Regular

* Entre paréntesis se indica el valor promedio considerado para el análisis de cumplimiento.

7.4 ÍNDICE DE HÁBITAT FLUVIAL

Las condiciones del hábitat físico, expresados a través del IHF mostraron una disminución desde la parte alta del estero, hasta la zona baja (Tabla N° 13). El ítem inclusión–sedimentación es evaluado con el máximo sólo en las estaciones 1, 2 y 5, disminuyendo en las demás y llegando a puntuar 0 en las estaciones 5-1, 6, 7 y 9, en ambos muestreos. La frecuencia de rápidos, en ambas campañas mostró valores máximos sólo en las estaciones 1 y 2, disminuyendo en las estaciones 3 y 8 (puntuación 6), 4 y 7 (puntuación 4) y 5, 5-1, 6 y 9 (puntuación mínima). El sustrato varió desde una composición heterogénea en las estaciones 1 y 2, homogeneizando su constitución a partir de la estación 3 y llegando a constituir un lecho simple y uniforme en las estaciones 5-1, 6 y 9, no variando entre períodos de muestreo. Los regímenes de velocidad / profundidad puntuaron con el máximo sólo en la estación 1, puntuaron con 8 en las estaciones 2, 3, 7 y 8, puntuaron con 6 en las estaciones 4 y 5, y con el mínimo en las estaciones 5-1, 6 y 9. El porcentaje de sombra en el cauce fue el ideal en las estaciones 1, 2 y 5-1, en tanto que fue medio en la estación 8, medio bajo en las estaciones 4 y 5, y totalmente expuesto (puntuación 3) en las estaciones 6 y 7. Respecto a los elementos de heterogeneidad la hojarasca se presentó sólo en algunas estaciones y exclusivamente en otoño (1, 2 y 8), la presencia de troncos y ramas estuvo en todas las estaciones y en ambos muestreos excepto en la estación 3 y 6 (la última sólo en otoño). Hubo presencia de raíces expuestas en ambos muestreos y en todas las estaciones, excepto 5-1, 6 y 7 (en las dos últimas estaciones sólo en otoño). Los diques naturales sólo estuvieron presentes en la estación 1. Respecto de la cobertura de vegetación acuática el porcentaje de plocon y briófitos estuvo dentro del ideal en las estaciones 1 y 5 en ambos muestreos, y en la estación 2 en primavera. La cobertura de pecton fue el ideal en la estación 5, y en la estación 1 (la última sólo en primavera). Finalmente, la cobertura de fanerógamas y

charales (*Potamogeton sp.*, *Lemna sp.* entre otras) fue el ideal en las estaciones 1 a 4 y 9, en ambos muestreos.

El análisis de regresión del IHF respecto a la distancia desde el origen del estero Puangue (en km), muestra una tasa de disminución de $0,481 \text{ km}^{-1}$ ($R^2=0,658$; $p<0,001$; Tabla N° 14). Basado en el conjunto de valores del IHF y las clases de calidad fluvial asociadas, se manifiesta que las estaciones 1 y 2, en ambos muestreos, tendrían una clasificación Excelente, la estación 5 en ambos muestreos tendría una condición Buena, las estaciones 3, 4 y 8 tendrían una condición Regular, y las restantes estaciones (5-1, 6, 7 y 9) tendrían una condición de Pobre (Figuras N° 14 y 15, Tabla N° 13).

Tabla N° 13. Valores de la campaña otoñal, primaveral y promedio del IHF, y calidad fluvial asociada a cada estación de trabajo.

Estación de trabajo	IHF Oto	IHF Pri	IHF Promedio	Calidad fluvial asociada
1. Colliguay	92	95	94	Excelente
2. Cerro Viejo	83	86	85	Buena
3. Curacaví	62	62	62	Regular
4. Lolenco	60	60	60	Regular
5. Los Rulos	68	68	68	Regular
5-1. Canal Los Rulos	46	46	46	Pobre
6. San Lorenzo	37	41	39	Pobre
7. Ranchillo	48	50	49	Pobre
8. Chorombo bajo	60	58	59	Regular
9. Ruta 78	50	48	49	Pobre

* Oto corresponde a la campaña otoñal, Pri corresponde a la campaña primaveral.

Tabla N° 14. Análisis de regresión de los valores del Índice de Hábitat Fluvial (IHF) respecto a la distancia en km desde el origen del estero Puangue.

Variable dependiente (valores de IHF)		(n=16)	$R^2=0,658$
Coefficientes variables	Error estándar	t	Significancia
Constante = 88.507	5.238	16.898	0.000
Distancia = -0.482	0.087	-5.549	0.000

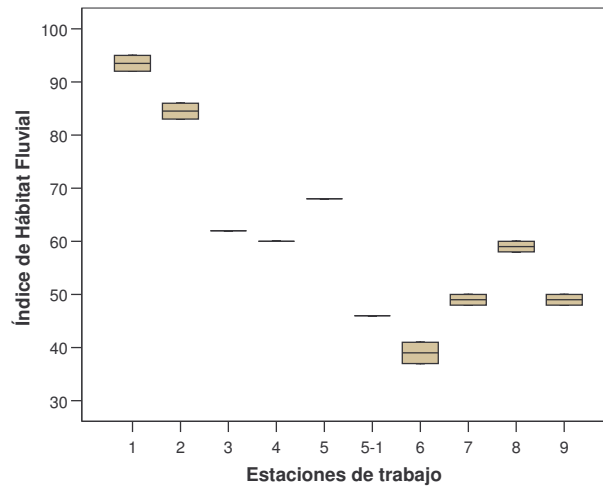


Figura N° 14. Puntajes promedio, máximos y mínimos del Índice de Hábitat Fluvial en cada estación de trabajo visitada en el estero Puangue durante el año 2006.

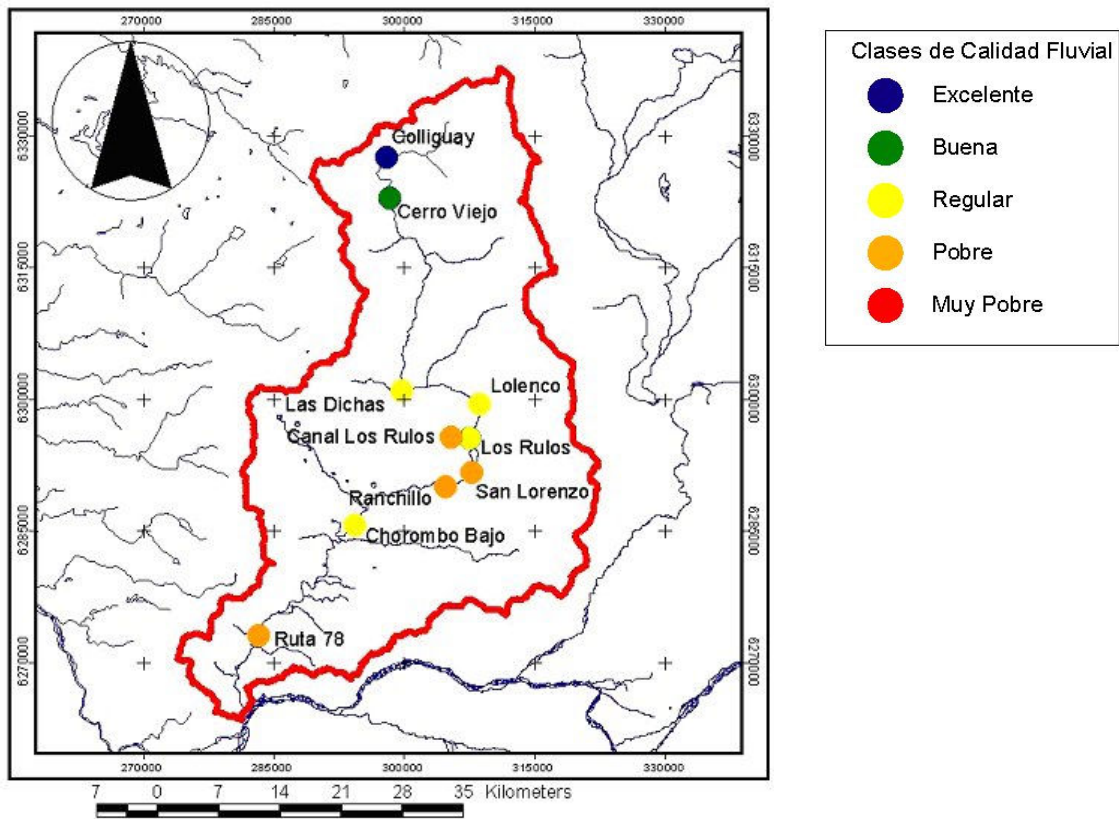


Figura N° 15. Clases de calidad fluvial promedio derivadas de la aplicación del Índice de Hábitat Fluvial en el estero Puangue durante el 2006.

7.5 INDICE DE INTEGRIDAD BIÓTICA APLICABLE AL ESTERO PUANGUE (IIBP)

7.5.1 Determinación de condiciones de referencia

De acuerdo a la información recopilada, un estado íntegro desde el punto de vista biótico debiese tener una composición y abundancia –absoluta y relativa– en ictiofauna similar a la entregada en la Tabla N° 15:

Tabla N° 15. Integridad biótica de referencia determinada para el estero Puangue, según antecedentes bibliográficos y colectas de los autores.

Especie íctica	Referencia 1		Referencia 2		Referencia 3		Referencia Promedio
	n	proporción	n	proporción	n	proporción	
<i>Basilichthys microlepidotus</i>	42	19.72%	22	14.10%	28	27.18%	20.34%
<i>Cheirodon pisciculus</i>	27	12.68%	68	43.59%	32	31.07%	29.11%
<i>Percilia gillissi</i>	115	53.99%	22	14.10%	12	11.65%	26.58%
<i>Percichthys melanops</i>	2	0.94%	6	3.85%	1	0.97%	1.92%
<i>Percichthys trucha</i>	3	1.41%	29	18.59%	5	4.85%	8.28%
<i>Trichomycterus areolatus</i>	24	11.27%	9	5.77%	25	24.27%	13.77%

Fuente: Elaboración propia en base a B. Dyer (comunicación personal, ref. 1), mejores colectas en campaña 2006 (del presente trabajo, ref. 2) y datos de la campaña Marzo-Abril del seguimiento de ictiofauna 2007 (C. Quezada, en preparación; ref. 3). Las 3 referencias corresponden a la zona de Colliguay.

La riqueza de especies debiese ascender a 6, además de no incluir especies foráneas; el grupo de especies de *B. microlepidotus* y *C. pisciculus*, debiese contabilizar entre el 25% al 60% de los individuos, los perciformes (*P. gillissi*, *P. melanops* y *P. trucha*) debiesen estar entre el 35% al 60% de individuos y el bagrecito (*T. areolatus*) debiese alcanzar una proporción entre el 5% y 25% de individuos.

7.5.2 Lista de métricas candidatas

Las métricas candidatas comprometen 5 grupos: *i*) riqueza y composición de especies, *ii*) tolerancia, *iii*) estructura trófica, *iv*) abundancia, y *v*) preferencia por ambiente. La lista completa de métricas candidatas, su valor máximo esperado, y su respuesta asumida respecto a la degradación ambiental según bibliografía se encuentra en la Tabla N° 16.

Tabla N° 16. Lista de métricas, valor máximo relativo de acuerdo a la integridad biótica de referencia y respuesta precedida a la degradación ambiental según bibliografía.

Métricas	Valor máximo relativo	Respuesta
I. Riqueza y Composición de especies		
Número total de sp	12	Disminución
Sp nativas	6	Disminución
Sp introducidas	0	Aumento
Proporción de sp nativas	100 %	Disminución
Proporción de sp introducidas	0 %	Aumento
Número de perciformes	3	Disminución
Proporción de perciformes	15-60%	Disminución
Número de poecílidos	0	Aumento
Proporción de poecílidos	0 %	Aumento
Número de ciprínidos	0	Aumento
Proporción de ciprínidos	0 %	Aumento
II. Tolerancia		
Sp sensibles	6	Disminución
Número de individuos sensibles	>103	Disminución
Sp tolerantes	0	Aumento
Número de individuos tolerantes	0	Aumento
III. Estructura trófica		
Número de sp insectívoros	2	Disminución
Proporción de insectívoros	5-22%	Aumento
Número de sp bentófagos	2	Disminución
Proporción de bentófagos	20-60%	Disminución
Número de sp omnívoros	2	Aumento
Biomasa de omnívoros	145,2	Aumento
Proporción de omnívoros	30-50%	Aumento
Número de lliófagos	0	Aumento
Biomasa de lliófagos	0	Aumento
IV. Abundancia		
CPUE	>103	Disminución
BPUE	>150	Disminución
V. Preferencia por ambiente		
Número de sp bentónicas	4	Disminución
Proporción de individuos bentónicos	43 -60%	Disminución
Número de sp litorales	1	Disminución
Proporción de individuos litorales	11-43%	Disminución

Fuente: elaboración propia en base a bibliografía.

7.5.3 Asignación de especies a gremios

El origen zoogeográfico quedó establecido a partir de la información bibliográfica, al igual que la preferencia de hábitat y la dieta (ver Anexo N° 4), en tanto que las respuestas diferenciales de las especies ícticas respecto de diversos factores abióticos y el hábitat fluvial se muestran en la Tabla N° 17.

Tabla N° 17. Matriz de correlación no paramétrica (coeficiente de Spearman) de la abundancia de especies ícticas respecto a variables físicas, químicas y el índice de hábitat fluvial.

Especie íctica	T	CE	SDT	Nitrito	Sulfato	DQO	pH	IHF
<i>B. microlepidotus</i>	-0.370	-0.476	-0.451	-.917(**)	-0.490	-.510(*)	0.094	.659(**)
<i>C. pisciculus</i>	-0.437	-0.139	-0.175	-.808(**)	-0.380	-.476(*)	-0.155	.692(**)
<i>P. gillissi</i>	-0.348	-.508(*)	-.472(*)	-.911(**)	-.467(*)	-.538(*)	0.119	.632(**)
<i>P. melanops</i>	-.494(*)	-0.348	-0.360	-0.509	-0.238	-.488(*)	.482(*)	.537(*)
<i>P. trucha</i>	-0.327	-0.206	-0.136	-.818(**)	-0.356	-0.438	0.018	0.311
<i>T. areolatus</i>	-0.071	-.701(**)	-.715(**)	-0.413	-.617(**)	-0.237	0.129	.562(**)
<i>G. holbrooki</i>	-0.305	0.018	-0.054	-0.297	-0.180	-0.361	-0.132	0.331
<i>C. decemmaculatus</i>	-0.246	-0.031	0.003	-0.469	-0.148	-.467(*)	-0.369	0.298
<i>C. carpio</i>	-0.032	0.263	0.318	-0.292	0.134	-0.117	-0.223	0.166
<i>C. carassius</i>	-0.142	0.235	0.263	0.061	.518(*)	-0.254	-0.223	-0.041

** Nivel de significancia $p < 0,01$; * Nivel de significancia $p < 0,05$. T: Temperatura; CE: Conductividad eléctrica; SDT: Sólidos disueltos totales; DQO: Demanda química de oxígeno; IHF: Índice de Hábitat Fluvial. Para todas las correlaciones $n=20$, excepto para nitrito $n=10$.

La tolerancia relativa, muestra que *P. gillissi* sería la especie más sensible, afectada por factores químicos (NO_2 , DQO y SO_4), físicos (CE, SDT), y además se correlaciona de forma positiva con el hábitat, medido a través del IHF (Tabla N° 18). Sobre el bagrecito *T. areolatus* incidirían al menos 4 factores, al igual que sobre *P. melanops*, aunque responden a distintos estímulos, y en distintas proporciones (SDT, CE, SO_4 e IHF para el primero, Temperatura, DQO, pH e IHF para el segundo). El pejerrey *B. microlepidotus* responde a los mismos factores que la pocha nativa *C. pisciculus*, aunque en distintas magnitudes; influirían en su abundancia el NO_2 , el IHF y la DQO; y finalmente *P. trucha*, responde fuerte e inversamente a la concentración de NO_2 en el ambiente. Aunque la gambusia manchada *C. decemmaculatus* responde inversamente a la DQO en el agua, su carácter de especie introducida y la clasificación de tolerante hecha para la provincia de Córdoba (Argentina, de donde es originaria; Bistoni *et al.*, 1999) sugieren no clasificarla dentro de los gremios de tolerancia para el estero Puangue. *G. holbrooki* y *C. carpio* no se correlacionaron de forma estadísticamente significativa con ninguna variable de impacto, en tanto que la abundancia de *C. carassius* se correlacionó positivamente con la concentración de SO_4 (0,518; $p < 0,05$), al igual que su biomasa (0.521; $p < 0,05$), sugiriendo que presentaría afinidad por estas condiciones. Estos resultados indican que 3 de las cuatro especies introducidas consideradas en el análisis del presente estudio no se verían afectadas por condiciones ambientales tales como parámetros físicos, químicos o de hábitat, por lo que se clasificarían como tolerantes a los cambios en la calidad del agua y degradación del hábitat.

Tabla N° 18. Rango de sensibilidad decreciente de especies ícticas respecto a correlaciones estadísticamente significativas con factores ambientales.

Rango de sensibilidad	Factores incidentes	Especie
+ sensibles	NO ₂ ** , IHF** , CE* , DQO* , SDT* SO ₄ *	<i>P. gillissi</i>
↓	SDT** , CE** , SO ₄ ** , IHF**	<i>T. areolatus</i>
	Temp* , DQO* , pH* , IHF*	<i>P. melanops</i>
	NO ₂ ** , IHF** , DQO*	<i>B. microlepidotus</i>
	NO ₂ ** , IHF** , DQO*	<i>C. pisciculus</i>
	NO ₂ **	<i>P. trucha</i>
- sensibles	DQO*	<i>C. decemmaculatus</i>

** Significancia $p < 0,01$; * significancia $p < 0,05$; NO₂: Nitrito, IHF: Índice de Hábitat Fluvial; CE: Conductividad eléctrica; SDT: Sólidos disueltos totales; SO₄: Sulfato; DQO: Demanda química de oxígeno; Temp: Temperatura.

Así, las especies ícticas se clasifican en términos de origen zoogeográfico, tolerancia relativa a cambios en la calidad del agua y degradación del hábitat, preferencia de hábitat y dieta, según la Tabla N° 19.

Tabla N° 19. Gremios de origen zoogeográfico, tolerancia, preferencia de zona en columna de agua y dieta para las especies ícticas actualmente presentes en el estero Puangue.

Especie	Origen zoogeográfico	Tolerancia	Preferencia	Dieta
<i>Basilichthys microlepidotus</i>	Nativa*	baja	Pelágica	Omnívoro
<i>Cheirodon pisciculus</i>	Nativa*	baja	Litoral	Omnívoro
<i>Percilia gillissi</i>	Nativa*	baja	Bentónica	Bentófago
<i>Percichthys melanops</i>	Nativa*	baja	Bentónica	Insectívoro
<i>Percichthys trucha</i>	Nativa	baja	Bentónica	Insectívoro
<i>Trichomycterus areolatus</i>	Nativa*	baja	Bentónica	Bentófago
<i>Gambusia holbrooki</i>	Introducida	alta	Litoral	Insectívoro
<i>Cnesterodon decemmaculatus</i>	Introducida	-	Litoral	Omnívoro
<i>Cyprinus carpio</i>	Introducida	alta	Bentónica	Omn-Iliófago
<i>Carassius carassius</i>	Introducida	alta	Bentónica	Omn-Iliófago

Fuente: Elaboración propia en base a Buen (1959), Campos (1970), Duarte *et al* (1971), Urzúa *et al* (1977), Moreno y Moran (1981), Arratia (1983), Ruiz *et al.* (1993), Ruiz (1993), Habit (1994), Campos *et al.* (1995), Campos *et al.* (1998), Habit (1998), Bistoni *et al.* (1999), Vila *et al.* (1999), Dyer (2000), Berríos (2002), Mazzeo *et al.* (2003), Ruiz y Marchant (2004), Habit *et al.* (2005). Ver detalles por especie en Anexo N° 4.

* Especies endémicas de la provincia ictiogeográfica Chilena *sensu* Dyer (2000).

7.5.4 IIBP: Composición y riqueza de especies

Las métricas del grupo composición y riqueza de especies y las correlaciones con las variables de impacto se exponen en la Tabla N° 20. La riqueza, tanto de especies en general como de especies nativas, muestran correlaciones altas y estadísticamente significativas para el NO₂, SO₄ (sólo la segunda), DQO, uso de suelo de la cuenca de drenaje e IHF. La proporción de individuos nativos muestra el mismo patrón, excepto en DQO. Tanto el número de perciformes, como la proporción de individuos perciformes presentan altas correlaciones; el primero muestra un

comportamiento similar a la riqueza de especies, en tanto el segundo presenta correlaciones significativas a un mayor número de factores ambientales (CE, NO₂, SO₄, uso de suelo agrícola y urbano e IHF). Estas son las métricas seleccionadas de este ítem. Cabe destacar la correlación inversa y significativa del número de poecílicos al nitrito.

Tabla N° 20. Matriz de correlación no paramétrica (coeficiente de Spearman) de las métricas de composición y riqueza de especies respecto a variables físicas, químicas, uso de suelo y el índice de hábitat fluvial.

Métrica	Temp	CE	SDT	Nitrito	pH	SO ₄	DQO	Agr	Urb	IHF
r	-0.475(*)	-0.328	-0.347	-0.790(**)	-0.092	-0.451(*)	-0.638(**)	-0.663(**)	-0.646(**)	.764(**)
rnat	-0.427	-0.415	-0.431	-0.739(**)	0.056	-0.563(**)	-0.560(*)	-0.726(**)	-0.721(**)	.783(**)
rint	-0.256	0.039	0.025	-0.427	-0.422	-0.027	-0.450(*)	-0.195	-0.187	0.306
pnat	-0.340	-0.368	-0.405	-0.576(**)	0.045	-0.610(**)	-0.341	-0.599(**)	-0.600(**)	.730(**)
pint	-0.321	0.192	0.159	-0.042	-0.213	0.173	-0.396	0.154	0.166	-0.108
nperc	-0.360	-0.433	-0.386	-0.642(**)	0.136	-0.441	-0.546(*)	-0.674(**)	-0.668(**)	.612(**)
npoec	-0.226	-0.043	-0.076	-0.462(*)	-0.400	-0.166	-0.385	-0.197	-0.180	0.366
ncipr	-0.109	0.285	0.354	-0.077	-0.196	0.341	-0.251	-0.069	-0.074	-0.016
ppercc	-0.327	-0.526(*)	-0.484(*)	-0.642(**)	0.185	-0.501(*)	-0.506(*)	-0.702(**)	-0.710(**)	.645(**)
ppoec	-0.258	0.129	0.054	-0.147	-0.214	-0.040	-0.274	0.133	0.161	0.078
pcipr	-0.119	0.276	0.347	-0.051	-0.178	0.360	-0.266	-0.066	-0.074	-0.055

r: riqueza de especies, rnat: riqueza de especies nativas, rint: riqueza de especies introducidas, pnat: proporción de especies nativas, pint: proporción de especies introducidas, nperc: número de perciformes, npoec: número de Poecilidae, ncipr: número de Cyprinidae, pperc: proporción de individuos perciformes, ppoec: proporción de individuos Poecilidae, y pcipr: proporción de individuos Cyprinidae.

** Significancia estadística $p < 0,01$; * Significancia estadística $p < 0,05$; para todas las correlaciones $n=20$, excepto para nitrito $n=10$.

7.5.5 IIBP: Tolerancia

Las 4 métricas candidatas del ítem tolerancia y sus respectivas correlaciones con factores ambientales se aprecian en la Tabla N° 21. El número de especies sensibles y el número de individuos sensibles mostraron altas y significativas correlaciones a todos los factores ambientales (la primera excepto al pH, CE y SDT, la segunda sólo excepto al pH), en tanto que las especies tolerantes y el número de individuos tolerantes no mostraron correlaciones estadísticamente significativas. Se seleccionó el número de especies sensibles y el número de individuos sensibles como las métricas de este ítem.

Tabla N° 21. Matriz de correlación no paramétrica (coeficiente de Spearman) de las métricas de tolerancia respecto a variables físicas, químicas, uso de suelo y el índice de hábitat fluvial.

Métrica	Temp	CE	SDT	Nitrito	pH	Sulf	DQO	Agr	Urb	IHF
nsens	-0.561(*)	-0.490(*)	-0.494(*)	-0.763(**)	0.498(*)	-0.562(**)	-0.696(**)	-0.774(**)	-0.772(**)	0.788(**)
ntole	-0.168	0.032	-0.028	-0.398	-0.194	-0.044	-0.320	-0.207	-0.238	0.229
nisens	-0.533(*)	-0.553(*)	-0.550(*)	-0.813(**)	0.494(*)	-0.614(**)	-0.628(**)	-0.795(**)	-0.787(**)	0.837(**)
nitole	-0.238	0.098	0.020	-0.266	-0.079	-0.006	-0.352	-0.149	-0.188	0.192

nsens: número de especies sensibles, ntol: número de especies tolerantes, nisens: número de individuos sensibles, nitole: número de individuos tolerantes.

** Significancia estadística $p < 0,01$; * Significancia estadística $p < 0,05$; para todas las correlaciones $n=20$, excepto para nitrito $n=10$.

7.5.6 IIBP: Preferencias de hábitat

Respecto a las métricas descriptoras de las preferencias de hábitat (Tabla N° 22), la proporción de individuos con hábitos bentónicos mostró correlaciones estadísticamente significativas a contaminantes físicos (CE y SDT), químicos (NO_2 y SO_4), uso de suelo (agrícola y urbano e industrial) y el IHF. El número de especies bentónicas se correlacionó tanto con CE, NO_2 , DQO, uso de suelo agrícola y urbano, además del IHF. El número de especies litorales mostró, por otro lado, correlaciones significativas sólo con NO_2 y DQO. La proporción de individuos litorales no mostró correlación significativa con los factores ambientales seleccionados. Las 3 primeras métricas fueron las escogidas de este ítem.

Tabla N° 22. Matriz de correlación no paramétrica (coeficiente de Spearman) de las métricas de preferencia de hábitat respecto a variables físicas, químicas, uso de suelo y el índice de hábitat fluvial.

Métrica	Temp	CE	SDT	Nitrito	pH	Sulf	DQO	Agr	Urb	IHF
nbent	-0.479(*)	-0.510(*)	-0.474(*)	-0.687(**)	0.416	-0.470(*)	-0.640(**)	-0.764(**)	-0.762(**)	0.724(**)
pbent	-0.345	-0.740(**)	-0.705(**)	-0.602(**)	0.326	-0.686(**)	-0.492(*)	-0.821(**)	-0.832(**)	0.766(**)
nlito	-0.378	-0.048	-0.106	-0.613(**)	0.076	-0.187	-0.573(**)	-0.301	-0.305	0.454(*)
plito	-0.442	0.131	0.100	-0.269	0.302	-0.120	-0.460(*)	0.027	0.057	0.324

nbent: número de especies bentónicas, pbent: proporción de individuos de hábitos bentónicos, nlito: número de especies litorales, plito: proporción de individuos de hábitos litorales

** Significancia estadística $p < 0,01$; * Significancia estadística $p < 0,05$; para todas las correlaciones $n=20$, excepto para nitrito $n=10$.

7.5.7 IIBP: Estructura trófica

Dentro de las métricas seleccionadas del actual ítem (Tabla N° 23) encontramos el número de insectívoros (respondiendo a 6 factores: temperatura, nitrito, DQO, usos de suelo agrícola y urbano e industrial y el IHF), el número y proporción de bentófagos (respondiendo a 8 y 7 factores: CE, SDT, NO_2 , SO_4 , DQO, uso agrícola y urbano e industrial, y al IHF, en distintas magnitudes, excepto DQO para el segundo), y el número y biomasa de omnívoros (correlacionándose la primera a DQO, e IHF, la segunda a temperatura, NO_2 , DQO e IHF). El

gremio de Iliófagos no presentó correlaciones significativas en ninguna variante respecto a los parámetros ambientales evaluados, por lo que no se seleccionaron. Adicionalmente se seleccionó la biomasa de omnívoros (considerando *C. carassius* y *C. carpio* como omnívoros) ya que se observó un aumento localizado de esta métrica en las estaciones 5 y 5-1, encontrando además correlaciones significativas y elevadas con 4 factores ambientales (temperatura, nitrito, DQO e IHF).

Tabla N° 23. Matriz de correlación no paramétrica (coeficiente de Spearman) de las métricas de estructura trófica respecto a variables físicas, químicas, uso de suelo y el índice de hábitat fluvial.

Métrica	Temp	CE	SDT	Nitrito	pH	Sulf	DQO	Agr	Urb	IHF
ninsec	-.603(**)	-0.339	-0.362	-.867(**)	0.297	-0.407	-.719(**)	-.643(**)	-.631(**)	.572(**)
pinsec	-0.444	0.007	-0.083	0.006	-0.021	-0.081	-0.424	-0.299	-0.294	0.282
nbenfg	-0.334	-.672(**)	-.658(**)	-.725(*)	0.339	-.603(**)	-.533(*)	-.782(**)	-.807(**)	.723(**)
pbenfg	-0.309	-.645(**)	-.637(**)	-.789(**)	0.321	-.585(**)	-.377	-.691(**)	-.722(**)	.651(**)
nomni	-0.442	-0.201	-0.205	-0.582	0.388	-0.287	-.631(**)	-.473(*)	-.449(*)	.607(**)
pomni	-0.255	0.304	0.272	0.442	0.047	0.079	-0.322	0.139	0.164	0.227
bomni	-.573(**)	-0.133	-0.141	-.787(**)	0.382	-0.255	-.670(**)	-.480(*)	-.445(*)	.701(**)
niliof	-0.032	0.263	0.318	-0.117	-0.069	0.192	-0.117	-0.040	-0.029	0.108
piliof	-0.032	0.263	0.318	-0.117	-0.069	0.192	-0.117	-0.040	-0.029	0.108

ninsec: número de especies insectívoras, pinsec: proporción de individuos insectívoros, nbenfg: número de especies bentófagas, pbenfg: proporción de individuos bentófagos, nomni: número de especies omnívoras, pomni: proporción de individuos omnívoros, bomni: biomasa de omnívoros, niliof: número de especies iliófagas, piliof: proporción de individuos Iliófagos,

** Significancia estadística $p < 0,01$; * Significancia estadística $p < 0,05$; para todas las correlaciones $n=20$, excepto para nitrito $n=10$.

7.5.8 IIBP: Abundancia

Finalmente, tanto la CPUE como la BPUE presentaron correlaciones significativas con todos los parámetros evaluados excepto el pH, CE y SDT (Tabla N° 24). Ambas métricas fueron seleccionadas.

Tabla N° 24. Matriz de correlación no paramétrica (coeficiente de Spearman) de las métricas de abundancia respecto a variables físicas, químicas, uso de suelo y el índice de hábitat fluvial.

Métrica	Temp	CE	SDT	Nitrito	pH	Sulf	DQO	Agr	Urb	IHF
cpue	-.723(**)	-.449(*)	-.453(*)	-.810(**)	0.175	-.572(**)	-.822(**)	-.733(**)	-.713(**)	.786(**)
bpue	-.673(**)	-0.379	-0.371	-.789(**)	0.100	-.501(*)	-.755(**)	-.667(**)	-.649(**)	.806(**)

cpue: captura por unidad de esfuerzo, bpue: biomasa por unidad de esfuerzo

** Significancia estadística $p < 0,01$; * Significancia estadística $p < 0,05$; para todas las correlaciones $n=20$, excepto para nitrito $n=10$.

7.5.9 Selección de métricas finales

De las 35 métricas seleccionadas en los ítems anteriores, y tras el proceso iterativo de eliminación de métricas redundantes (ver lista completa en Anexos N° 2 y 3), se llegó a una lista

reducida de 9 métricas (Tabla N° 25). En general, no presentan redundancia entre sí (de acuerdo al criterio de correlación $<0,8$; $p<0,01$), pero sí correlaciones elevadas, como la proporción de especies nativas (exhibe correlaciones altas respecto a la proporción de bentófagos y CPUE), número de poecílicos (se correlaciona con el número de individuos tolerantes) y CPUE (presenta alta correlación con la proporción de bentófagos nativos). Sin embargo, como se expuso en los numerales 7.5.4 a 7.5.8, las métricas responden a distintos estresores, y en el caso de ser los mismos, responden en distintas magnitudes, además de ser métricas conceptualmente diferentes. El caso de la métrica número de perciformes (nperc), exhibe correlaciones altas con la proporción de bentófagos (pbenfg) y con la captura por unidad de esfuerzo (cpue), sin embargo, el análisis del comportamiento y de la expresión gráfica de dichas métricas (Tablas N° 20, 23 y 24, Anexo N° 5) revela que responden de forma diferenciada tanto a parámetros físicos (conductividad eléctrica y sólidos disueltos totales), como a la demanda química de oxígeno, por lo que a pesar de exhibir un comportamiento estadístico similar, en este caso queda de manifiesto que son gremios inherentemente distintos (el número de perciformes incorpora 2 taxa insectívoros: *P. trucha* y *P. melanops* y 1 bentófago: *P. gillisi*). La CPUE por el contrario es esperable que tenga una conducta afín a todas las métricas, ya que es una medida de abundancia; de esta forma se escogió igualmente.

Tabla N° 25. Matriz de redundancia de métricas finales candidatas al Índice de Integridad Biótica aplicable al estero Puangue (IIBP).

	pnat	pint	nperc	npoec	ncipr	nitole	pbenfg	bomni	cpue
pnat		-0.402	.514(*)	0.118	-0.075	0.093	.693(**)	0.186	.672(**)
pint	-0.402		0.128	.571(**)	0.325	.540(*)	-0.187	0.444	0.152
nperc	.514(*)	0.128		0.273	0.322	0.277	.802(**)	.603(**)	.813(**)
npoec	0.118	.571(**)	0.273		0.197	.755(**)	0.365	0.170	.602(**)
ncipr	-0.075	0.325	0.322	0.197		.521(*)	0.066	0.418	0.167
nitole	0.093	.540(*)	0.277	.755(**)	.521(*)		0.249	0.098	.513(*)
pbenfg	.693(**)	-0.187	.802(**)	0.365	0.066	0.249		-0.082	.785(**)
bomni	0.186	0.444	.603(**)	0.170	0.418	0.098	-0.082		0.176
cpue	.672(**)	0.152	.813(**)	.602(**)	0.167	.513(*)	.785(**)	0.176	

pnat: proporción de individuos nativos, pint: proporción de individuos introducidos, nperc: número de perciformes, npoec: número de poecílicos, ncipr: número de ciprínidos, nitole: número de individuos tolerantes, pbenfg: proporción de bentófagos, bomni: biomasa de omnívoros, cpue: captura por unidad de esfuerzo.

** Significancia estadística $p<0,01$; * Significancia estadística $p<0,05$; todas las correlaciones $n=20$

7.5.10 Puntuación de métricas

Finalmente, se desarrollaron los criterios de puntuación para las métricas, de acuerdo a la Tabla N° 26. Se consideró el percentil 95 del total de datos como criterio de corte superior, y el percentil 5 como criterio de corte inferior. La métrica 1 se puntúa con el máximo (5) toda vez que la

proporción de individuos nativos sea mayor a 0.66, la condición medianamente desviado (3) se alcanza al obtener una proporción menor a 0.66 y mayor a 0.33, en tanto que la condición de fuertemente desviado (1) se obtiene al encontrar una proporción menor a 0.33 y mayor a 0 de individuos nativos. La métrica número 2 (proporción de individuos introducidos) tiene el mismo criterio de puntuación, pero inverso. El número de perciformes (métrica número 3) obtiene el máximo (5) únicamente si hay 3 especies pertenecientes a este orden, obtiene 3 si hay 2 percoides, y 1 si hay 1 taxa o no están presentes. El número de poecílicos y de ciprínidos (métricas 4 y 5) obtienen sus puntuaciones de la misma forma: (5) si no hay taxa presentes, (3) si hay 1 taxa presente, y (1) si está el máximo de ciprínidos (2) y poecílicos (2) presentes. La abundancia de individuos tolerantes obtiene 5 al encontrar 14 o menos individuos, 3 puntos si hay menos de 27 individuos y 1 si hay más de 27 individuos. La proporción de bentófagos es la óptima (5) al encontrar más de 14% de este gremio trófico en el total de individuos, es catalogada como medianamente desviada (5) al encontrar menos de 14% y más de 7% de bentófagos, y se clasifica como pobre (1) si se encuentran menos de 7% de bentófagos. La biomasa de omnívoros es óptima (5) cuando es menor a 145.3 g, es media (3) cuando es mayor a 145.3 g y menor a 682 g, y pobre (5) cuando es mayor a 682 g. Finalmente, la CPUE es alta (5) al encontrar más de 95 individuos, media (3) al encontrar menos de 95 y más de 47 individuos, y pobre (1) al encontrar menos de 47 individuos. Adicionalmente, las métricas 1 a 6 fueron normalizadas por el percentil 66 y 33 de la CPUE (37 y 2 individuos, respectivamente): la puntuación máxima (5) disminuía a 3 si la CPUE era menor a 37 individuos y mayor a 2 individuos, y la puntuación máxima disminuía a 1 si la CPUE era mayor a 0 y menor o igual a 2 individuos.

Tabla N° 26. Criterios de puntuación de las métricas involucradas en el Índice de Integridad Biótica aplicable al estero Puangue (IIBP).

Métricas	Puntajes		
	5	3	1
1. Proporción de individuos nativos	>0.66	<0.66 y >0.33	>0 y <0.33
2. Proporción de individuos introducidos	<0.33	>0.33 y <0.66	>0.66
3. Número de perciformes	3	2	<=1
4. Número de poecílicos	0	1	2
5. Número de ciprínidos	0	1	2
6. Abundancia de individuos tolerantes	<=14	<=27	>27
7. Proporción de bentófagos	>0.14	<0.14 y >0.7	<0.7
8. Biomasa de omnívoros	<=145.3	>145.3 y <682.0	>682.0
9. Captura por unidad de esfuerzo	>95	<95 y > 47	<47

7.6 APLICACIÓN DEL IIBP

La aplicación del índice de Integridad Biótica al muestreo biológico realizado durante el 2006 en el estero Puangue y los puntajes de cada métrica se detallan en la Tabla N° 27. Destaca el buen estado de la estación 1 en otoño, con 45 puntos, obteniendo el máximo en todas las métricas. La misma estación en primavera disminuyó considerablemente en el número de perciformes, la biomasa de omnívoros y la CPUE, obteniendo 37 puntos. Las estaciones 2, 3, 4, 5 y 8 tuvieron puntajes similares tanto en otoño, como en primavera. En las estaciones 5-1, 6, 7, 9 se observa una abrupta disminución en su puntuación, básicamente debido a no encontrar peces durante el muestreo. La proporción de especies nativas estuvo en el óptimo en las estaciones 1 y 3, en ambos muestreos, al igual que la proporción de especies introducidas. El número de perciformes sólo fue el óptimo en la estación 1 en otoño, encontrándose medianamente desviada de la referencia en las estaciones 2, 3 y 4 en otoño, y hallándose considerablemente alejadas del óptimo en el resto de estaciones. El número de poecílidos estuvo en el óptimo sólo en la estación 1, encontrando presentes a *C. decemmaculatus* y a *G. holbrooki* en el resto de estaciones, excepto cuando no había peces; los ciprínidos en cambio se encontraron asociados principalmente a las estaciones 4, 5 y 5-1, además se observó a lugareños en la estación 7 cazándolos. La proporción de bentófagos estuvo dentro del óptimo en las primeras 3 estaciones, encontrándose en el mínimo en el resto de estaciones. La captura por unidad de esfuerzo se consideró alta en las estaciones 1, 2 y 3 en otoño y estación 3 en primavera, media en las estaciones 1 y 5 (otoño) y 4 (primavera), y baja en el resto de estaciones.

Tabla N° 27. Puntajes de métricas e IIBP por estación de trabajo y período de muestreo.

Estaciones		pnat	pint	nperc	npoec	ncipr	nitole	pbenfg	bomni	cpue	IIBP
1. Colliguay	Jun	5	5	5	5	5	5	5	5	5	45
	Nov	5	5	1	5	5	5	5	3	3	37
2. Cerro Viejo	Jun	1	1	3	1	5	3	5	5	5	29
	Nov	3	3	1	1	3	3	5	5	1	25
3. Curacaví	Jun	5	5	3	1	5	5	5	3	5	37
	Nov	5	5	1	1	5	5	5	5	5	37
4. Lolenco	Jun	1	1	3	1	3	3	1	3	3	19
	Nov	1	1	1	1	3	3	1	5	1	17
5. Los Rulos	Jun	3	3	1	1	1	1	1	1	3	15
	Nov	1	1	1	1	3	3	1	5	1	17
5-1. Canal Los Rulos	Jun	1	1	1	1	1	1	1	1	1	9
	Nov	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
6. San Lorenzo	Jun	1	1	1	1	3	3	1	5	1	17
	Nov	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
7. Ranchillo	Jun	1	1	1	1	1	1	1	5	1	13
	Nov	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
8. Chorombo bajo	Jun	1	1	1	1	3	3	1	5	1	17
	Nov	1	1	1	1	1	1	1	5	1	13
9. Ruta 78	Jun	1	1	1	1	3	3	1	5	1	17
	Nov	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

El análisis de regresión de los valores del IIBP respecto a la distancia desde el origen del estero Puangue (en km), muestra que, si bien disminuye a una tasa de $0,3 \text{ km}^{-1}$, el grado de linealidad es medio (Tabla N° 28; $R^2=0,472$; $p<0,01$), lo que sugiere que la distancia hacia el origen no es un factor primordial que afectaría la integridad biótica, traspasando el protagonismo exhibido en el IHF a factores ambientales como nitrito, DQO y temperatura, variables con las que si exhibe correlaciones altas y estadísticamente significativas (Tabla N° 29).

Tabla N° 28. Análisis de regresión de los valores del Índice de Integridad Biótica (IIBP) respecto a la distancia en km desde el origen del estero Puangue.

Variable dependiente (valores de IIBP)		(n=16)	$R^2=0,472$
Coefficientes variables	Error estándar	t	Significancia
Constante = 36.020	4.973	7.243	0.000
Distancia = -0.306	0.081	-3.786	0.002

Tabla N° 29. Matriz de correlación no paramétrica (coeficiente de correlación de Spearman) del Índice de Integridad Biótica respecto de factores ambientales.

	Temp	CE	SDT	Nitrito	Sulf	DQO	pH	Agr	Urb	IHF
IIBP	-0.620(**)	-0.162	-0.129	-0.796(**)	-0.239	-0.674(**)	0.004	-0.405	-0.391	0.444

Finalmente, en base a los valores del IIBP y las clases de integridad sugeridas de acuerdo a rangos de puntuación del IIBP (Tabla N° 30), sólo la estación 1 en otoño presentaría condiciones de excelente, las estaciones 1, 3 (primavera) y 3 (otoño) se considerarían como buena, las estaciones 1 y 3 (otoño y primavera respectivamente) tendrían regular integridad biótica, la estación 2 llegaría a las clases de integridad biótica regular (otoño) y pobre (primavera), la estación 4 sería pobre en otoño y muy pobre en primavera y el resto de estaciones (5, 5-1, 6, 7, 8 y 9) tendrían la categoría de muy pobre en ambos muestreos, excepto las estaciones 5-1, 6, 7 y 9 (en otoño) que obtuvieron la menor clasificación, al no haber fauna íctica (Tabla N° 31, Figuras N° 16 y 17).

Tabla N° 30. Rangos de puntuación sugeridos para el IIBP.

Rango de puntuación	Clase de integridad biótica
41-45	Excelente
34-40	Buena
26-33	Regular
18-25	Pobre
9-18	Muy pobre
0	Sin peces

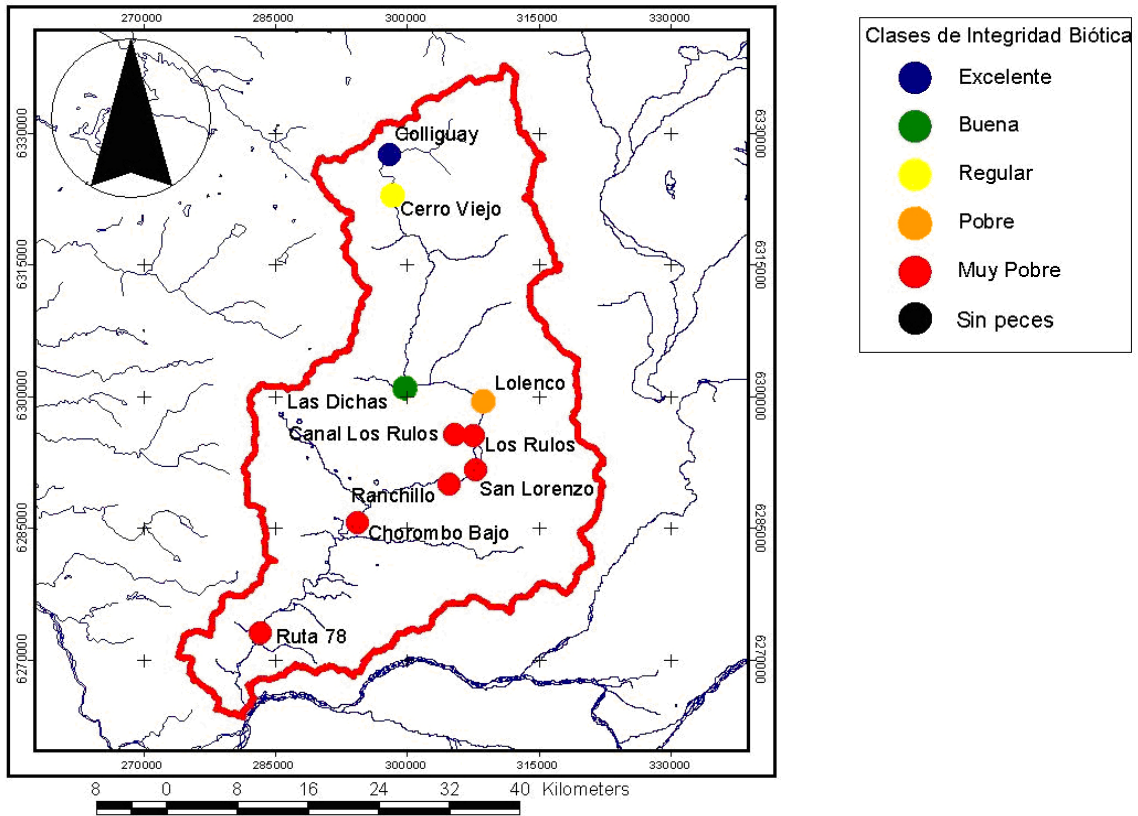


Figura N° 16. Clases de integridad biótica derivadas de la aplicación del Índice de Integridad Biótica en el estero Puangue durante Junio de 2006.

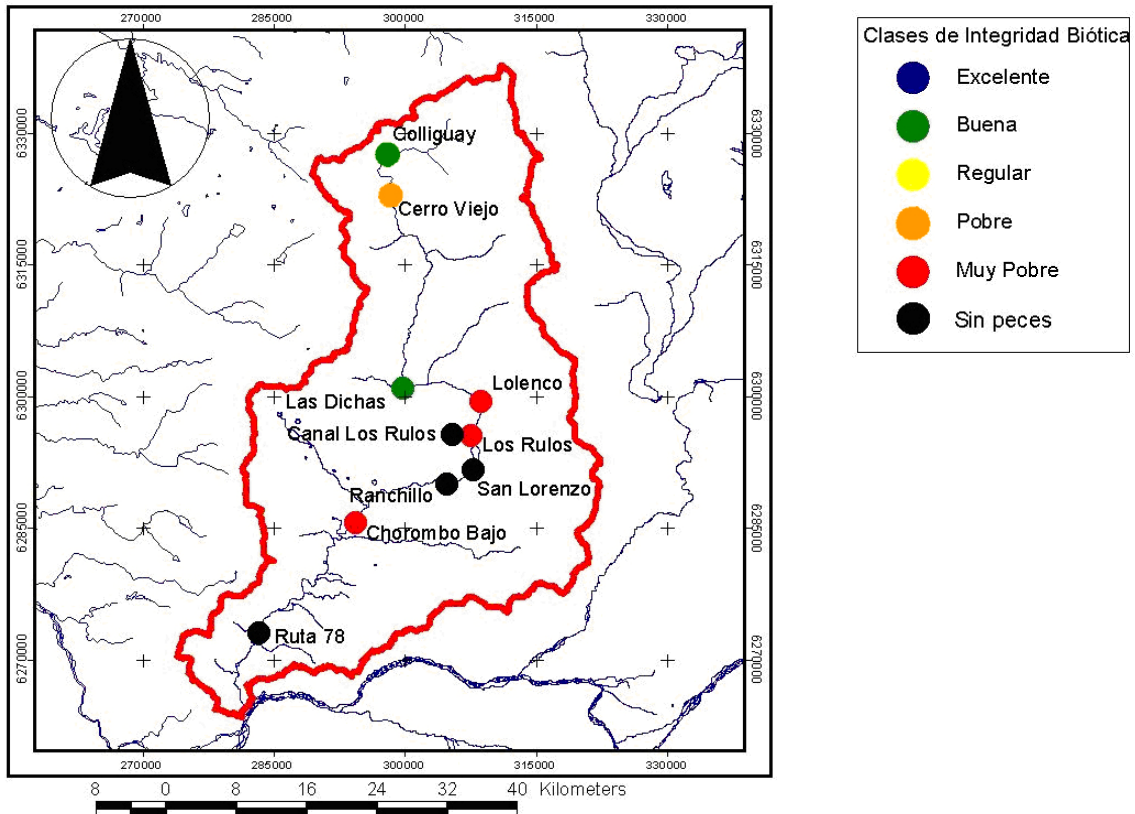


Figura N° 17. Clases de integridad biótica derivadas de la aplicación del Índice de Integridad Biótica en el estero Puangue durante Noviembre de 2006.

Tabla N° 31. Valores de IIBP durante los muestreos otoñal y primaveral.

Estación de trabajo	IIBP Otoño	IIBP Primavera	Integridad Biótica Asociada
1. Colliguay	45	37	Buena
2. Cerro Viejo	29	25	Pobre
3. Curacaví	37	37	Buena
4. Lolenco	19	17	Muy pobre
5. Los Rulos	15	17	Muy pobre
5-1. Canal Los Rulos	9	0	Muy pobre
6. San Lorenzo	9	0	Muy pobre
7. Ranchillo	17	0	Muy pobre
8. Chorombo bajo	13	0	Muy pobre
9. Ruta 78	17	13	Muy pobre

7.7 ESTADO ECOLÓGICO GENERAL

Considerando la peor categoría obtenida para las variables biológica, físico-estructural y fisicoquímica en el estero Puangue durante el año 2006, y lo expuesto en las Tablas N° 12, 14 y 31, se consigna, a modo de resumen y de forma general (Tabla N° 32, Figura N° 18) que respecto al Estado Ecológico la estación 1 tendría la categoría de Bueno, la estación 2 tendría la condición de Deficiente, la estación 3 obtendría el estado Moderado y las estaciones 4, 5, 5-1, 6, 7, 8 y 9 obtendrían el calificativo de Malo.

Tabla N° 32. Matriz resumen de variables biológica, física-estructural y fisicoquímica, para la determinación del Estado Ecológico del estero Puangue.

Estación de trabajo	IIBP	IHF	ANSCA Río Maipo	ESTADO ECOLÓGICO
1. Colliguay	Buena	Excelente	Excelente	Bueno
2. Cerro Viejo	Pobre	Buena	Excelente	Deficiente
3. Curacaví	Buena	Regular	Excelente	Moderado
4. Lolenco	Muy pobre	Regular	Excelente	Malo
5. Los Rulos	Muy pobre	Regular	Muy pobre	Malo
5-1. Canal los Rulos	Muy pobre	Pobre	Muy pobre	Malo
6. San Lorenzo	Muy pobre	Pobre	Excelente	Malo
7. Ranchillo	Muy pobre	Pobre	Muy pobre	Malo
8. Chorombo bajo	Muy pobre	Regular	Regular	Malo
9. Ruta 78	Muy pobre	Pobre	Regular	Malo

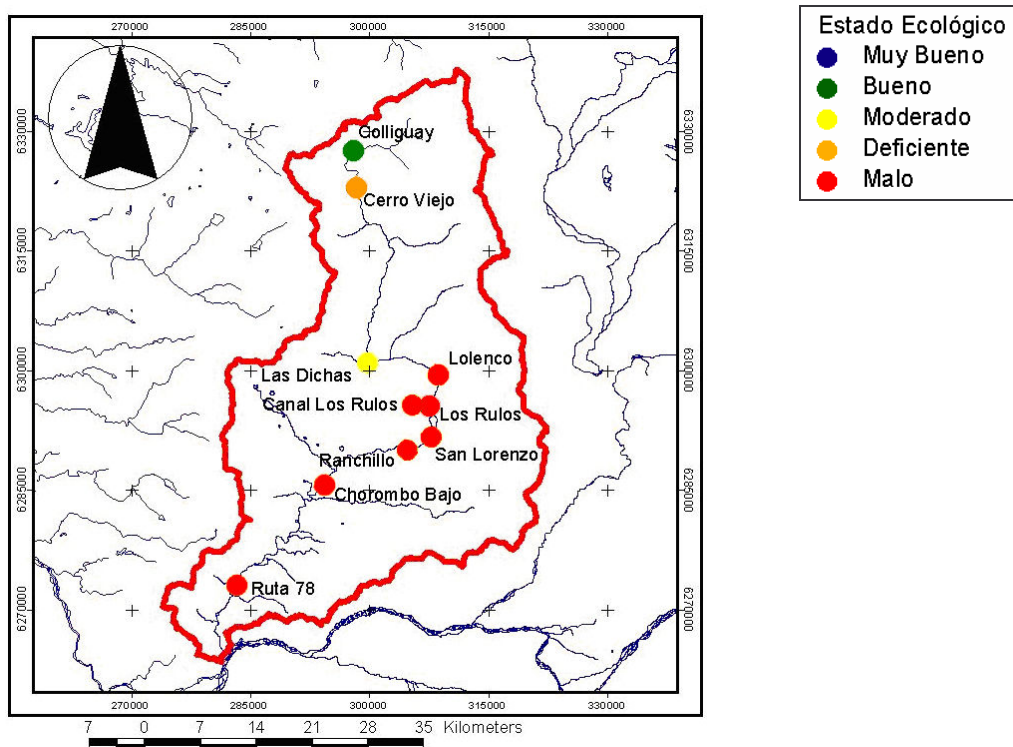


Figura N° 18. Estado Ecológico determinado para el estero Puangue en cada estación de trabajo.

8. DISCUSIÓN

Cuenca hidrográfica como área de estudio

En general las aproximaciones al estudio de peces utilizan enfoques administrativos para describir aspectos ecológicos o distribucionales (ver por ejemplo Dazarola, 1972; Brown, 1975). Son comunes los estudios de peces de una región administrativa en particular, una porción de una región (López, 2005), o una zona delimitada especialmente para efectos del estudio (por ejemplo Cabezas, 2006). Incluso la última revisión de las categorías de conservación de peces continentales del país utiliza regiones administrativas para describir la distribución de las distintas especies ícticas (Campos *et al.*, 1998). Por el contrario, para seleccionar una unidad de estudio bajo el concepto de la integridad biótica, requiere esencialmente utilizar el enfoque ecosistémico al marcar límites ante todo físicos en el intercambio de materia y energía, límites que no son consistentes con las fronteras ficticias de la administración regional. Este es el criterio utilizado al seleccionar el área de estudio como la cuenca del estero Puangue, límites impuestos por la particular geomorfología y que descansan en la divisoria de aguas de una cuenca hidrológica.

La cuenca hidrográfica del estero Puangue, posee en su zona alta un remanente de bosque y matorral esclerófilo regularmente conservado, y a lo largo del curso fluvial el gradiente en el uso de suelo es evidente, habiendo sufrido los embates del aumento de la agricultura, deforestación y urbanización, situación compartida por la cuenca del estero Nonguén en el centro sur del país (Habit *et al.*, 2003). Con todo, los efectos del cambio del paisaje o cambio del uso de suelo en la estructura del ensamble de peces no es asumida como tal, aun cuando se sabe que la conversión de suelos rurales y boscosos a agrícolas o urbanos degrada los ríos alterando la composición, estructura y funcionamiento de los ecosistemas acuáticos; además la disminución de anfibios y peces autóctonos ha sido nexada al deterioro y pérdida de hábitats riparianos (Kennen *et al.*, 2005). Por lo tanto, para comprender la variación espacial y temporal del componente biológico de los ecosistemas acuáticos, necesariamente requiere abstraerse de la perspectiva reducida de la “transecta” o estación de trabajo, hasta posicionarse en un nivel superior, una cuenca o subcuenca hidrológica, como ya se ha mencionado. Sin embargo, asumir esta postura es, en ningún caso, concluyente, pues los mismos usos de suelo, en distintas localidades indican niveles de integridad biológica diversos, reconociendo por ejemplo, el efecto complejo de la urbanización dentro de un contexto regional específico (Walton *et al.*, 2006). Con todo, las variables dependientes (la biota acuática) y la incidencia en ella de

factores ambientales desde el nivel local al nivel de paisaje proveen información, que mediada por el rigor científico, resulta ser tremendamente útil para la toma de decisiones, decisiones que comúnmente, incluso a diario, se toman sin consideraciones ecológicas (Barbour *et al.*, 2006).

Índice de Integridad Biótica aplicable al estero Puangue – IIBP

Respecto al IIBP, se plantean una serie de controversias. La primera de ellas guarda relación con la falta de muestreos ícticos para la determinación de condiciones de referencia. Si bien se utilizó información fidedigna respecto a la composición y abundancia del ensamble íctico característico del estero Puangue (colección personal prof. B. Dyer), la denominación *a priori* del puente Puangue en Colliguay (zona de recolección de dicha muestra íctica) como una zona de buena calidad ambiental, digna merecedora del calificativo de íntegra desde el punto de vista biótico, la utilización de la segunda referencia de integridad biótica, procedente de los mejores valores obtenidos de distintas capturas (obtenidos en distintas ocasiones) y la tercera referencia obtenida del seguimiento de ictiofauna en el estero Puangue (C. Quezada, en preparación), si bien todas pertenecen a la zona de Colliguay deben ser respaldadas por evaluaciones conjuntas de diversas variables, entre ellas físicas, químicas, de hábitat fluvial, bosque de ribera y otras. Aún cuando, ambos enfoques para determinar la condición de integridad biótica (y por ende, los valores cuantitativos máximos o esperados para cada métrica) son planteados como los 2 enfoques comúnmente utilizados en todas las adaptaciones y modificaciones de los IIB a lo largo del planeta (Symon & Lyons, 1995), se reafirma el carácter de sugerencia en dichas estimaciones. De todas maneras, sucesivas evaluaciones de ictiofauna en el estero Puangue, y la ampliación en el rango de aplicabilidad del IIBP deben necesariamente incorporar criterios objetivos para determinar primeramente un número de sitios no degradados (consideraciones por ejemplo definidas en Agència Catalana de l'Aigua. 2003a; o en Simon & Lyons, 1995), y posteriormente los muestreos ícticos estandarizados y sucesivos para determinar con propiedad la integridad biótica.

Ligado a lo anterior está el tema del esfuerzo de pesca utilizado en el monitoreo de ictiofauna a través del IIBP, de ahí que el utilizar esfuerzos y técnicas de pesca estandarizados para el IIBP sea una necesidad imperiosa. Recientemente Habit *et al* (2006b) documentaron la respuesta íctica a nivel comunitario en el río Biobío en el decenio 1993-2003 utilizando esfuerzos de pesca equivalentes, por lo que la aplicabilidad del IIBP depende en gran medida de la generación de protocolos de muestreo biológico o, al menos, de la utilización de esfuerzos de pesca ecuanímes, tanto en el muestreo de zonas no degradadas o de referencia, como en el muestreo

y aplicación del IIBP propiamente tal. Además de aquello, la marcada preferencia de hábitat para las especies ícticas nativas (Arratia, 1983; Hinojosa y Pantoja, 2004; Quiroz, 2006) sugiere orientar los esfuerzos de pesca hacia la incorporación de distintos hábitat (pozas, rápidos y ambientes intermedios, los llamados “run” *sensu* Jowett, 1993) y la definición de tramos fluviales mínimos en vez de utilizar un esfuerzo de pesca delimitado de otra manera. Estos dos últimos temas han llamado la atención en variadas ocasiones respecto al índice de integridad biótica (Angermeier & Karr, 1986; Didier & Kestemont, 1996; Dauwalter & Pert, 2003), estudiando como se ven afectadas las distintas métricas al variar la longitud del tramo fluvial muestreado (se considera el número de anchos promedio del cauce como un factor de la longitud del tramo; es decir, si el ancho promedio es 5 m y se muestrean 5 anchos promedio, se muestrea una longitud de 25 m lineales, de ribera a ribera). Evidentemente, la riqueza íctica es dispar a lo largo del mundo, por lo que el efecto obtenido en diversas ecoregiones de EEUU (Karr & Angermeier, 1986; Dauwalter & Pert, 2003), no es aplicable al país, manifestando la necesidad de contar con una longitud fluvial mínima, del mismo modo que el área mínima en botánica estima la mínima superficie que incluye la potencial riqueza de especies vegetales de acuerdo al hábitat. Delimitar a *priori* 100 m lineales como longitud de tramo fluvial puede ser comparable y estar estandarizado, y desde este punto de vista puede parecer apropiado, pero designar esta longitud en aplicaciones sucesivas del IIBP sin considerar los efectos que tendría en las distintas métricas no es correcto. De la misma forma, Didier & Kestemont (1996) evaluaron en Bélgica la variación de ictiofauna y su incidencia en los puntajes de las métricas del IIB considerando las influencias de los mesohábitats predominantes: pozas, rápidos y “run”. Este razonamiento debe incorporarse en el desarrollo del IIBP, puesto que especies ícticas con preferencia de hábitats someros, sustrato duro y mayor velocidad del agua (es decir rápidos, como el bagre *T. areolatus*; Arratia, 1983) requieren de técnicas de muestreo (hora del día, arte de pesca) distintas a especies pelágico-bentónicas que muestran afinidad por pozones y que tienen mayor movilidad durante las horas nocturnas (en general adultos de *Percichthys sp.* y *Basilichthys* del grupo *microlepidotus sensu* Dyer, 2000; Habit *et al.*, 2006b).

En lo que respecta a las métricas candidatas, eventualmente se podría agregar infinidad de gremios y otras métricas con sentido biológico, lo que amplía considerablemente el rango de sensibilidad del índice y agrega respuestas desde el nivel individual, hasta el nivel comunitario. No era el objetivo del presente trabajo el explorar toda la gama de métricas, pero se manifiesta el potencial de aplicación del IIBP. Los distintos gremios utilizados comúnmente desde la formulación original del índice, hasta las sucesivas adaptaciones tienen en general 3 en común: origen zoogeográfico, tolerancia y trofia (Karr, 1981; Karr *et al.*, 1986; etc.), gremios que

pasamos a revisar. La presumible incidencia de la fauna introducida (Buen, 1959; Prochelle y Campos, 1985) y la existencia de interacciones bióticas descritas entre peces foráneos y nativos (Moreno y Morán, 1981) indican la necesidad de incorporar métricas que cuantifiquen la presencia de los primeros; de ahí la selección de las métricas en el ítem de composición de especies; además dichas métricas no presentan correlación con los factores ambientales evaluados. Respecto a la tolerancia relativa de las especies ícticas, hubo un claro patrón de segregación entre especies nativas –intolerantes– e introducidas –tolerantes–, coincidente con toda la bibliografía referida (ver Anexo 4). Además la correlación de los factores ambientales respecto a la abundancia de los taxa, reafirma la importancia de la separación de especies foráneas, por lo que índices de diversidad (u otros, Moreno; 2001) en este caso darían respuestas equívocas. Finalmente la alteración de las proporciones de los distintos gremios tróficos indicaría degradación de la base alimentaria (Karr *et al.*, 1986). Sin embargo, al igual que la discusión sobre sitios de referencia suficientes, en futuras aplicaciones del IIBP se debe incorporar numerosos muestreos considerando las proporciones tróficas para poder definir con claridad cuáles son los gremios con mayor significado biológico y cuáles manifiestan una respuesta a estresores, además de no ser redundantes entre sí. Otra alternativa sería analizar la oferta ambiental de macroinvertebrados, evaluar la proporción de los gremios en base a dicha oferta, y estimar el grado de incidencia de la degradación de la base alimentaria, con criterios cuantitativos. Se reafirma de todas maneras el carácter de sugerencia de estas métricas.

La selección de métricas en base a correlación con factores ambientales es un buen inicio, pero ante todo se debe analizar la relación dosis-respuesta de cada métrica respecto a distintos estresores (J. Karr, comunicación personal); posteriormente se debe agregar análisis gráficos para asegurarse que la respuesta de dichas métricas no se superpongan en sitios referencia y en sitios degradados (Karr, 2006). Además, sería conveniente para el IIBP preferir métricas que respondan a diversos factores ambientales, en vez de seleccionar métricas con una respuesta puntual y selectiva a un estresor en particular (J. Karr, comunicación personal). En la misma línea, métricas que den respuestas similares (es decir, que tengan correlación estadística elevada y significativa), más allá de cuantificar diferentes planos del ensamble íctico, ofrecen el mismo comportamiento, por lo que la sensibilidad del índice se mantendría escogiendo una o la otra; sin embargo, Karr (2006) enfatiza que la selección de métricas debe efectuarse ante todo bajo criterios biológicos, no estadísticos. Otro criterio posible de ser incorporado es evaluar la variabilidad de cada métrica (de mantenerse estables otras variables como condición física-estructural o fisicoquímica) o el rango de sensibilidad de cada métrica (Karr *et al.*, 1986; Lyons

et al., 1996). Es factible determinar primero una estación del año en la que la aplicación del índice de los mejores resultados (en EEUU se aplica preferentemente en Verano, Karr *et al.*, 1986), y a partir de aquella estación, efectuar monitoreos frecuentes e intensivos, 3 o 4 veces y evaluar la variabilidad de cada métrica dentro de la estación, y con equipos de trabajos distintos (Hughes *et al.*, 2004).

Respecto al tema de la puntuación de métricas, es importante definir umbrales de que es lo que se considera levemente desviado de la referencia, moderadamente desviado o fuertemente desviado (puntajes 5, 3 y 1; Karr *et al.*, 1986) para el caso del estero Puangue. Además, el criterio de la trisección alternativa (Karr *et al.*, 1986) considera el percentil 95 (o percentil 5) de los valores de las métricas para definir el corte, y a partir de ese valor máximo (o mínimo), se designan los umbrales para traspasar cada categoría de desviación; el criterio numérico y el criterio biológico nuevamente deben unirse para evaluar la forma más correcta de establecer los umbrales. Estos límites son considerados críticos, ya que la ictiofauna del estero Puangue es baja en riqueza de especies (6 nativas, y 6 introducidas potenciales), similar a los ríos de agua fría de EEUU (“cold water streams”), que han tenido consideraciones especiales en cuanto a la selección y puntuación de métricas (Lyons *et al.*, 1996; Hughes *et al.*, 2004). Finalmente, es posible que la normalización de los puntajes (normalizar por CPUE, BPUE o biomasa de un taxón en particular) aporte mayor sensibilidad al índice, para compensar la baja riqueza, tal como se utilizó en las métricas 1 a 6. Se mantiene el carácter de sugerencia de estos criterios.

Más allá del proceso de adaptación el índice, la aplicación del IIBP resalta la elevada y significativa correlación respecto al sulfato y al nitrito, dejando en evidencia la dependencia de la biota por las condiciones abióticas reinantes; además manifiesta fuertemente la degradación de la fauna íctica desde la zona superior a la inferior.

Variabilidad del estado ecológico con respecto al factor físico-estructural

Una mayor frecuencia de rápidos incrementará la diversidad de la comunidad de organismos acuáticos (Pardo *et al.*, 2002), de manera tal que la frecuencia de rápidos, en ambas campañas mostró valores máximos sólo en las estaciones 1 y 2, por el contrario en las siguientes estaciones fue disminuyendo progresivamente, coincidentemente en la estación 1 se encontró las mejores clases de calidad de habitat fluvial e integridad biótica. Con respecto al sustrato se observa que a medida que las estaciones se alejan del origen del estero, éste pierde su composición heterogénea; es así que desde la estación 3, tiende a homogeneizarse llegando a

constituir un lecho simple y uniforme en las estaciones 5-1, 6 y 9, no variando entre períodos de muestreo.

El ítem regímenes de velocidad y profundidad mide la capacidad que tiene el sistema para proporcionar y mantener un ambiente estable. La presencia de una mayor variedad de regímenes de velocidad y profundidad proporciona una mayor diversidad de hábitats disponibles para los organismos (Pardo *et al.*, 2002). En general se observó una puntuación alta para la mayoría de las estaciones en este último ítem, sólo se observaron el valor mínimo en las estaciones 5-1, 6 y 9, justamente en las estaciones en las que se observó mayor degradación, tanto desde el punto de vista biótico, como fisicoquímico.

El porcentaje de sombra determina la cantidad de luz que llega al canal del río e influye en el desarrollo de los productores primarios lo cual limita la disponibilidad de alimento en el caso de que no exista una adecuada luminosidad. En las estaciones 1, 2 y 5-1 el porcentaje de sombra en el cauce fue el ideal, lo cual se puede ver reflejado entre otras cosas en la observación de abundante vegetación ribereña, en tanto en las estaciones 6 y 7 estaban totalmente expuestas, estas presentaban escasa o nula vegetación acuática.

Respecto a los elementos de heterogeneidad la presencia de troncos, ramas, y raíces expuestas estuvo presente en todas las estaciones, estos elementos proporcionan el hábitat físico que puede ser colonizado por los organismos acuáticos, a la vez que constituyen una fuente de alimento para los mismos. Los resultados sugieren, en este caso, que no fueron decisivos para la clasificación de la clase de hábitat fluvial.

Una mayor diversidad de productores primarios aporta una mayor disponibilidad de hábitats y fuente de alimento para muchos organismos a pesar de que en condiciones óptimas su concentración no debería superar el 50%. En general el porcentaje de fitoplancton, briófitos, pecton estuvo dentro del ideal en las estaciones 1, 2 y 5 en ambos muestreos, por otra parte respecto a las fanerógamas y charales en la parte alta del estero se encontraron en mayor medida macrófitas sumergidas como lucheillo (*Elodea potamogeton*), huiro (*Potamogeton sp.*) y pelo de agua (*Ceratophyllum chilensis leyb.*). En la parte media del estero estas mismas especies coexistieron con gran cantidad de especies emergidas, entre ellas totora (*Scirpus californicus*), en tanto en la parte baja del estero y cerca de su desembocadura las especies sumergidas desaparecen y predominan emergidas. Cabe resaltar que en las estaciones 5, 5-1 y 6 se observa una abrupta disminución de la vegetación acuática debido a la descarga del canal Las

Mercedes, sugiriendo que su alta carga contaminante no permite la subsistencia de vegetación acuática.

Todas estas implicancias conllevan a segregar las estaciones de acuerdo al potencial de diversidad de hábitats, haciendo patente la limitación a las poblaciones de peces y mostrando el mismo patrón longitudinal de degradación del hábitat fluvial observado en Corea del Sur con otro indicador, el QHEI (An *et al.*, 2002). Así la zona superior (estaciones 1 y 2, primeros 16 km del estero) presentaría máximo potencial para el hábitat disminuyendo a una tasa de 0,658 km⁻¹, y calificando el resto de estaciones (aproximadamente el 85% del total de la longitud muestreada del estero) con la condición regular y pobre.

Variabilidad del estado ecologico con respecto a los factores fisicos y químicos

Una parte de la variabilidad de respuestas de la biota puede atribuirse sin duda a estresores claramente identificables como son las fuentes de contaminantes puntuales y las descargas de aguas servidas (Habit *et al.*, 2005; Walton *et al.*, 2006); caso reproducible en el estero Puangue. Más allá de umbrales de descarga de efluentes (DS 90/00) o concentraciones de compuestos efectivamente medidos (ANSCA Río Maipo, 2006), los resultados sugieren que la tendencia al aumento de variados parámetros físicos y químicos podrían ser uno de los responsables de las malas condiciones de la biota. Ahora, si bien es esperable un aumento en las condiciones físicas de un cuerpo de agua (conductividad eléctrica, sólidos disueltos, temperatura, entre otros; Welcomme, 1980) a lo largo del perfil longitudinal, aumentos localizados y desproporcionales podrían deberse a factores antropogénicos. Puntualmente, unos 6 km después de la descarga de efluente sin tratar procedente de aguas servidas de Curacaví (Figuras N° 8 y N° 9), se aprecia que los agentes físicos mencionados aumentan por un factor de hasta 9 veces, situación que posteriormente se ve contrarestanda por el aporte de caudal externo y la consecuente disminución de estos parámetros físicos (el llamado “efecto de dilución” por aguas de concentración iónica débil; Welcomme, 1992). Además, medidas cualitativas como la turbiedad del agua, son indicadoras de erosión de tierras agrícolas, actividades extractivas y otras formas de alteración del suelo, que por su extensión constituyen frecuentemente el tipo de contaminación más insidiosa y el daño es a menudo permanente (Smith & Smith, 2000). Esta turbiedad se presenta de forma desigual en el estero Puangue, dominando aguas claras e inodoras en su parte superior y media, y a partir de la estación 4 (excepto la estación 5) presenta aguas turbias y con olor a putrefacción, situación que es debida a la materia orgánica presente y a procesos de descomposición anaerobia. Este material

fino, además de causar sedimentación y déficit de oxígeno disuelto en las capas inferiores del sedimento, afecta directamente a los peces depositándose en sus branquias y asfixiándolos (Smith & Smith, 2000), además en las zonas de grava en que hay puestos huevos de especies ícticas, ocasiona una mortalidad notable (Welcomme, 1980). El aumento de temperatura igualmente puede deberse a incidencia antropogénica; en invierno se hace patente el aumento en casi 2° C de la estación 4 respecto a la estación anterior, efecto que se hace innegable igualmente en primavera en el Canal Los Rulos (estación 5-1) en más de 2° C. Si bien la temperatura en cuerpos de agua está muy determinada por la hora del día en que se hace la medición, está igualmente documentado que los canales de regadío (estación 5-1), los efluentes urbanos (estación 4) y en general superficies impermeables o alteradas (“impervious”) aumentan la temperatura de los cursos de agua donde descargan (Miltner *et al.*, 2004).

Referente a los parámetros químicos, el sulfato muestra una clara afinidad por las estaciones 5 y 5-1, estaciones que presentan un patrón de uso de suelo marcadamente agrícola; Ávila (1984) señalaba que las cuencas con mayor porcentaje de agricultura tenían mayor incidencia de nitrato (NO_3^-), Opazo y Razeto (2001) mencionan como fertilizantes comunes en Chile distintos compuestos de potasio (entre ellos nitrato de potasio y sulfato de potasio, KNO_3 y K_2SO_4), por lo tanto, se puede esperar un aumento tanto de compuestos nitrogenados (sales binarias de NO_3^-), como de compuestos sulfatados (SO_4^{2-}) en cuencas agrícolas con uso de fertilizantes sintéticos, que es el caso del estero Puangue. La DQO presenta el patrón inverso a la conductividad y los sólidos disueltos, actuando el estero Puangue como el solvente, y la DQO como soluto, efecto que se aprecia claramente en primavera. Las aguas no contaminadas tienen valores de DQO entre 1 a 5 mg/L (Rivera *et al.*, 2004); valores críticos de 11 mg/L de DQO hacen inviable la presencia de ictiofauna (Berríos, 2002), por lo que valores de DQO sobre 60 mg/L (con un máximo de 98,4 mg/L en la estación 6) supondrían la ausencia de ictiofauna, hecho comprobado en terreno. Medidas como la DBO_5 y la DQO expresan la materia orgánica en términos generales, no indicando su composición, además la interacción con el material suspendido o con los sedimentos en los cuerpos de agua hace que esta materia orgánica se adsorba en éstos, aumentando su degradación química o bioquímica (Vega de Kuyper, 2002). Así, al descargar un cauce con alto DQO en la estación 6 (canal Las Mercedes, procedente del río Mapocho) supondría un aumento de los procesos de descomposición (oxidación de nitrógeno amoniacal y reducción de nitrógeno nítrico), hecho que provoca el consecuente aumento de nitrito en dilución, aún en condiciones de caudal alto (muestreo otoñal), enmascarando la concentración de DQO, pero haciendo patente el aumento de nitrito.

Desde el punto de vista normativo el componente fisicoquímico del Estado Ecológico en el estero Puangue, resalta que para la conductividad eléctrica se establece la condición de latencia en 2 estaciones (8 y 9), y saturación en 2 estaciones (5 y 5-1), para el nitrito se establece la condición de saturación en 1 estación (7) y para el sulfato se establece la condición de latencia en 2 estaciones (5 y 5-1), estando todos los demás parámetros cumpliendo la norma secundaria propuesta para el río Maipo (ANSCA río Maipo, 2006). Aún cuando, la norma establece considerar el percentil 66 de los valores efectivamente medidos y detalla que deberán establecerse estaciones de monitoreo representativas de cada área de vigilancia, los parámetros evaluados en este ítem dan una idea de que sectores requerirían un plan de prevención, de descontaminación o estarían cumpliendo con el objetivo de dicha norma, que es el de “la protección y conservación de las comunidades acuáticas, de la vida silvestre y de los ecosistemas” (ANSCA río Maipo, 2006). El objetivo final del esfuerzo normativo debiese poder compaginar la funcionalidad de los ecosistemas acuáticos con una explotación sostenible de los recursos existentes en un territorio determinado para dar satisfacción a la preocupación creciente de la sociedad por el tema (Prat, 2000).

Variabilidad del estado ecológico con respecto a ictiofauna

En cuanto a la ictiofauna, componente biológico, si bien los patrones esperados de variación longitudinal suponen un aumento de especies, diversidad, tallas y abundancia de las especies desde los biotopos de rítrón (o áreas de reproducción y crianza) hasta la zona de potamón (Habit *et al.*, 2003), en el estero Puangue se podría esperar una homogeneidad de la ictiofauna en ambos biotopos, sólo aumentada por efecto de introducción de especies foráneas: en la zona superior salmónidos y hacia la zona baja ciprínidos y poecílicos (Duarte *et al.*, 1971; Dazarola, 1972; Brown, 1975). La presencia de salmónidos introducidos en la zona superior del estero Puangue (aunque limitado a zonas correntosas; Brown, 1975), *Salmo trutta* y *Oncorhynchus mikyss* fue detectada al menos hace 30 años, estando la trucha arcoiris aún presente en la zona superior del estero (observación personal de los autores), pese a no ser encontrada en el muestreo durante el año 2006. La homogeneidad descrita para las zonas bajas del río Maipo por Duarte *et al.* (1971) supondría una mantención de la composición del ensamble íctico del estero Puangue tanto para la zona superior, como inferior, muestreada desde finales de la década de los 60 hasta la época actual, más de 35 años después. A todas luces, los resultados del muestreo biológico indicarían que la ictiofauna del estero Puangue se encuentra empobrecida en al menos un 84% de su extensión, quedando bien conservada únicamente en la estación 1; sin embargo, muestreos ícticos recientes (Cabezas, 2006)

muestran que en la zona de Colliguay, el estero Puangue denota variados impactos antropogénicos, además de que no todas las zonas en este sector presentan una composición en ictiofauna íntegra. La variación espacial y temporal de la ictiofauna en el estero Puangue, será analizada en detalle en otro trabajo (en preparación).

En el caso de estudios *in vitro*, aumentos de nitrito se documentan con un aumento de infecciones de peces en EEUU (Austin, 1999), y además se ha evaluado la toxicidad del mismo sobre un ciprínido introducido en México (Alcaraz y Espina, 1993), dando nociones sobre sus efectos en ictiofauna. Sin embargo, estudios en laboratorio pueden ser muy precisos respecto a umbrales y efectos de dosis letales y subletales de sustancias en particular (por ejemplo Varela, 2005), pero adolecen en considerar un rasgo inherente a los peces: su capacidad de movilidad. Esta facultad pone de manifiesto que si cambian las condiciones abióticas de forma abrupta o a niveles intolerables para los peces, éstos simplemente escapan a zonas en que los umbrales están dentro de niveles fisiológicos aceptables (B. Dyer, comunicación personal). Básicamente, ésta podría ser la razón por la que se observó una gran variabilidad de la integridad biótica a partir de la estación 4: la disminución del caudal, y el aumento de la concentración de contaminantes físicos y químicos en el agua pudieron gatillar el escape de ictiofauna hacia zonas menos contaminadas, o bien, la muerte de los pocos individuos que se reproducen en la zona. La variación en las estaciones 1, 2 y 3, en cambio, puede estar explicada desde un punto de vista biológico. La disminución de perciformes en Colliguay (*Percichthys sp.* y *P. gillissi*) aportó una notable disminución en el puntaje del IIBP correspondiente a primavera, lo que sugiere que, al mantener constantes las variables física-estructural y fisicoquímica, la disminución puede deberse a fases reproductivas u ontogénicas de dichas especies (Habit *et al.*, 2003, 2006b), más que a cambios en la integridad biótica. Las estaciones 2 y 3, en cambio, no sólo incorporan la variación biológica estacional, sino que también reflejan las interacciones bióticas, al estar presentes 2 especies de poecílidos, peces que se sabe interfieren de una u otra forma con las especies nativas (S. Quiroz, comunicación personal; Moreno y Morán, 1981).

Estado Ecológico en el estero Puangue

Las numerosas acciones expuestas por Prat (2000) que afectan de forma separada o conjunta el Estado Ecológico, se aprecian dando un vistazo general a los estresores a lo largo de la cuenca del Estero Puangue. En la zona superior (estación 1), el estado ecológico se mantendría relativamente elevado, calificándose de Bueno únicamente debido a la disminución en la integridad biótica del ensamble de peces. En las estaciones 2 y 3, las interacciones

bióticas podrían estar mermando el estado ecológico, como se mencionó anteriormente; así, las especies introducidas podrían representar un síntoma y además ser la causa de la disminución en la salud del ecosistema acuático o de la integridad biótica (Kennard *et al.*, 2005), además la heterogeneidad fluvial se denota disminuída (baja frecuencia de pozones profundos) y la falta de perciformes se hace patente; igualmente el cambio de uso de suelo tanto en el territorio adyacente, como a nivel de cuenca aporta mayor cantidad de sedimentos y contaminación difusa (Prat, 2000), configurando un estado ecológico Deficiente o Moderado. Desde la estación 4 en adelante, el uso de suelo mayoritariamente agrícola, la fuerte canalización (DGA, 2003), la extracción de agua y el aporte de contaminantes urbanos y agroindustriales, puntuales y difusos (CADE-IDEPE, 2004) estarían afectando a tal punto al Estado Ecológico, que una u otra variable (biológica, física-estructural o fisicoquímica) se vería disminuída y por tanto merecería el calificativo de Malo. Igualmente, la extracción de áridos puntualmente localizados a lo largo de toda la extensión del estero Puangue (SEIA, 2006) y todas las acciones mencionadas anteriormente, implicarían que el estero puangue es altamente susceptible a la pérdida del estado ecológico natural.

9. CONCLUSIONES

De acuerdo a los antecedentes recopilados, los resultados del presente estudio y los temas tratados en el apartado discusiones, se obtienen las siguientes conclusiones:

El seleccionar la cuenca hidrográfica del estero Puangue como límite para el área de estudio del presente trabajo permitió evaluar el comportamiento y la incidencia de diversos estresores desde el nivel de paisaje hasta el nivel local, a lo largo del perfil longitudinal del estero Puangue. Además, desde la perspectiva de la integridad biótica se requiere esencialmente de la selección de una escala de trabajo a nivel de cuenca o subcuenca hidrográfica.

Las técnicas y metodologías utilizadas en la adaptación del Índice de Integridad Biótica (IIB) para conformar el IIB aplicable al estero Puangue (IIBP) en el presente estudio, además de la favorable respuesta del mismo a diversos factores ambientales indican que se estaría en presencia de una exitosa adaptación, manifestando la sensibilidad íctica a estresores de tipo físico, químico, uso de suelo y hábitat fluvial; pese a estar en la condición de sugerencia los criterios de selección de métricas, de puntuación, y las clases de integridad biótica.

La aplicabilidad del IIBP depende en gran medida de la evaluación sucesiva del mismo en la cuenca del estero Puangue, además de la determinación de estaciones de trabajo con baja intervención antrópica, de manera de establecer de manera precisa la condición óptima de integridad biótica. Es posible, de todas maneras, ampliar el rango de aplicabilidad del IIBP a la zona potamón del río Maipo (área media-inferior *sensu* Duarte *et al.*, 1971) y probablemente a la subcuenca del estero Limache (cuenca del río Aconcagua) considerando la homogeneidad de fauna íctica descrita (Arratia, 1981; Zunino *et al.*, 1999; Dyer, 2000). Sin embargo, se requiere esencialmente establecer estándares de referencia y evaluar la posibilidad de utilizar un mismo índice en las cuencas y subcuencas antes mencionadas.

El componente biológico del estado ecológico, evaluado a través del IIBP, segregó claramente las estaciones de acuerdo a la presencia de fauna introducida (estaciones 2 a 9), y las estaciones impactadas y no impactadas tanto por calidad fluvial (estaciones 3 a 9), como por parámetros fisicoquímicos (estaciones 4 a 9). Considerando la integridad biótica de referencia, los valores para el IIBP obtenidos en la zona de Colliguay y la presencia de la Trucha negra *Percichthys melanops*, urge: *i*) establecer una o más medidas de protección para la zona alta del estero Puangue; *ii*) establecer una o más medidas de reparación y posteriormente

protección para las estaciones 2 a 9; y *iii*) generar un plan de monitoreo continuo de ictiofauna a través del IIBP en toda la extensión del estero Puangue.

El componente físico-estructural del estado ecológico del estero Puangue mostró un gradiente negativo desde las estaciones superiores bien conservadas, hasta las estaciones cercanas a la desembocadura y que presentaban condiciones homogéneas y magras. En principio se plantea una necesidad de mejora en la calidad fluvial en las estaciones 3 a 9; de determinarse, por otro lado, una condición de integridad fluvial, se plantea una necesidad de restauración a nivel de hábitat fluvial.

El componente fisicoquímico mostró en general excelentes condiciones, excepto las estaciones 8 y 9 que presentaban condiciones regulares y las estaciones 5 y 7, que presentaban condiciones muy pobres. De acuerdo a los objetivos planteados en el anteproyecto de norma secundaria para el río Maipo (ANSCA Río Maipo, 2006), se estaría en la necesidad de requerir un plan de prevención para la conductividad eléctrica, en tanto que se requeriría un plan de descontaminación tanto para nitrito, como para sulfato. Considerando los resultados del componente fisicoquímico se sugiere utilizar la segmentación original que considera 3 áreas de vigilancia establecida para el estero Puangue por CADE-IDEPE (2004) en ANSCA Río Maipo (2006), de manera tal de salvaguardar el estado del componente fisicoquímico de la zona de Curacaví hacia la naciente del estero Puangue.

El Estado Ecológico determinado mediante la integración de las variables biológica, físico-estructural y fisicoquímica reveló la vulnerabilidad a que se encuentra expuesto el ecosistema acuático del estero Puangue, encontrando diversos estresores que afectan los 3 componentes estudiados y que modifican dicho Estado en al menos un 84% de la extensión del cauce muestreada. En estas condiciones es imperativo establecer condiciones de referencia para el estero Puangue, ya que está expuesto a la degradación e intervención antropogénica.

Considerando el estado Ecológico obtenido para cada una de las estaciones de monitoreo, se debe: *i*) establecer usos y objetivos de calidad diferenciados, tanto para la zona media-alta del estero (Naciente a Curacaví), como para la zona media-baja (Curacaví – Ruta 78, Ruta 78 – desembocadura al río Maipo), en función de sus calidades dispares actuales; *ii*) establecer medidas integrales de protección del ecosistema acuático en la zona desde la naciente del estero Puangue hasta Curacaví; *iii*) establecer medidas de reparación y posteriormente protección para la zona media-baja del estero Puangue.

A modo general se concluye que las herramientas conceptualmente integrales como son el estado ecológico, el índice de hábitat fluvial, el índice de integridad biótica y alguna medida del estado fisicoquímico de un cuerpo de agua, en conjunto, se pueden trasladar de una forma precisa y efectiva para levantar información base en ecosistemas lóticos, establecer estándares de referencia y plantear objetivos de mejora del medio ambiente.

10. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

10.1 ARTÍCULOS CIENTÍFICOS

- Alcaraz, G. y S. Espina. 1993. Efecto de la temperatura y del cloruro sobre la toxicidad del nitrito en la carpa herbívora *Cnetopharyngodon idella* (Pisces, Cyprinidae). *Revista Internacional de Contaminación Ambiental* 9(1): 21–28.
- An, K-G., S. S. Park & J-Y. Shin. 2002. An evaluation of a river health using the index of biological integrity along with relations to chemical and habitat conditions. *Environmental International* 28:411-420.
- Angermeier, P. L. and J. R. Karr. 1986. Applying an Index of Biotic Integrity based on stream – fish communities: considerations in sampling and interpretation. *North American Journal of Fisheries Management* 6: 418–429.
- Araújo, F.G. 1998. Adaptation of the index of biotic integrity based on fish assemblages in the Paraíba do Sul River, RJ, Brazil. *Rev. Bras. Biol.* Vol. 58(4): 547–558.
- Arratia, G. 1981. Géneros de peces de aguas continentales de Chile. *Publicación Ocasional del Museo Nacional de Historia Natural*, Chile. 34: 3–108.
- Arratia, G. 1983. Preferencias de hábitat de peces siluriformes de aguas continentales de Chile (Fam. Diplomystidae y Trichomycteridae). *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 18(4): 217–237.
- Austin, B. 1999. The effects of pollution on fish health. *Journal of Applied Microbiology Symposium Supplement* 85: 234–242.
- Ávila, A. 1984. Composición química de los arroyos del Montseny (Barcelona). *Limnetica* 1: 128–135.
- Barbour, M.T., S. Holdsworth & S. Paulsen. 2006. Using Ecological Data as a Foundation for Decision-Making in the USA. *Limnetica* 25 (3): 613–622.
- Bistoni M.A., A. Hued, M. Videla y L. Sagretti. 1999. Efectos de la calidad del agua sobre las comunidades ícticas de la región central de Argentina. *Revista Chilena de Historia Natural* 72: 325–335.
- Buen, F. de. 1959. Los peces exóticos en las aguas dulces de Chile. *Investigaciones Zoológicas Chilenas*, 5: 103–137.
- Campos H., G. Dazarola, B. Dyer, L. Fuentes, J. Gavilán, L. Huaquin, G. Martínez, R. Meléndez, G. Pequeño, F. Ponce, V. Ruiz, W. Sielfeld, D. Soto, R. Vega & I. Vila. 1998. Categorías de conservación de peces nativos de aguas continentales de Chile. *Boletín del Museo Nacional de Historia Natural*, Chile 47: 101-122.
- Campos, H. 1970. Introducción de especies exóticas y su relación con los peces de agua dulce de Chile. *Noticiario Mensual del Museo Nacional de Historia Natural*, Chile 14(162): 3–9.
- Campos, H. 1985. Distribution of the fishes in the Andean rivers in the south of Chile. *Archives of Hydrobiology* 104: 169–191.
- Dauwalter, D.C. & E.J. Pert. 2003. Effects of Electrofishing Effort on an Index of Biotic Integrity. *North American Journal of Fisheries Management* 23: 1247–1252.
- Dazarola, G. 1972. Contribution Al'Étude de la faune Ichtyologique de la région Valparaíso Aconcagua (Chili). *Ann. Limnol.* 8(1): 87–100.
- Didier, J. & P. Kestemont. 1996. Relationships between mesohabitats, ichthyological communities and IBI metrics adapted to a European river basin (The Meuse, Belgium). *Hydrobiologia* 341: 133–144.

- Duarte, W., R. Feito, C. Jara, C. Moreno & A. Orellana. 1971. Ictiofauna del sistema hidrográfico del Río Maipo. *Boletín del Museo Nacional de Historia Natural, Chile* 32: 227–268.
- Dyer, B. 2000. Systematic review and biogeography of the freshwater fishes of Chile. *Estudios Oceanológicos* 19: 77–98.
- Espinoza, C., X. Vargas y M. Pardo. 1999. Metodología incremental para la asignación de Caudales Mínimos Aconsejables, IFIM. VI Jornada del CONAPHI-Chile.
- Ferreira, M.T., P.M. Rodríguez-González, F.C. Aguiar & A. Albuquerque. 2005. Assessing biotic integrity in Iberian rivers: Development of a multimetric plant index. *Ecological indicators* 5: 137–149.
- Figueroa, R., C. Valdovinos, E. Araya y O. Parra. 2003. Macroinvertebrados bentónicos como indicadores de calidad de agua de ríos del sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 76: 275–285.
- Glennon, M. J. & W. F. Porter. 2005. Effects of land use management on biotic integrity: An investigation of bird communities. *Biological Conservation* 126:499-511.
- Griffith, M.B., B.H. Hill, F.H. McCormick, P.R. Kaufmann, A.T. Herlihy & A.R. Selle. 2005. Comparative application of indices of biotic integrity based on periphyton, macroinvertebrates, and fish to southern Rocky Mountain streams. *Ecological Indicators* 5:117-136.
- Habit, E., B. Dyer & I. Vila. 2006a. Estado de Conocimiento de los Peces Dulceacuícolas de Chile. *Gayana Zoológica* 70(1): 100–113.
- Habit, E., M.C. Belk, R.C. Tuckfield y O. Parra. 2006b. Response of the fish community to human-induced changes in the Biobío River in Chile. *Freshwater Biology* 51: 1–11.
- Habit, E., O. Parra y C. Valdovinos. 2005. Ictiofauna de un sistema fluvial receptor de aguas servidas: respuestas a una nueva planta de tratamiento (Río Quilque, Chile Central). *Gayana Zoológica* 69(1): 94–103.
- Habit, E., P. Victoriano y A. Rodríguez-Ruiz. 2003. Variaciones espacio-temporales del ensamble de peces de un sistema de bajo orden del centro-sur de Chile. *Revista Chilena de Historia Natural* 76: 3–14.
- Habit, E., S. González y P. Victoriano. 2002. Alcances sobre el uso sustentable de la ictiofauna de sistemas fluviales. *Theoria* 11: 15–20.
- Hughes, R.M., S. Howlin & P.R. Kaufmann. 2004. A Biontegrity Index (IBI) for Coldwater Streams of Western Oregon and Washington. *Transactions of the American Fisheries Society* 133: 1497–1513.
- Jáimez-Cuéllar P., S. Vivas, N. Bonada, S. Robles, A. Mellado, M. Álvarez, J. Avilés, J. Casas, M. Ortega, I. Pardo, N. Prat, M. Rieradevall, C. E. Sáinz-Cantero, A. Sánchez-Ortega, M. L. Suárez, M. Toro, M. R. Vidal-Abarca, C. Zamora-Muñoz & J. Alba-Tercedor. 2002. Protocolo GUADALMED (PRECE). *Limnetica* 21(3–4): 187–204.
- Jowett, I. 1993. A method for objectively identifying pool, run and riffle habitats from physical measurements. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 24: 241–248.
- Karr J.R. & D.R. Dudley. 1981. Ecological perspective on water quality goals. *Environmental management* 5: 55–68.
- Karr, J. R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6(6): 21–27.
- Karr, J.R. 1991. Biological integrity: a long-neglected aspect of water resource management. *Ecological Applications* 1: 66--84.
- Karr, J.R. 1996. Ecological Integrity and Ecological health are not the same. *Engineering within Ecological Constraints* 97–109.

- Karr, J.R. 2006. Seven foundations of Biological Monitoring and Assessment. *Biologia Ambientale* 20 (2): 7–18.
- Karr, J.R., K.D. Fausch, P.L. Angermeier, P.R. Yant e I.J. Schlosser. 1986. Assessing Biological Integrity in Running Waters: a Method and Its Rationale. Illinois Natural History Survey Special Publication 5. 28pp.
- Kennen, J.G., M. Chang & B.H. Tracy. 2005. Effects of Landscape change on Fish Assemblage Structure in a Rapidly Growing metropolitan Area in North Carolina, USA. *American Fisheries Society Symposium* 47: 39–52.
- Kovacs, T. G., P.H. Martel & R. H. Voss. 2002. Assessing the biological status of fish in a river receiving pulp and paper mill effluents. *Environmental Pollution* 118:123-140.
- Maddock, I. 1999. The importance of physical habitat assessment for evaluating river health. *Freshwater Biology* 41: 373–391.
- Mazzeo, N., L Rodríguez-Gallego, C. Kruk, M. Meerhoff, J. Gorga, G. Lacerot, F. Quintans, M. Loureiro, D. Larrea & F. García-Rodríguez. 2003. Effects of *Egeria densa* Planch. beds on a shallow lake without piscivorous fish. *Hydrobiologia* 506-509: 591-602.
- Menges, S.E. y D.R. Gordon. 1996. Three levels of monitoring intensity for rare plant species. *Natural Areas Journal* 16 (3):227-237.
- Miller, S. J., D. H. Wardrop, W. M. Mahaney & R. P. Brooks. 2006. A plant-based index of biological integrity (IBI) for headwater wetlands in central Pennsylvania. *Ecological Indicators* 6: 290—312.
- Miltner, R.J., D. White & C. Yoder. 2004. The biotic integrity in urban and suburbanizing landscapes. *Landscape and Urban Planning* 69: 87–100.
- Moreno, C.A. y A. Morán. 1981. Sobre la introducción de *Gambusia affinis holbrooki* (Girard) y *Carassius carassius* (Linnaeus) en el Río Maipo, Chile. *Boletín de la Sociedad de Biología de Concepción* 52: 95–102.
- Opazo, J.D. y B. Razeto. 2001. Efecto de diferentes fertilizantes potásicos en el contenido foliar de nutrientes, producción y calidad de fruta en naranja cv. Valencia. *Agric. Téc.* 61(4): 470-478.
- Paller, H.P., M. Reichert y J.M. Dean. 1996. Use of fish communities to assess environmental impacts on South California coastal plains streams. *Transactions of the American Fisheries Society* 125: 633–644.
- Pardo, I. M. Álvarez, J. Casas, J. L. Moreno, S. Vivas, N. Bonada, J. Alba-Tercedor, P. Jáimez-Cuéllar, G. Moyà, N. Prat, S. Robles, M. L. Suárez, M. Toro y M. R. Vidal-Abarca. 2002. El hábitat de los ríos mediterráneos. Diseño de un índice de diversidad de hábitat. *Limnética* 21(3–4): 115–133.
- Puntí & Prat, 2002. Evaluación del estado ecológico de un río mediterráneo: el Ripoll. III congreso ibérico sobre gestión y planificación de aguas. La Directiva Marco del agua: realidades y futuros Sevilla 13-17 de Noviembre de 2002.
- Prat, 2000. Estado ecológico de los ecosistemas. II Congreso Ibérico sobre Planteamiento de la Gestión del Agua. La directiva marco. Perspectivas en Portugal y España, Oporto, 9-12 de noviembre de 2000.
- Price, D. J. & W. J. Birge. 2005. Effectiveness of stream restoration following highway reconstruction projects on two freshwater streams in Kentucky. *Ecological Engineering* 25: 73–84.
- Prochelle, O. y H. Campos. 1985. The Biology of the introduced Carp *Cyprinus carpio* L., in the River Cayumapu, Valdivia, Chile. *Studies on Neotropical Fauna and Environment* 20(20): 65–82.

- Quiroz, S. 2006. Preferencias de hábitat de *Basilichthys microlepidotus* (Pejerrey Chileno) en la cuenca del Río La Ligua (32° 10' y 32° 40' Latitud Sur), Quinta región, Chile. *Anales del Museo de Historia Natural de Valparaíso* 25: 47–56.
- Rivera, N.R., F. Encina, A. Muñoz-Pedrerros y P. Mejías. 2004. La calidad de las aguas en los ríos Cautín e Imperial, IX Región – Chile. *Información Tecnológica* 15(5): 89–101.
- Ruiz, V.H. 1993. Ictiofauna del río Andalién (Concepción – Chile). *Gayana Zoológica* 57(2): 109–278.
- Segnini, S. 2003. El uso de los macroinvertebrados bentónicos como indicadores de la condición ecológica de los cuerpos de agua corriente. *Ecotrópicos* 16(2): 45–63.
- Strahler, A.N., 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. *Trans. Am. Geophys. Union*, 38:913–20
- Tejerina-Garro, F.L., M. Maldonado, C. Ibáñez, D. Pont, N. Roset & T. Oberdorff. 2005. Effects of Natural and Anthropogenic Environmental Changes on Riverine Fish Assemblages: a Framework for Ecological Assessment of Rivers. *Brazilian Archives of Biology and technology* 48(1): 91–108.
- Toro, J., Schuster, J.P., Kurosawa, J., Araya, E. y Contreras, M. 2003. Diagnóstico de la calidad del agua en sistemas lóticos utilizando diatomeas y macroinvertebrados bentónicos como bioindicadores. Río Maipo: XVI Congreso Chileno de Ingeniería Hidráulica. Santiago, Chile. Sociedad Chilena de Ingeniería Hidráulica. 11 pp.
- Urzúa R, Díaz C, Karmy E & C Moreno. 1977. Alimentación natural de *Basilichthys australis* (Eigenmann) en Tejas Verdes, Chile (Atheriniformes, Atherinidae). *Biología Pesquera* (Chile) 9: 45-61.
- Velásquez, E. & M.E. Vega-Cendejas, 2004. Los peces como indicadores del estado de salud de los ecosistemas acuáticos. *Biodiversitas* (57):12-15.
- Vila, I., L. Fuentes & M. Contreras. 1999. Peces Límnicos de Chile. *Boletín del Museo Nacional de Historia Natural*, Chile. 48: 61–75.
- Walton, B. M., M. Salling, J. Wyles & J. Wolin. 2006. Biological integrity in urban streams: Toward resolving multiple dimensions of urbanization. *Landscape and Urban Planning* (artículo en prensa).
- Wright, J.F., D. Moss, P.D. Armitage. & M.T. Furse. 1984. A preliminary classification of running water sites in Great Britain based on macroinvertebrate species and the prediction of community type using environmental data. *Freshwater Biology* 14: 221–256.
- Zuboy, J. R. 1981. A new tool for fishery managers: the Delphi technique. *North American Journal of Fisheries Management* 1: 55–59.
- Zunino, S.O., M. Baeza, S. Quiroz & R. Rivera. 1999. Ampliación distribucional de la carmelita *Percilia gillissi* Girard, 1854 (Pisces: Perciliidae). *Anales del Museo de Historia Natural de Valparaíso* 24: 119-120.

10.2 DOCUMENTOS E INFORMES TÉCNICOS

- Agència Catalana de l'Aigua. 2003a. Desenvolupament d'un índex d'integritat biòtica (IBICAT) basat en l'ús dels peixos com a indicadors de la qualitat ambiental dels rius a Catalunya. Departament de Medi Ambient de la Generalitat de Catalunya.
- Agència Catalana de l'Aigua. 2003b. Anàlisi de la viabilitat i proposta d'indicadors fitobentònics de la qualitat de l'aigua per als cursos fluvials de Catalunya. Departament de Medi Ambient de la Generalitat de Catalunya.
- Agència Catalana de l'Aigua. 2003c. Desenvolupament d'un índex d'integritat biòtica (IBICAT) basat en l'ús dels peixos com a indicadors de la qualitat ambiental dels rius a Catalunya.

- Departament de Medi Ambient de la Generalitat de Catalunya. Annex 15: Metodologia per la creació de l'índex.
- Agència Catalana de l'Aigua. 2006a. Protocolo para la valoración de la calidad hidromorfológica de los ríos, HIDRI. Departament de Medi Ambient de la Generalitat de Catalunya.
- Agència Catalana de l'Aigua. 2006b. Protocol d'avaluació de la qualitat biològica dels rius. Departament de Medi Ambient de la Generalitat de Catalunya.
- Barbour, M.T., J. Gerritsen, B.D. Snyder, and J.B. Stribling. 1999. Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates and Fish, Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C.
- CADE-IDEPE. 2004. Diagnóstico y clasificación de los cursos y cuerpos de agua según objetivos de calidad. Cuenca del Río Maipo. Dirección General de Aguas, Ministerio de Obras Públicas, Gobierno de Chile.
- Contreras, M., E. Araya, G. Martínez, L. Fuentes y O. Martínez. 2004. Metodología para la determinación de la calidad hídrica mediante comunidades zoobentónicas. Informe final. Japan International Cooperation Agency, Gobierno de Chile, Centro de Ecología Aplicada.
- DGA, Dirección General de Aguas. 2002. Informe de zonificación hidrogeológica para las regiones metropolitana y V, S.D.T. N° 133. Departamento de Administración de Recursos Hídricos, Dirección General de Aguas, Ministerio de Obras Públicas, Gobierno de Chile.
- DGA, Dirección General de Aguas. 2003. Evaluación de los recursos hídricos superficiales en la cuenca del río Maipo, S.D.T. N° 145. Departamento de Administración de Recursos Hídricos, Dirección General de Aguas, Ministerio de Obras Públicas, Gobierno de Chile.
- EPA, Environmental Protection Agency. 2002a. Biological assessments and criteria: crucial components of water quality programs. EPA 822-F-02-006. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C.
- FAME Consortium. 2004. Manual for the application of the European Fish Index – EFI. A fish-based method to assess the ecological status of European rivers in support of the Water Framework Directive. Versión 1.1, Enero 2005.
- GORE RMS, Gobierno Regional Metropolitano de Santiago. 2000. Proyecto OTAS, Carta de Objetivos Ambientales Zonificados para Vegetación y Fauna Etapa 3.
- NCDENR, North Carolina Department of Environment and Natural Resources, 2006. Standard operating procedure biological monitoring: Stream fish community assessment program. Division of water quality, North Carolina Department of Environment and Natural Resources. Versión 4, Agosto 2006.
- OEPA, Ohio Environmental Protection Agency. 1987. Biological criteria for the protection of aquatic life: Volume I. The role of biological data in water quality assessment. Division of Water Quality Monitoring and Assessment, Surface Water Section, Columbus, Ohio.
- Prat, N., A. Munné, M. Rieradevall, C. Solà y N. Bonada. 2000. *Ecostrimed. Protocol per determinar l'estat ecològic dels rius mediterranis*, Estudis de la qualitat ecològica dels rius n° 8, 2000.
- Quinn, J. W. 1994. Creation and assessment of an Index of Biotic Integrity for Coldwater, Southeastern Minnesota Streams. Conservation Biology Research Grants Program, Division of Ecological Services, Minnesota Department of Natural Resources.
- Roth, N. E., M. T. Southerland, J. C. Chaillou, P. F. Kazyak & S. A. Stranko. 2000. Refinement and validation of a fish index of biotic integrity for Maryland streams. Monitoring and non-tidal assessment. Chesapeake Bay and watershed programs. Maryland Department of Natural Resources.

Welcomme, R.L. 1980. Cuencas fluviales. FAO Documento Técnico de Pesca N° 202. Roma FAO. 62 pp.

Welcomme, R.L. 1992. Pesca fluvial. FAO Documento Técnico de Pesca N° 262. Roma, FAO. 303 pp.

10.3 LEGISLACIÓN

ANSCA Río Aconcagua, Anteproyecto de Norma Secundaria para la Protección de las Aguas Continentales Superficiales de la Cuenca del Río Aconcagua. 2006. Disponible en <http://www.conama.cl>

ANSCA Río Maipo, Anteproyecto de Norma Secundaria para la Protección de las Aguas Continentales Superficiales de la Cuenca del Río Maipo. 2006. Disponible en <http://www.conama.cl>

CE, Comunidad Europea. 2000. Directiva por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas. Diario Oficial de las Comunidades Europeas. 23 de Octubre del 2000. 72 pp.

Chile. Ministerio de Obras Públicas. 1978. Norma Chilena Oficial N° 1.333/78. Diario Oficial. 22 de Mayo de 1978. 7pp.

Chile. Ministerio de Salud. 2005. Norma Chilena NCh 409/1. Diario Oficial. 27 de Junio de 2006.

Chile. Ministerio Secretaría General de la Presidencia. 2000. Decreto Supremo N° 90 (DS90/00). Diario Oficial. 07 de Marzo de 2001.

10.4 LIBROS Y CAPÍTULOS DE LIBROS

APHA, American Public Health Association. 1976. Standard methods for the examination of water and wastewater. 14ª edición. A.P.H.A. Washington, D.C. EEUU. 1193 pp.

Aránguiz, I. 2002. La cuenca como unidad natural de ordenación territorial. En: J. GASTÓ, P. RODRIGO E I. ARÁNGUIZ. Ordenación Territorial, Desarrollo de Predios y Comunas Rurales. Facultad de Agronomía e Ingeniería Forestal, Pontificia Universidad de Chile. LOM Ediciones. Santiago, Chile.

Campos, H., V.H. Ruiz, J.F. Gavilán & F. Alay. 1993. Peces del Río Bío-Bío. Serie Publicaciones de Divulgación EULA, Universidad de Concepción, Chile. 100 pp.

Granado, C. 2000. Ecología de Comunidades. El paradigma de los peces de agua dulce. Sevilla. Secretariado de Publicaciones, Universidad de Sevilla. 282 pp.

Granado, C. 2002. Ecología de Peces. 1ª reimpresión. Sevilla. Secretariado de Publicaciones, Universidad de Sevilla. 353 pp.

Habit, E. y P. Victoriano. 2005. Peces de agua dulce de la Cordillera de la Costa. En: C. SMITH-RAMÍREZ, J. ARMESTO & C. VALDOVINOS (eds.) Biodiversidad y Ecología de la Cordillera de la Costa de Chile. Editorial Universitaria.

Lagler, K. 1984. Ictiología. Primera edición en español. ADT Editor S.A.

Margalef, R. 1974. Ecología. Editorial Omega. Barcelona, España. 951 pp.

Marín, V., L. Delgado e I. Vila. 2004. Sistemas acuáticos, ecosistemas y cuencas hidrográficas. En I. VILA, A. VELOSO, R. SCHLATTER Y C. RAMÍREZ. Macrófitas y vertebrados de los sistemas límnicos de Chile. Programa interdisciplinario de Estudios en biodiversidad (PIEB), Universidad de Chile. Editorial Universitaria. Santiago, Chile.

Moreno, C.E. 2001. Métodos para medir la biodiversidad. M&T–Manuales y Tesis SEA, vol. 1. Zaragoza, 84 pp.

Ruiz, V.H. y M. Marchant. 2004. Ictiofauna de aguas continentales chilenas. 1ª edición. Concepción: Talleres Dirección de Docencia, Universidad de Concepción. 356 pp.

- Simon, T.P. & J. Lyons. 1995. Application of the index of biotic integrity to evaluate water resource integrity in freshwater ecosystems. En: DAVIS, W.S. & T.P. SIMON (eds). *Biological Assessment and Criteria: Tools for Water Resource Planning and Decision Making*. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida, EEUU.
- Smith R.L & T.M. Smith. 2000. *Ecología*. 4ª edición. Pearson Educación, S.A. Madrid, España. 664 pp.
- Vega de Kuyper, J.C. 2002. *Química del Medio Ambiente y de los Recursos Naturales*. 1ª Edición. Ediciones Universidad Católica de Chile. Santiago, Chile. 405 pp.
- Vila, I., R. Pardo, B. Dyer y E. Habit. 2004. Peces límnicos: diversidad, origen y estado de conservación. En I. VILA, A. VELOSO, R. SCHLATTER Y C. RAMÍREZ. *Macrófitas y vertebrados de los sistemas límnicos de Chile*. Programa interdisciplinario de Estudios en biodiversidad (PIEB), Universidad de Chile. Editorial Universitaria. Santiago, Chile.

10.5 PÁGINAS WEB

- EPA, Environmental Protect Agency. 2002b. EPA Biological indicators of watershed health. Disponible online: <http://www.epa.gov/bioindicators> (Visita: Octubre 2006)
- EPA, Environmental Protect Agency. 2006. Clean Water Act. Disponible online: <http://www.epa.gov/r5water/cwa.htm> (Visita: Diciembre 2006)
- FAME Group. 2004. Development, evaluation and implementation of a standardised fish-based assessment method for the ecological status of european rivers (FAME). A contribution to the Water Framework Directive. Disponible online: <http://fame.boku.ac.at> (Visita: Abril 2005).
- INE, Instituto Nacional de Estadísticas. 2002. Censo 2002. Disponible online: <http://www.censo.cl> (Visita: Noviembre 2006).
- Munné, A. y N. Prat. 2004. La diagnosis y mejora de los ecosistemas fluviales mediante la Directiva Marco del Agua. Fundación Nueva Cultura del Agua. Disponible online: <http://www.unizar.es/fnca/index3.php?pag=5&id=1&estamos=9&a=nombre> (Visita: Diciembre 2006)
- SEIA, Sistema de Evaluación de Impacto Ambiental. 2006. Disponible online: <http://www.seia.cl> (Visita: Diciembre 2006).
- Valdovinos, C. 2000. La metodología IFIM (Instream Flow Incremental Methodology). Centro EULA, Universidad de Concepción. Disponible online: <http://www.eula.cl/ifim.htm> (Visita: Agosto 2006).

10.6 TESIS

- Berrios, P.A. 2002. Aspectos de la ecología trófica de poblaciones de peces del río Chillán (VII Región, Chile). Tesis para optar al grado de Magíster en Ciencias, Mención Zoología. Concepción. Escuela de graduados, Universidad de Concepción. 99pp.
- Brown, P.A. 1975. Análisis puntual de la distribución y abundancia estimada de los peces de agua dulce de las provincias de Aconcagua y Valparaíso. Tesis para optar al título de Ingeniero de Ejecución en Pesquerías. Valparaíso, Universidad Católica de Valparaíso. 140 pp.
- Cabezas, D. 2006. Situación de la vegetación e ictiofauna del estero Puangue en Colliguay, comuna de Quilpué, región de Valparaíso. Tesis para optar al título de Ingeniero Ambiental. Valparaíso. Universidad de Valparaíso. 71 pp.
- Gutiérrez, J. M. 2005. Estudio del ensamble de peces de la subcuenca del río Traiguén, IX región, y su relación con la calidad del agua. Tesis para optar al grado de Licenciado en Recursos Naturales. Temuco, Universidad Católica de Temuco. 98 pp.

- López, M. Factores ambientales que inciden sobre los caracteres morfométricos de peces dulceacuícolas de Valparaíso, Chile. Tesis para optar al título de Ingeniero Ambiental. Valparaíso. Universidad de Valparaíso. 129 pp.
- Hinojosa, H. y M. Pantoja. Determinación del caudal ecológico de la especie *Basilichthys microlepidotus* en estado reproductivo en el valle medio del río Petorca, aplicando la metodología phabsim como herramienta de gestión del recurso hídrico. Tesis para optar al título de Ingeniero Ambiental. Valparaíso. Universidad de Valparaíso. 197 pp.
- Varela, R. 2005. Determinación del nivel de toxicidad aguda del fungicida Carbendazim y el Herbicida 2,4D mediante ensayos con *Galaxias maculatus*. Tesis para optar al grado de Licenciado en Recursos Naturales. Temuco, Universidad Católica de Temuco. 65 pp.

10.7 SOFTWARE Y OTROS

- Clark Labs. 2004. Idrisi Kilimanjaro, Versión 14.02.
- ESRI, Environmental Systems Research Institute Inc. 1999. ArcView GIS, versión 3.2.
- SPSS Inc. 2005. SPSS, versión 14.0.
- USGS, United States Geological Survey. 2004. Shuttle Radar Topography Mission, 3 Arc Second scene SRTM_u03_p233r03, Unfilled Unfinished 2.0. Global Land Cover Facility, University of Maryland, College Park, Maryland. Disponible online: <http://glcfapp.umiacs.umd.edu:8080/esdi/>

11. ANEXOS

Anexo N° 1. Forma de campo del Índice de Hábitat Fluvial.

Macrohábitat	Tipo de inclusión	Puntuación
RAPIDOS	Piedras, cantos y gravas no fijadas por sedimentos finos. Inclusión 0 – 30%	10
	Piedras, cantos y gravas poco fijadas por sedimentos finos. Inclusión 30 – 60%	5
	Piedras, cantos y gravas medianamente fijadas por sedimentos finos. Inclusión > 60%	0
SÓLO POZAS	Sedimentación 0 – 30%	10
	Sedimentación 30 – 60%	5
	Sedimentación > 60%	0
Frecuencia de rápidos		Puntuación
Alta. Relación distancia entre rápidos / anchura del río < 7		10
Escasa. Relación distancia entre rápidos / anchura del río 7 – 15		8
Ocurrencia ocasional. Relación distancia entre rápidos / anchura del río 15 – 25		6
Constancia de flujo laminar o rápidos someros. Relación distancia entre rápidos / anchura del río > 25		4
Sólo pozas		2
Tipo de sustrato	Diámetro de partículas	Puntuación
Bloques y piedras	> 64 mm	2; sustrato entre 1 y 10 % 5; sustrato > 10 %
Cantos, rodados y gravas	< 64 mm y > 2 mm	2; sustrato entre 1 y 10 % 5; sustrato > 10 %
Arena	< 2 mm y > 0,6	2; sustrato entre 1 y 10 % 5; sustrato > 10 %
Limo y arcilla	< 0,6 mm	2; sustrato entre 1 y 10 % 5; sustrato > 10 %
Regímenes de velocidad/profundidad		Puntuación
4 categorías presentes		10
3 de las 4 categorías presentes		8
2 de las 4 categorías presentes		6
Sólo 1 categoría presente		4
Porcentaje de sombra en el cauce		Puntuación
Sombreado con ventanas (20% > sombra < 100%)		10
Totalmente en sombra (sombra 100%)		7
Grandes claros (sombra < 20 %)		5
Expuesto (sombra 0%)		3

Elementos de heterogeneidad	% de aparición	Puntuación
Hojarasca	> 10% ó < 75%	4
	< 10% ó > 75%	2
Presencia de troncos y ramas	presencia	2
Raíces expuestas	presencia	2
Diques naturales	presencia	2

Cobertura de vegetación acuática	Porcentaje considerado	Puntuación
% Plocon + briofitos	10 – 50%	10
	< 10 ó > 50 %	5
% Pecton	10 – 50%	10
	< 10 ó > 50 %	5
% Fanerógamas + charales	10 – 50%	10
	< 10 ó > 50 %	5

Anexo N° 2. Matriz de redundancia (rho de Spearman) de métricas con respuesta favorable a factores ambientales.

r	rnat	pnat	nperc	pperc	nsens	nisens	nbent	pbent	nlito	nbentfg	pbentfg	binve	bomni
.895(**)	.630(**)	.812(**)	.765(**)	.895(**)	.860(**)	.845(**)	.625(**)	.884(**)	.823(**)	.772(**)	.806(**)	.841(**)	
.895(**)	.810(**)	.865(**)	.834(**)	1.000(**)	.971(**)	.855(**)	.648(**)	.707(**)	.877(**)	.841(**)	.898(**)	.835(**)	
.630(**)	.810(**)	.514(*)	.561(**)	.810(**)	.871(**)	.537(*)	.522(*)	.468(*)	.641(**)	.693(**)	.695(**)	.722(**)	
.812(**)	.865(**)	.971(**)	.971(**)	.865(**)	.794(**)	.919(**)	.671(**)	.577(**)	.872(**)	.802(**)	.860(**)	.603(**)	
.765(**)	.834(**)	.865(**)	.834(**)	.834(**)	.794(**)	.881(**)	.728(**)	.512(*)	.901(**)	.858(**)	.876(**)	.534(*)	
.895(**)	1.000(**)	.871(**)	.794(**)	.971(**)	.971(**)	.855(**)	.648(**)	.707(**)	.877(**)	.841(**)	.898(**)	.835(**)	
.860(**)	.971(**)	.871(**)	.794(**)	.871(**)	.855(**)	.810(**)	.679(**)	.662(**)	.866(**)	.868(**)	.919(**)	.832(**)	
.845(**)	.855(**)	.537(*)	.881(**)	.881(**)	.810(**)	.839(**)	.839(**)	.532(*)	.894(**)	.847(**)	.883(**)	.674(**)	
.625(**)	.648(**)	.522(*)	.728(**)	.648(**)	.679(**)	.839(**)	.839(**)	0.267	.795(**)	.816(**)	.791(**)	0.421	
.884(**)	.707(**)	.468(*)	.512(*)	.707(**)	.662(**)	.532(*)	0.267	.577(**)	.577(**)	.503(*)	.548(*)	.720(**)	
.823(**)	.877(**)	.641(**)	.901(**)	.877(**)	.866(**)	.894(**)	.795(**)	.577(**)	.983(**)	.983(**)	.967(**)	.641(**)	
.772(**)	.841(**)	.693(**)	.858(**)	.841(**)	.868(**)	.847(**)	.816(**)	.503(*)	.967(**)	.964(**)	.964(**)	.629(**)	
.806(**)	.898(**)	.695(**)	.876(**)	.898(**)	.919(**)	.883(**)	.791(**)	.548(*)	.967(**)	.964(**)	.964(**)	.686(**)	
.841(**)	.835(**)	.722(**)	.534(*)	.835(**)	.832(**)	.674(**)	0.421	.720(**)	.641(**)	.629(**)	.686(**)	.703(**)	
.833(**)	.760(**)	.818(**)	.772(**)	.760(**)	.681(**)	.690(**)	0.414	.771(**)	.658(**)	.575(**)	.640(**)	.755(**)	
.814(**)	.746(**)	.413	.729(**)	.746(**)	.679(**)	.682(**)	0.372	.753(**)	.600(**)	.518(*)	.608(**)	.755(**)	
.614(**)	.718(**)	.821(**)	.722(**)	.718(**)	.591(**)	.716(**)	0.407	0.411	.580(**)	.485(*)	.615(**)	.532(*)	
.848(**)	.926(**)	.706(**)	.614(**)	.926(**)	.912(**)	.752(**)	.496(*)	.730(**)	.718(**)	.679(**)	.786(**)	.884(**)	
.803(**)	.862(**)	.600(**)	.507(*)	.862(**)	.859(**)	.692(**)	0.430	.669(**)	.626(**)	.607(**)	.695(**)	.937(**)	
.886(**)	.821(**)	.665(**)	.560(*)	.821(**)	.791(**)	.676(**)	0.378	.881(**)	.656(**)	.591(**)	.701(**)	.774(**)	
.612(**)	.716(**)	.819(**)	.722(**)	.716(**)	.594(**)	.713(**)	0.413	0.410	.579(**)	.488(*)	.618(**)	.536(*)	
.612(**)	.716(**)	.819(**)	.722(**)	.716(**)	.594(**)	.713(**)	0.413	0.410	.579(**)	.488(*)	.618(**)	.536(*)	
.584(**)	.720(**)	.841(**)	0.356	.720(**)	.733(**)	0.409	0.222	.520(*)	0.363	0.369	.450(*)	.809(**)	
.939(**)	.899(**)	.672(**)	.785(**)	.899(**)	.901(**)	.819(**)	.656(**)	.788(**)	.813(**)	.785(**)	.853(**)	.840(**)	
.798(**)	.710(**)	.561(*)	.574(**)	.710(**)	.724(**)	.816(**)	.779(**)	.538(*)	.633(**)	.625(**)	.668(**)	.723(**)	
.858(**)	.952(**)	.767(**)	.742(**)	.952(**)	.970(**)	.818(**)	.639(**)	.634(**)	.819(**)	.826(**)	.867(**)	.898(**)	
0.377	0.369	0.427	0.052	0.369	0.352	0.105	-0.069	0.443	0.105	0.096	0.171	0.388	
.573(**)	0.347	0.159	0.326	0.347	0.303	0.277	0.041	.671(**)	0.237	0.180	0.196	.570(**)	

Continuación Anexo N° 2. Matriz de redundancia (rho de Spearman) de métricas con respuesta favorable a factores ambientales.

	ninsec	binse	ninse	nomnina	bomnina	nomni	pinsena	binsena	pomnina	cpue	bpue	bnat	ptomni	pinsec
r	.833(**)	.814(**)	.614(**)	.848(**)	.803(**)	.886(**)	.612(**)	.612(**)	.584(**)	.939(**)	.798(**)	.858(**)	0.377	.573(**)
rnat	.760(**)	.746(**)	.718(**)	.926(**)	.862(**)	.821(**)	.716(**)	.716(**)	.720(**)	.899(**)	.710(**)	.952(**)	0.369	0.347
pnat	0.415	0.413	0.318	.760(**)	.743(**)	.570(**)	0.326	0.326	.841(**)	.672(**)	.561(*)	.859(**)	0.427	0.159
nperc	.818(**)	.794(**)	.821(**)	.706(**)	.600(**)	.665(**)	.819(**)	.819(**)	0.356	.813(**)	.616(**)	.767(**)	0.118	0.366
pperc	.772(**)	.729(**)	.722(**)	.614(**)	.507(*)	.560(*)	.722(**)	.722(**)	0.290	.785(**)	.574(**)	.742(**)	0.052	0.326
nsens	.760(**)	.746(**)	.718(**)	.926(**)	.862(**)	.821(**)	.716(**)	.716(**)	.720(**)	.899(**)	.710(**)	.952(**)	0.369	0.347
nisens	.681(**)	.679(**)	.591(**)	.912(**)	.859(**)	.791(**)	.594(**)	.594(**)	.733(**)	.901(**)	.724(**)	.970(**)	0.352	0.303
nbent	.690(**)	.682(**)	.716(**)	.752(**)	.692(**)	.676(**)	.713(**)	.713(**)	0.409	.819(**)	.816(**)	.818(**)	0.105	0.277
pbent	0.414	0.372	0.407	.496(*)	0.430	0.378	0.413	0.413	0.222	.656(**)	.779(**)	.639(**)	-0.069	0.041
nlito	.771(**)	.753(**)	0.411	.730(**)	.669(**)	.881(**)	0.410	0.410	.520(*)	.788(**)	.538(*)	.634(**)	0.443	.671(**)
nbentfg	.658(**)	.600(**)	.580(**)	.718(**)	.626(**)	.656(**)	.579(**)	.579(**)	0.363	.813(**)	.633(**)	.819(**)	0.105	0.237
pbentfg	.575(**)	.518(*)	.485(*)	.679(**)	.607(**)	.591(**)	.488(*)	.488(*)	0.369	.785(**)	.625(**)	.826(**)	0.096	0.180
binve	.640(**)	.608(**)	.615(**)	.786(**)	.695(**)	.701(**)	.618(**)	.618(**)	.450(*)	.853(**)	.668(**)	.867(**)	0.171	0.196
bomni	.703(**)	.755(**)	.532(*)	.884(**)	.937(**)	.774(**)	.536(*)	.536(*)	.809(**)	.840(**)	.723(**)	.898(**)	0.388	.570(**)
ninsec	.973(**)	.973(**)	.744(**)	.639(**)	.575(**)	.652(**)	.742(**)	.742(**)	0.379	.836(**)	.527(*)	.658(**)	0.116	.785(**)
binse	.744(**)	.731(**)	.731(**)	.672(**)	.636(**)	.663(**)	.733(**)	.733(**)	.444(*)	.840(**)	.576(**)	.676(**)	0.138	.788(**)
ninsena	.639(**)	.672(**)	.615(**)	.615(**)	.556(*)	.570(**)	.997(**)	.997(**)	0.363	.659(**)	.465(*)	.602(**)	0.272	0.269
nomnina	.575(**)	.636(**)	.615(**)	.956(**)	.956(**)	.906(**)	.614(**)	.614(**)	.833(**)	.840(**)	.715(**)	.922(**)	.460(*)	0.322
bomnina	.652(**)	.663(**)	.556(*)	.956(*)	.842(**)	.842(**)	.561(*)	.561(*)	.880(**)	.785(**)	.732(**)	.923(**)	.486(*)	0.334
nomni	.742(**)	.733(**)	.570(**)	.906(**)	.842(**)	.568(**)	.568(**)	.568(**)	.668(**)	.826(**)	.658(**)	.782(**)	.600(**)	0.375
pinsena	.742(**)	.733(**)	.997(**)	.614(**)	.561(*)	.568(**)	1.000(**)	1.000(**)	0.367	.661(**)	.468(*)	.609(**)	0.269	0.262
binsena	.742(**)	.733(**)	.997(**)	.614(**)	.561(*)	.568(**)	1.000(**)	1.000(**)	0.367	.661(**)	.468(*)	.609(**)	0.269	0.262
pomnina	0.379	.444(*)	0.363	.833(**)	.880(**)	.668(**)	0.367	0.367	.583(**)	.556(*)	.790(**)	.790(**)	.594(**)	0.236
cpue	.836(**)	.840(**)	.659(**)	.840(**)	.785(**)	.826(**)	.661(**)	.661(**)	.583(**)	.813(**)	.813(**)	.874(**)	0.367	.535(*)
bpue	.527(*)	.576(**)	.465(*)	.715(**)	.732(**)	.658(**)	.468(*)	.468(*)	.556(*)	.813(**)	.760(**)	.760(**)	0.312	0.304
bnat	.658(**)	.676(**)	.602(**)	.922(**)	.923(**)	.782(**)	.609(**)	.609(**)	.790(**)	.874(**)	.760(**)	.760(**)	0.379	0.324
ptomni	0.116	0.138	0.272	.460(*)	.486(*)	.600(**)	0.269	0.269	.594(**)	0.367	0.312	0.379	-0.035	-0.035
pinsec	.785(**)	.788(**)	0.269	0.322	0.334	0.375	0.262	0.262	0.236	.535(*)	0.304	0.324	-0.035	-0.035

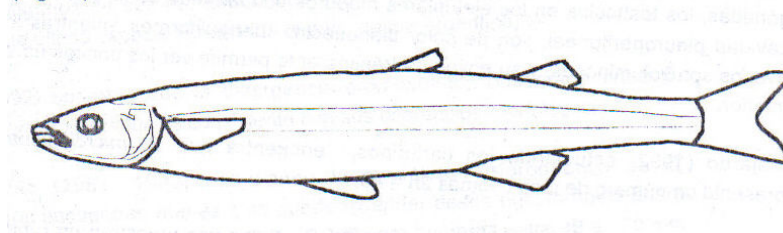
Anexo N° 3. Matriz de redundancia de métricas (rho de Spearman) con respuesta desfavorable a factores ambientales.

	Bccaras	pint	npoc	ncipr	nitole	ptole	bint
Bccaras							
pint	0.276			.810(**)	0.338	.444(*)	.530(*)
npoc	-0.004	.571(**)		0.325	.540(*)	.658(**)	.742(**)
ncipr	.810(**)	0.325	0.197		.755(**)	.560(*)	.728(**)
nitole	0.338	.540(*)	0.197	.521(*)		.479(*)	.635(**)
ptole	.444(*)	.658(**)	.560(*)	.479(*)	.869(**)		.799(**)
bint	.530(*)	.742(**)	.728(**)	.635(**)	.799(**)	.715(**)	

Anexo N° 4. Descripción de especies ícticas.

* Todas las figuras de este anexo se reprodujeron a partir de Ruiz y Marchant (2004).

Basilichthys microlepidotus



Orden Atheriniformes

Familia Atherinidae

Género *Basilichthys* Girard.

Especie *Basilichthys microlepidotus* Jenyns, 1842.

Nombre vulgar: Pejerrey

Descripción: Peces con el cuerpo cubierto por escamas pequeñas. Dos dorsales, ambas con radios. La primera dorsal con 4 a 6 espinas y la anal con una espina. Boca no protráctil, región terminal de la mandíbula en forma de pala. Sin barbillas. Pélvicas de posición abdominal. Caudal ahorquillada formando dos lóbulos bien marcados. Sin dimorfismo sexual notable. Coloración de tonalidad verdosa oscura en el dorso, más clara y plateada en los flancos. Una banda longitudinal plateada con reflejos azulados en cada flanco, desde las aletas pectorales a la caudal. (Ruiz & Marchant, 2004)

Distribución: Desde la III a la V Región (Campos et al., 1998)

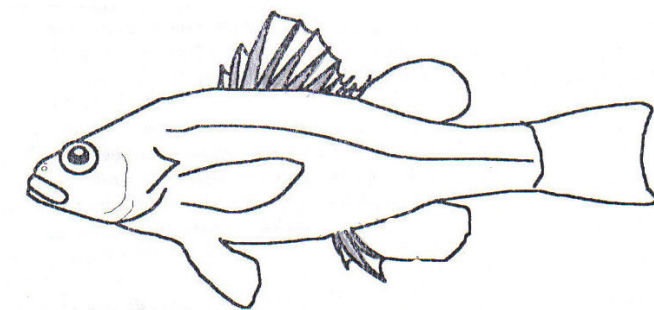
Estado de conservación: Es considerada En Peligro de Extinción debido a su distribución restringida entre la III y V Región por disminución notable de su abundancia, talla de los individuos, por presencia de especies introducidas y pérdida casi total de su hábitat (Campos et al., 1998).

Hábitat: Pelágico, estos peces se caracterizan por residir en el área de potamón. (Ruiz & Marchant, 2004).

Dieta: Señalan hábitos omnívoros para esta especie (Ruiz & Marchant, 2004).

Tolerancia: Baja, B. Dyer (com. pers.) manifiesta que estos peces sólo muestran una gran sensibilidad a la falta de oxígeno, sobreviviendo en acuarios con agua de mar; en tanto que G. Dazarola (com. pers.) afirma que estos peces se encuentran aún en lugares medianamente contaminados.

Percilia gillissi



Orden Perciformes

Familia Perciliidae

Género *Percilia*

Especie *Percilia gillissi* Girard, 1854

Nombre vulgar: Carmelita, Carmelita común.

Descripción: peces pequeños, alrededor de 90 mm. de longitud total, con cuerpo oblongo más o menos comprimido, coloración variable, en general es gris con numerosas motas y bandas transversales tenues siendo más notorias en el pedúnculo y en la aleta caudal (Ruiz, 1993).

Distribución: entre el Río Aconcagua (V Región) y el Lago Llanquihue (X Región). La familia Perciliidae, y el género *Percilia* son endémicos de la provincia biogeográfica chilena (Dyer, 2000).

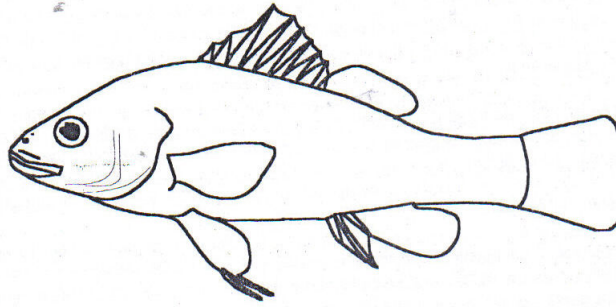
Estado de conservación: Entre la V y la VI Región es considerada en peligro de extinción (Campos *et al.*, 1998).

Hábitat: Bentónico (Ruiz, 1993; Habit, 1998) Es una especie típica del ritrón, concretamente de los sectores hiporitrales de los ríos del sur de Chile (Ruiz, 1993). Habit (1998) menciona que es una especie de hábitos bentónicos o de vida asociada al contacto con el fondo.

Dieta: Bentófaga, alimentándose principalmente de larvas de insectos, con preferencia dípteros de la familia Chironomidae (Ruiz, 1993; Habit, 1998).

Tolerancia: Baja, aunque no hay estudios sobre su tolerancia a la contaminación esta especie soporta la vida en canales de riego, los cuales son ambientes artificiales con fuertes perturbaciones temporales (Habit, 1998).

Percichthys melanops



Orden Perciformes

Familia Percichthyidae

Género *Percichthys* Girard

Especie *Percichthys melanops* Girard, 1854

Nombre vulgar: Trucha negra, Trucha.

Descripción: Cuerpo ligeramente grueso y alargado, su altura 3.2- 3.3 en longitud estándar. Con escamas ctenoideas grandes en el tronco y escamas más pequeñas cicloideas y algunas ctenoideas en la cabeza y en los huesos infraorbitales, mejillas, superficie posterior maxilar, como también en la región opercular. Boca moderada en tamaño; premaxilares con dientes cónicos en el borde ántero ventral. Extremo posterior del maxilar irregularmente aserrado, generalmente alcanza el borde anterior de la órbita. Su longitud menos de 3 veces en la cabeza. Coloración en general similar a *P. trucha*, pero predominan los colores grises y azul pizarroso con motas oscuras en el cuerpo. Su tamaño es notablemente menor; es menos abundante y muy difícil de distinguir de *P. trucha*, pues muchos de los caracteres se corresponden y los merísticos caen dentro del rango (Ruiz & Marchant, 2004).

Distribución: Desde la V a las VIII Región (Campos *et al.*, 1998).

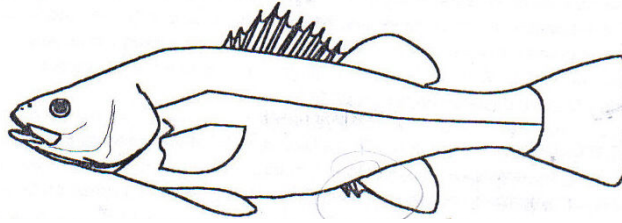
Estado de conservación: Clasificada como en peligro de extinción debido a una importante intervención antrópica, la que se traduce en alteración del hábitat y gran contaminación de las áreas potámicas, modificación de la vegetación ribereña, y deterioro de las características hidrológicas por remoción y extracción de áridos (Campos *et al.*, 1998).

Hábitat: Bentónico, se registran preferentemente en zonas potamón (Ruiz, 1993)

Dieta: Insectívoro (Ruiz, 1993) con preferencia de ítems de Mollusca, Diptera Chironomidae, Chilina, Aegla y Amphipoda como parte de su dieta.

Tolerancia: Baja, De acuerdo a (Campos *et al.*, 1998) esta especie se encuentra dentro de las especies afectada por la contaminación de las aguas. G. Dazarola (comunicación personal) afirma que a medida en que aumenta la contaminación en el curso del estero estas especies tienden a desaparecer.

Percichthys trucha



Orden Perciformes

Familia Percichthyidae

Género *Percichthys* Girard

Especie *Percichthys trucha* Valenciennes, 1833.

Nombre vulgar: Perca trucha, Trucha criolla.

Descripción: Cuerpo ligeramente grueso, alargado, poco comprimido en altura, 3.5-3.8 en longitud estándar. Con escamas ctenoideas pequeñas en el tronco y pequeñas escamas cicloideas en los huesos infraorbitales, mejillas, superficie posterior maxilar, y mandíbula inferior, como también en el complejo opercular. Cabeza más bien pequeña, cerca de 3 veces en longitud estándar. Boca relativamente grande; premaxilares con dientes cónicos, pequeños. Maxilar con borde posterior irregular, no liso, sobre todo en tallas grandes, cerca de 3 veces en la longitud de la cabeza; su borde posterior alcanza la vertical trazada por el extremo posterior del ojo (Ruiz & Marchant, 2004). La coloración varía con el hábitat, pudiendo ser el cuerpo gris, verdoso, naranja o amarillento, mientras

Distribución: Desde la V hasta la XII Región (Campos et al, 1998).

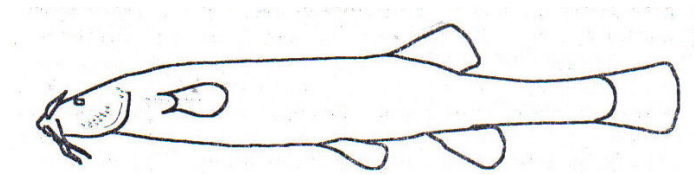
Estado de conservación: Desde la V a la VIII es considerada como Vulnerable debido a alteración de la calidad de agua, contaminación, fragmentación del hábitat, y efectos sobre el estatus trófico, problemas de eutroficación.

Hábitat: Bentónico (Campos *et al.*, 1995), se distribuye tanto en el potamón como en ritrón (Ruiz, 1993).

Dieta: Insectívoro (Ruiz, 1993; Berrios, 2002), con ítemes tales como Aegla, Ostracoda y Samastacus (Crustáceos) y larvas de insectos acuáticos de los grupos Plecoptera y Chironomidae y moluscos como Chilina (Campos et al., 1995).

Tolerancia: Baja, De acuerdo a (Campos *et al.*, 1998) esta especie se encuentra dentro de las especies afectada por la contaminación de las aguas. G. Dazarola (comunicación personal) afirma que a medida en que aumenta la contaminación en el curso del estero estas especies tienden a desaparecer..

Trichomycterus areolatus



Orden Siluriformes

Familia Trichomycteridae

Género Trichomycterus

Especie Trichomycterus areolatus Valenciennes, 1846.

Nombre vulgar: bagre pintado, bagre del centro, bagre chico y bagrecito.

Descripción: Pez sin escamas; cabeza deprimida, ligeramente triangular en vista lateral, hocico más bien romo. Tres pares de barbillas, un par de barbillas nasales, en comunicación con las aberturas nasales. El par de barbillas maxilares alcanzan más allá de las barbillas nasales, llegando hasta el opérculo y las barbillas submaxilares, más pequeñas que las maxilares. Boca relativamente amplia; ojos pequeños y dorsales, separados por un amplio espacio interorbital (Ruiz, 1993).

Distribución: desde el Río Limarí (IV Región) hasta la Isla de Chiloé (X Región) (Dyer 2000), es el siluriforme que presenta una mayor distribución

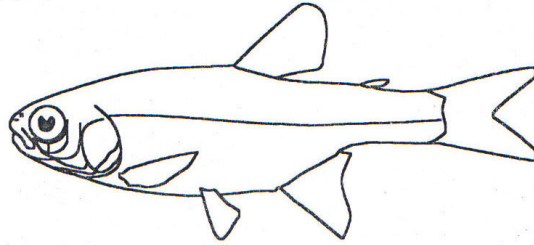
Estado de conservación: Vulnerable, por disminución de su abundancia desde la IX región ha sido calificada como vulnerable (Campos et al 1998).

Hábitat: Bentónico (Ruiz, 1993; Habit, 1983), viven preferentemente sobre fondo fangoso o pedregoso, mezclado con arena gruesa y grava, en el cual se entierran comúnmente. Se le puede encontrar en zonas correntosas del cuerpo de agua (Quiroz, 1999).

Dieta: Bentófago (Ruiz, 1993; Berríos, 2002), consume todo tipo de animales que esté en contacto con el fondo como gastrópodos, oligoquetos, pequeños crustáceos, larvas de insectos acuáticos otros invertebrados (Ruíz, 1993).

Tolerancia: Baja, suele encontrarse en zonas contaminadas (EULA 2002). A pesar de que Trichomycterus presenta su mayor abundancia relativa en zonas de ritron, su amplia presencia en otros sectores indica que las especies de este género pueden ser resistentes a mayores rangos de ciertas variables ambientales que a las restringidas condiciones de los biotopos ritrales (Habit, 1994)

Cheirodon pisciculus



Orden Cypriniformes

Familia Characidae

Género Cheirodon Girard

Especie Cheirodon pisciculus Girard, 1854.

Nombre vulgar: Pocha

Descripción: Peces de cuerpo comprimido, línea lateral incompleta; dientes palmeados, pentacúspides, robustos, implantados en el borde anterior de ambas mandíbulas. Perfil de la región predorsal levemente convexo con una pequeña concavidad en la nuca. Entre el término de la aleta dorsal y la base anterior de la adiposa, el perfil del cuerpo es casi recto. Longitud de la cabeza contenida 3.8 a 5.3 veces en la longitud total. Ojos grandes cerca de 2 a 3 veces en la longitud de la cabeza (Ruiz & Marchant, 2004).

Distribución: Se distribuye en los cursos de agua dulce de Vallenar, La Caldera, Peñaflo, Hospital (Eigenmann, 1972), Nogales, Litre, Aconcagua y Marga Marga (Dazarola, 1972). En el sistema del río Maipo se encuentra a lo largo de su curso. Existe además en Lampa, Pudahuel, Talagante (río Mapocho). Angostura y estero Puangue (Duarte et al, 1971).

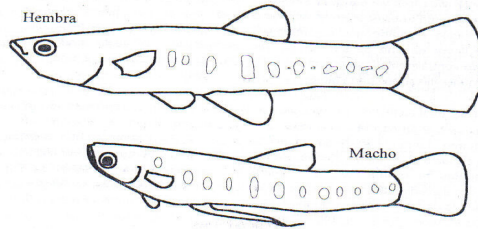
Estado de conservación: Vulnerable en toda su distribución; en la III y IV Región es afectada por fragmentación y artificialización del hábitat, así como por la falta de disponibilidad de agua. En la Zona Central es afectada por la contaminación y especies introducidas (Campos et al., 1998)

Hábitat: Litoral (Moreno & Moran, 1981), ocupa la zona superficial de los cursos de agua, prefiriendo aquellos lugares en que las aguas se remansan cerca de las orillas y con abundante vegetación subacuática (Duarte et al., 1971). De ribera con vegetación principalmente hidrófilos (Moreno & Moran, 1981).

Dieta: Omnívoro, manifestando preferencias sobre larvas de insectos acuáticos y pequeños gusanos (Campos et al., 1995). Vila et al (1999) consideran las especies de Cheirodon como generalistas consumiendo microalgas de las comunidades de los aufwuchs.

Tolerancia: Baja, De acuerdo a (Campos *et al.*, 1998) esta especie se encuentra dentro de las especies afectada por la contaminación de las aguas. G. Dazarola (comunicación personal) afirma que a medida en que aumenta la contaminación en el curso del estero estas especies tienden a desaparecer.

Cnesterodon decemmaculatus



Orden Cyprinodontiformes

Familia Poeciliidae

Género *Cnesterodon* Garman, 1895

Especie *Cnesterodon decemmaculatus* Jenyns, 1842

Nombre vulgar: Gambusia manchada.

Descripción: Peces son de pequeño tamaño, con una longitud máxima que a veces alcanza los 50mm, en las hembras y 25mm en los machos. Su cuerpo es alargado, deprimido en la región anterior y comprimido hacia la región caudal. Se caracteriza por la presencia de 8 a 12 manchas verticales dispuestas a lo largo de los flancos. En los machos se presenta una línea negra a lo largo de la región ventral, entre la aleta caudal y el gonopodio, bajo el cual se bifurca. Con escamas pseudocicloídeas, 31-33 en serie lateral y 11 a 13 en serie transversa. Una dorsal con 7 a 8 radios; pectoral, 9 a 11; pélvicas, 5; anal, 9-10, y caudal 21. La cabeza es ligeramente más pequeña en las hembras (4.8 a 5.2 veces en LT) mientras en los machos está contenida 4.4 a 4.5 veces. Los ojos son grandes, están contenidos tres veces en la longitud de la cabeza (Ruiz & Marchant, 2004).

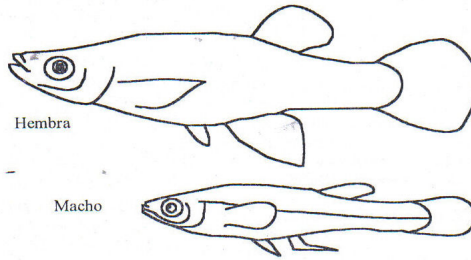
Distribución: Su localidad de origen es Maldonado (Uruguay), río Paraná (Argentina) (Jenyns, 1842). En Chile se encuentra en la V Región en tranques y lagunas, en el Estero Marga Marga, Estero Reñaca, Desembocadura del río Aconcagua, Estero Limache (Concón) (Moreno y Revuelta, 1968)

Hábitat: Litoral, en arroyos, tranques y laguna de la provincia de Valparaíso (Ruiz & Marchant, 2004).

Dieta: Omnívora-planctívora (Mazzeo *et al.*, 2003), se alimenta de larvas de insectos acuáticos y adultos que vuelan cerca del agua que caen a ésta, también de oligoquetos. (Ruiz & Marchant, 2004)

Tolerancia: Alta (Bistoni *et al.*, 1999).

Gambusia holbrooki



Orden Cyprinodontiformes

Familia Poeciliidae

Género *Gambusia* Poey, 1854

Especie *Gambusia holbrooki holbrooki* (Girard, 1859)

Nombre vulgar: *Gambusia*

Descripción: Peces de tamaño pequeño, generalmente menores de 50 mm. Cabeza amplia y deprimida, 3.25-4.0 mm en longitud estándar; ojos generalmente grandes, 1.83-2.0 en distancia interorbital y 2.5-4.0 en la cabeza. Boca grande, proyectable, terminal, mandíbula sobremonta ligeramente a los maxilares; dientes viliformes. Pez de coloración pardo olivácea con el dorso y flancos reticulados debido a marcas oscuras de los márgenes de los estuches de las escamas. Existe un claro dimorfismo sexual expresado en el menor tamaño del macho y en la modificación de su aleta anal, en un órgano intromitente de modo que los primeros rayos se especializan notablemente (Ruiz & Marchant, 2004).

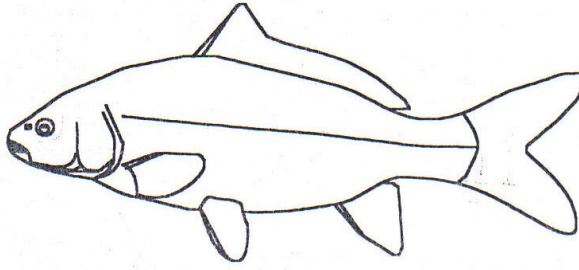
Distribución: Traída desde Charleston (Estados Unidos) y distribuída por los pantanos (Ruiz & Marchant, 2004).

Hábitat: Litoral (Moreno & Moran, 1981; Ruiz, 1993), se mantienen por lo general cerca de la orilla, prefiriendo zonas descubiertas, arenosas y de limo. Sin embargo, las talla pequeñas se refugian entre la vegetación de la orilla interactuando con pochás. Es fácil también encontrarlos en pozas separadas del río (Ruiz, 1993).

Dieta: Insectívoro (Moreno & Moran, 1981) con ítemes de Diptera-Chironomidae, Psychodidae, Culicidae, Trichoptera (larvae).

Tolerancia: Alta, Se ha comprobado en laboratorio que viven en medios totalmente adversos para especies autóctonas como pochás, galáxidos y percíctidos, así resisten falta de oxígeno y alimentación (Ruiz, 1993).

Cyprinus carpio



Orden Cypriniformes

Familia Cyprinidae

Género *Cyprinus* Linnaeus, 1758.

Especie *Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758.

Nombre vulgar: Carpa, Carpa común.

Descripción: Cuerpo robusto y comprimido lateralmente; cubierto de escamas grandes, 35 a 40 escamas en la línea lateral y 16 a 18 en línea transversal. Boca terminal ínfera, con dos barbillas a cada lado; el par más largo ésta representado por una barbilla conspicua que nace en cada comisura de la boca, en tanto que el más corto ésta constituido por una pequeña barbilla que nace del repliegue cutáneo que deja el premaxilar a cada lado de la cabeza y por delante del ojo. Dorsal única, se inicia sobre el punto más alto del cuerpo con una espina gruesa con borde posterior aserrado, seguida de 16 a 22 rayos ramificados (Duarte et al., 1971)

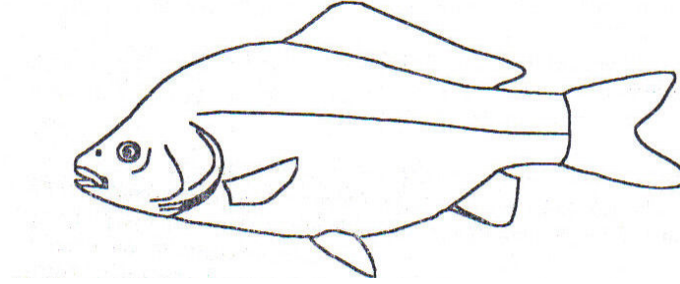
Distribución: Especie originaria de Asia, ha sido introducida casi en todo el mundo. En Chile se distribuye en aguas dulces del centro y del sur principalmente. Descrita para el sistema del Maipo a los largo del río, desde Isla de Maipo hasta Tejas Verdes. Río Mapocho, desde Peñafior hasta la confluencia con el Maipo y en Pudahuel, Lampa y Estero Angostura (Duarte et al., 1971). La Serena, Llo Lleo, Hospital (Eigenmann, 1927).

Hábitat: Bentónico, esta especie silvestre vive preferente en lugares bajos ricos en plantas con fondos fangosos y con altas temperaturas, las que en verano pueden llegar sobre los 20° C. Sus principales hábitats en Chile son los tranques e incluso represas hidroeléctricas (Campos et al., 1995)

Dieta: Ilofago (Duarte *et al.*, 1971), Se alimenta osando sobre el fondo ya que su boca actúa como una trompa succionadora. Sus presas son muy variadas como larvas de insectos acuáticos, gusanos, pequeños crustáceos, caracoles, plantas acuáticas y a veces pequeños peces (pochas) (Campos et al., 1995); sobre el fondo logra una dieta del tipo ilíofaga, especialmente en zonas de remanso con fondo fangoso y gran cantidad de detritus orgánico (Duarte et al., 1971).

Tolerancia: Alta, posee una alta tolerancia a las altas temperaturas y se encuentra en lugares con alta contaminación (Buen, 1959).

Carassius carassius



Orden Cypriniformes

Familia Cyprinidae

Género *Carassius*

Especie *Carassius carassius*, Linnaeus, 1758.

Nombre vulgar: Pez Dorado.

Descripción: El cuerpo está cubierto de escamas grandes radialmente estriadas (25 a 35) en línea longitudinal; 26 a 28 en la línea lateral y 14 a 16 alrededor del pedúnculo caudal. La boca es, pequeña, terminal, carece de barbillas, la segunda dorsal es larga y comienza con un par de radios indivisos, el segundo más fuerte y aserrado en su borde posterior, la anal es corta. Los dientes faríngeos, con corona angosta, se disponen en una fila de a cuatro en cada pieza ósea. Dorsal larga, con dos radios duros y 14 a 20 radios blandos. Anal con radios duros y cinco radios blandos. La especie asilvestrada torna a un color gris oliváceo uniforme, tiende a confundirse con pequeñas carpas, pero carece de barbillas. Puede distinguirse de las carpas y tencas por su coloración. Además a diferencia de la tenca, presenta escamas grandes y una aleta dorsal mucho más larga. (Ruiz & Marchant, 2004)

Distribución: Traído desde Europa en Chile en Hospital, Peñaflores, Llo-Lleo (Eigenmann, 1927). Duarte et al. (1971) lo citan para el sistema del Río Maipo. Río Biobío y Lagunas de la Octava Región (Ruiz, 1993).

Hábitat: Bentónico, son los ríos y esteros, prefiere aguas tranquilas, templadas y con vegetación abundante (Ruiz, 1993); Comparte el hábitat de aguas quietas y fondos fangosos con *Cyprinus carpio* (Duarte et al., 1971).

Dieta: Iliófago (Duarte et al., 1971).

Tolerancia: Alta, logra permanecer en agua estancadas en que hay fuertes procesos de reducción de oxígeno, gracias a su baja tasa metabólica; incluso sobrevive por algunas horas en un medio sin oxígeno a 16°C de temperatura (Blazka, 1958; Moreno & Moran, 1981).

Anexo Nº 5. Gráficos de métricas seleccionadas.

* Para todos los gráficos, el cuadrado de color rosado indica la referencia

