



UNIVERSIDAD CATÓLICA DE TEMUCO

FACULTAD DE CIENCIAS

**ESTUDIO DEL ENSAMBLE DE PECES DE LA
SUBCUENCA DEL RÍO TRAIGUÉN, IX REGIÓN, Y
SU RELACIÓN CON LA CALIDAD DEL AGUA**

Por

JUAN MIGUEL GUTIÉRREZ ANABALÓN

Tesis de Grado Presentada a la
Facultad de Ciencias de la Universidad Católica de Temuco
para optar al Grado de Licenciado en Recursos Naturales.

- Temuco, 2005 -



UNIVERSIDAD CATÓLICA DE TEMUCO

FACULTAD DE CIENCIAS

**ESTUDIO DEL ENSAMBLE DE PECES DE LA
SUBCUENCA DEL RÍO TRAIGUÉN, IX REGIÓN, Y
SU RELACIÓN CON LA CALIDAD DEL AGUA**

Por

JUAN MIGUEL GUTIÉRREZ ANABALÓN

Tesis de Grado Presentada a la
Facultad de Ciencias de la Universidad Católica de Temuco
para optar al Grado de Licenciado en Recursos Naturales.

- Temuco, 2005 -

UNIVERSIDAD CATÓLICA DE TEMUCO
FACULTAD DE CIENCIAS
COMISIÓN EXAMEN DE GRADO

Este Examen de Grado ha sido realizado en la Escuela de Ciencias Ambientales.

Presidente Comisión: _____

Oswaldo Rubilar Alarcón,
Decano Facultad de Ciencias

Profesor Patrocinante: _____

Francisco Encina Montoya,
Doctor en Ciencias Ambientales

Profesor Informante: _____

Teresa Rueda Leighton,
Biólogo Marino

Profesor Informante: _____

Rodrigo Palma Troncoso,
Magíster en Limnología

Secretaria Académica: _____

de Escuela

Teresa Rueda Leighton,
Biólogo Marino

Coordinador de Tesis: _____

Mario Ramírez Espinoza,
Master en Física.

Temuco, 2005

*“en algunos ríos es un crimen sacar peces;
en otros, es un milagro”*

Richardson

A Carmen, Claudio y Marcelo

AGRADECIMIENTOS

A Dios, quién hace todo posible.

A mi amada esposa, quién siempre me ha apoyado y ha sido fuente de inspiración para mi trabajo.

A mi mamá, que siempre me instó a estudiar, diciéndome que la mayor herencia que podía dejarme era la educación.

A mis duendes Claudio y Marcelo, que siempre me acompañaron, dándome ánimo, haciendo “aportes” al trabajo y brindándome una sonrisa que me diera fuerza para seguir adelante.

A mis profesores Francisco y Rodrigo por haberme dado la oportunidad de trabajar con ellos, por su apoyo, tanto en terreno como en el manejo de la información, y por compartir sus conocimientos.

A través de ellos quisiera agradecer también a la Escuela de Ciencias Ambientales de la UCT y al Servicio Agrícola y Ganadero, por su apoyo técnico, financiero y de infraestructura, que permitieron realizar este trabajo.

A la profesora Teresa Rueda por sus valiosos aportes.

A Lolo y Soraya por brindarme su ayuda cada vez que la necesitaba.

A Pamela, Marianela y Alejandra por su ayuda tanto en los terrenos como en laboratorio.

A mi hermano, a mis tíos y tías que siempre estuvieron pendientes de mí (aunque a veces demasiado)

A Pati Riquelme por su ayuda y apoyo.

A Gemita por su gran ayuda.

ÍNDICE DE CONTENIDOS

	Páginas
ÍNDICE DE CONTENIDOS.....	i
ÍNDICE DE FIGURAS.....	iv
ÍNDICE DE TABLAS.....	vi
ÍNDICE DE ANEXOS.....	viii
RESUMEN.....	ix
ABSTRACT.....	x
1. INTRODUCCIÓN.....	1
1.1 Hipótesis.....	14
1.2 Objetivo General.....	14
1.2.1. Objetivos Específicos.....	14
2. METODOLOGÍA.....	15
2.1. Descripción del área de estudio.....	15
2.1.1 Uso Actual del territorio de la cuenca.....	17
2.1.2 Vegetación ribereña de la subcuenca del río Traiguén.....	18
2.2 Método.....	19
2.3. Muestreo de los parámetros físicos, químicos y microbiológicos.....	20
2.3.1 Cálculo de caudal.....	21
2.4 Muestreo biológico.....	22
2.5 Análisis numérico.....	23

2.6. Productividad íctica.....	24
2.7. Índice de Integridad Biótica (IBI) de Karr (1981).....	26
3. RESULTADOS	28
3.1. Caracterización de los Parámetros Físicos, Químicos.....	28
y Microbiológicos Muestreados en las Cinco Estaciones de Muestreo.	
3.1.1. Parámetros Físicos: Pluviometría y Caudales Medios.....	28
3.1.2 Análisis de los Parámetros Físicos, Químicos y Microbiológicos	
muestreados en las cinco estaciones de muestreo.....	32
3.1.3. Plaguicidas muestreados en el área de estudio.....	40
3.2. Caracterización y descripción de la fauna íctica de la	
subcuenca del río Traiguén.....	41
3.2.1 Especies capturadas en la subcuenca del Río Traiguén.....	41
3.2.2 Abundancia de peces en cada estación de muestreo.....	42
3.2.3 Peso y biomasa íctica registrada en la subcuenca	
del río Traiguén.....	45
3.2.4. Longitud del ensamble de peces de la subcuenca	
del río Traiguén.....	48
3.2.5 Factor de condición.....	49
3.3. Análisis de agrupación.....	51
3.4. Análisis de la diversidad del ensamble de peces	
presentes en la subcuenca del río Traiguén.....	52
3.5. Productividad íctica del sistema.....	53
3.5.1 Biomasa bentónica.....	53

3.5.2 Productividad íctica.....	53
3.6. Índice de integridad biológica (IBI).....	55
3.7. Análisis de correlaciones análisis de correlación entre los parámetros Físico.Químicos y los poblacionales e individuales de los peces por estación de muestreo para cada una de las épocas del año (n= 20, p< 0,05).....	57
4. DISCUSIÓN	59
5. CONCLUSIONES	73
6. BIBLIOGRAFÍA	76
7. ANEXOS	85

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.	Ubicación del área de estudio.	15
Figura 2.	Mapa de uso del suelo de la subcuenca del río Traiguén y puntos de muestreo.	17
Figura 3.	Precipitación mensual (mm) registrada durante los años 2002 y 2003, y entre 1990 y 2000 en la estación <i>Las Mercedes</i> , Victoria.	29
Figura 4.	Caudales mensuales (m ³ /s) registrados durante los años 2002 y 2003, y entre 1990 y 2000 en el río Traiguén en Victoria por la Dirección General de Aguas (DGA).	30
Figura 5.	Caudales registrados durante los muestreos en las cinco estaciones de la subcuenca del río Traiguén.	31
Figura 6.	Peso promedio de <i>Percilia gillissi</i> en las cuatro épocas de muestreo.	45
Figura 7.	Peso promedio (g) de las especies salmonídeas en las cinco estaciones de muestreo.	46
Figura 8.	Biomasa íctica en las cinco estaciones de muestreo durante las cuatro épocas.	47
Figura 9.	Biomasa promedio de cada especie para las cinco estaciones de muestreo.	47
Figura 10.	Longitud del ensamble de peces de la subcuenca del río Traiguén.	48

Figura 11.	Dendrograma de similitud entre la abundancia específica de las cinco estaciones de muestreo Biomasa íctica durante la época de primavera del 2003.	51
Figura 12.	Regresión entre biomasa bentónica y biomasa íctica.	54
Figura 13.	Dendrograma de similitud entre la abundancia específica de las cinco estaciones de muestreo.	52
Figura 14.	Pozón descrito en la estación 5.	61
Figura 15.	Tramo de “río de galería” de la estación 2.	61

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla I.	Número de trabajos científicos por área temática en especies del río Cautín.	9
Tabla II.	Ubicación geográfica y uso del suelo de las estaciones de muestreo de la subcuenca del río Traiguén	19
Tabla III.	Parámetros físicos y químicos medidos <i>in situ</i> y equipos de medición.	21
Tabla IV.	Rangos y Clases de calidad de agua para parámetros físicos, químicos y microbiológicos y plaguicidas muestreados en la subcuenca del río Traiguén.	24
Tabla V.	Clasificación y fórmulas de cálculo de la capacidad biogénica (B), propuesta por Welcomme (1980).	25
Tabla VI	Categorías y parámetros del IBI con sus rangos.	27
Tabla VII	Clases de Integridad del IBI.	27
Tabla VIII.	Parámetros Físicos, Químicos y Microbiológicos muestreados en las cinco estaciones en las épocas de Primavera (2002), Verano (2003), Otoño (2003) y Primavera (2003) en la subcuenca del río Traiguén.	37
Tabla IX.	Plaguicidas muestreados en la época de otoño del 2003 en la subcuenca del río Traiguén, en las estaciones 2, 3 y 4.	40
Tabla X.	Especies de peces presentes en la subcuenca del río Traiguén	41
Tabla XI.	Número de ejemplares, abundancia relativa (%) y densidad	43

	(ind/m ²) de los peces capturados en las 5 estaciones de la subcuenca del río Traiguén	
Tabla XII.	Factor de condición (K) y sus rango para las especies de peces capturadas en las cinco estaciones de la subcuenca del río Traiguén.	49
Tabla XIII.	Índice de Shannon (H'), Diversidad máxima (H máx) y equidad (J') del ensamble de peces presentes en la subcuenca del río Traiguén.	52
Tabla XIV.	Parámetros bióticos y abióticos considerados en el cálculo de la productividad íctica.	53
Tabla XV.	Productividad íctica (yield) para cada estación.	54
Tabla XVI.	Puntajes y clases de integridad del IBI en cada estación y época fluviales de la IX Región.	55
Tabla XVII.	Comparación entre clases de calidad de agua y clases de integridad biológica.	56
Tabla XVIII.	Correlaciones (n= 20, p<0,05) entre las variables físico-químicas y los valores de las variables biológicas.	58
Tabla XIX..	Clasificación de los parámetros físico-químicos y microbiológicos muestreados en las cinco estaciones de la subcuenca del río Traiguén, de acuerdo a las clases de calidad de la Norma Secundaria de Calidad Ambiental para la Protección de las Aguas Continentales.	59
Tabla XX.	Comparación entre productividad y biomاسas de los sistemas fluviales de la IX Región.	69

ÍNDICE DE ANEXOS

Anexo 1.	Rangos y clases de calidad de agua de la norma secundaria de calidad ambiental para la protección de las aguas continentales, para parámetros físicos-químicos y microbiológicos y plaguicidas muestreados en la subcuenca del río traiguén	86
Anexo 2.	Pluviometría	87
Anexo 3.	Caudales	88
Anexo 4.	Descripción de las especies de peces presentes en la subcuenca del río Traiguén.	89
Anexo 5.	Peso promedio (g), biomasa (g/m ²) y porcentaje (%) de los peces capturados en las cinco estaciones de la subcuenca del río Traiguén.	95
Anexo 6	Longitud (cm) promedio del ensamble de peces de la subcuenca del río Traiguén.	96
Anexo 7.	Valores y puntajes de los parámetros del IBI.	97

RESUMEN

El creciente interés por conocer y proteger los ecosistemas fluviales, ha estimulado el desarrollo de criterios biológicos (biocriterios) para estimar el efecto de las intervenciones humanas en ellos. Los biocriterios miden el cumplimiento de la integridad biológica.

La subcuenca del río Traiguén presenta un uso del suelo principalmente agrícola; forestal y renoval, también ganadero. De estas actividades se derivan contaminantes que llegan a los cursos de agua. Con el fin de establecer una relación entre la calidad de agua de la subcuenca del río Traiguén y el ensamble de peces se realizó un estudio de este último, en el cual se consideraron distintos factores, entre ellos el Índice de Integridad Biológica (IBI). Se realizaron cuatro muestreos en cinco estaciones, utilizando pesca eléctrica. Además, se realizó una caracterización físico-química y microbiológica de las aguas con los rangos que establece la Norma Secundaria de Calidad Ambiental para la Protección de las Aguas Continentales.

De acuerdo con esta norma, la subcuenca presentó aguas de “Muy Buena Calidad”. Se capturaron tres especies nativas *Percilia gillissi*, *Trichomycterus areolatus* y *Galaxias maculatus*; y dos introducidas, *Salmo trutta* y *Onchorhynchus mykiss*, las que presentaron las mayores abundancias, mientras que *Percilia gillissi* presentó la mayor abundancia entre las nativas, dominando en la estación 5. El IBI indicó que las estaciones 1, 4 y 5 presentan una clase de integridad biológica “Aceptable”, mientras que las estaciones 2 y 3 presentan “Medianamente alterada”

ABSTRACT

The growing interest to know and protect fluvial ecosystems has promoted the development of biological criteria (biocriteria) to calculate the effect of human interventions on them. Biocriteria measures the completion of biological integrity.

Traiguén river basin presents a land use mainly agricultural, also forester, plantations and livestock. From these activities, polluting substances are poured into streams. In order to establish a relationship between Traiguén river basin water quality and fish assemblages it was made a research of these ones, for this, different factors were considered, between them the Integrity Biological Index (IBI). Four samplings were made in five stations, using electrofishing. In addition, it was made a physical.chemical and microbiological characterization of the water with ranges according to the Norma Secundaria de Calidad para la Protección de Aguas Continentales.

According to this normative, the basin exhibited water of “Very Good Quality”. Three native species were captured: *Percilia gillissi*, *Trichomycterus areolatus* and *Galaxias maculatus*; and two introduced *Salmo trutta* and *Onchorhynchus mykiss*, which presented the biggest abundance, while *Percilia gillissi* showed the biggest abundance among natives, dominating in station 5. The IBI pointed that stations 1, 4 and 5 present a biological integrity classification “Acceptable”, while stations 2 and 3 were “Moderately Impaired”.

1. INTRODUCCIÓN

En la evaluación de la calidad del agua habitualmente se han considerado parámetros físicos, químicos y microbiológicos. En Chile, la Norma Chilena de Calidad de Agua NCh 1333 (1987), e incluso la nueva Norma Secundaria de Calidad Ambiental para la Protección de las Aguas Continentales Superficiales (actualmente en trámite), consideran sólo parámetros físicos, químicos y microbiológicos.

Debido al gran número de contaminantes que no pueden ser monitoreados mediante los métodos analíticos tradicionales, la premisa básica de la medición sólo de concentraciones químicas actualmente se considera insuficiente (USGS 2000). Además, las concentraciones químicas por sí solas no son útiles para evaluar los efectos acumulativos de los contaminantes y otros factores tales como la sedimentación, eutrofización y enfermedad del ecosistema.

En las últimas décadas se ha comenzado a tomar en cuenta las variables biológicas para el monitoreo de la calidad del agua, el creciente interés por conocer y proteger 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).

La presencia, condición y número de las especies de peces, insectos, algas y plantas pueden proveer información acerca de la salud de un río, estero, lago, humedal o estuario (Environmental Protection Agency EPA 2002). Estos tipos de organismos son 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).

Los indicadores biológicos integran, en sí mismos, los efectos de varios estresores, los organismos acuáticos y sus comunidades pueden reflejar las condiciones actuales, así como cambios en el tiempo y efectos acumulativos. Pueden mostrar problemas que de otra manera pasarían desapercibidos o subestimados (EPA 2002). Las especies cuyas poblaciones son disminuidas, o que por el contrario, se vuelven abundantes bajo los efectos de la contaminación son especies indicadoras, mientras que los procesos vitales de individuos que muestran alteraciones específicas ante tales efectos son procesos bioindicadores (Salanki 1985).

Existen comúnmente dos enfoques diferentes frente al problema, la evaluación del nivel de la contaminación ambiental es posible por medio de una aplicación de organismos indicadores, así como también por la determinación de la diversidad de especies y la estructura de la comunidad de los animales (Salanki *op cit*). Por ejemplo, el programa BEST del United States Geological Survey (USGS) (2000) basa sus mediciones en los ecosistemas, hábitats y organismos de interés para los organismos de recursos naturales, con la premisa que el muestreo tanto de organismos como de hábitats asegura que la exposición de las especies móviles, especialmente aves y peces, sea registrada.

En Estados Unidos, así como en Chile, la legislación del recurso agua ha estado comúnmente orientada a la preocupación por la salud y los intereses humanos. Sin embargo, esta orientación ha cambiado en EEUU, el “Acta de Agua Limpia” de 1987 (Clean Water Act), tiene como mandato el restaurar y mantener la integridad biológica (EPA 1996). Karr y Dudley en EPA *op cit*, definen integridad biológica como “*la capacidad de mantener una comunidad adaptada, integrada y balanceada de organismos que tiene una composición de especies, diversidad y organización funcional, comparable a aquellos hábitats naturales de la región*”, es decir, un lugar con una alta integridad biológica con poca o ninguna influencia de la sociedad humana. El objetivo de la integridad biológica considera todos los factores que afectan el ecosistema, no sólo los que tienen relación con el hombre.

La degradación de los recursos acuáticos proviene de la contaminación, que es definida en el “Acta de Agua Limpia” (EPA 1996) como “*la alteración hecha o inducida por el hombre de la integridad química, física y biológica del agua*”. En Chile, la ley 19.300 define contaminación como “*la presencia en el ambiente de sustancias, elementos, energía o combinación de ellos, en concentraciones y permanencia superiores o inferiores según corresponda, a las establecidas en la legislación vigente*”. La definición estadounidense no limita la preocupación sólo a la contaminación química, sino que también incluye cualquier acción humana o resultado de la acción del hombre que degrade recursos acuáticos. El hombre puede degradar o contaminar recursos acuáticos por contaminación química o por alterar hábitats acuáticos; pueden contaminar ya sea por extracción de agua para riego, por sobrepesca de peces, o por introducción de especies exóticas, lo cual altera la biota acuática residente (EPA *op cit*). Una definición

muy similar es entregada por la Norma Secundaria de Calidad Ambiental para la Protección de las Aguas Continentales Superficiales a la intervención antrópica: *“intervención del hombre que altera la calidad de las aguas mediante actividades tales como extracción de caudal o descarga directa o difusa de residuos líquidos a cuerpos o cursos de agua receptores”*. La biota de esteros, ríos, lagos y estuarios así como otros atributos de los recursos acuáticos (e.g. química del agua o características del flujo) son sensibles a todas las formas de contaminación. Así, el desarrollo de criterios biológicos o biocriterios, es esencial para proteger la integridad de los recursos acuáticos.

Los biocriterios son valores numéricos o expresiones narrativas que describen la condición biológica de referencia de comunidades que habitan aguas de un uso designado de vida acuática (EPA 2001). Los biocriterios son puntos de referencia para la protección del recurso agua y el manejo de la toma de decisiones, éstos a su vez, miden el cumplimiento de la integridad biológica.

En los últimos años, se ha desarrollado un fundamento conceptual más amplio para transmitir la amplitud de la integridad biológica. Una manifestación de tal desarrollo es el Índice de Integridad Biológica (IBI), el cual originalmente consistía de 12 parámetros o métricas (atributos), separados en tres grandes grupos: riqueza y composición de especies, estructura trófica, abundancia y condición de los peces. Otra forma de describir la integridad biótica es poniendo en contraposición los elementos de la biosfera con los procesos, sin embargo, se argumenta que ambas formas son esenciales para la protección de la integridad biológica.

El Índice de Integridad Biótica (IBI), de Karr (1981), es un índice utilizado para la evaluación cuantitativa de la calidad biológica de las aguas superficiales (Ganasan & Hughes 1998). El IBI está basado en las características de la comunidad de peces como estructura, composición y organización funcional (Huidobro 2000); representa una herramienta efectiva para monitorear y evaluar la degradación ambiental, particularmente en sistemas acuáticos (Huidobro *op cit*). El IBI refleja los vínculos suelo-agua, calidad física del hábitat, régimen hidrológico, ingresos de energía, interacciones biológicas y calidad del agua (Karr *et al* 1986, Ganasan & Hughes *op cit*). Este índice fue diseñado para integrar la información desde los niveles de individuo, población, ensamble y ecosistema, a un indicador numérico individual y una clasificación de calidad para los cuerpos de agua (Karr *et al op cit*).

El IBI aplicado a las comunidades de peces entrega una estimación de la salud ambiental de sistemas acuáticos, ya que los peces son considerados como excelentes indicadores de cualquier alteración del medio (Karr 1981, Huidobro 2000). Los peces son útiles para medir los efectos de la agricultura y de los efluentes urbanos e industriales sobre los ambientes acuáticos por al menos siete razones (Ganasan & Hughes 1998): I) indican los efectos acumulativos de múltiples tipos de perturbaciones antropogénicas; II) integran los efectos de complejos y diversos estresores presentes en sus presas; III) proveen un registro del stress ambiental de relativamente largo plazo; IV) integran condiciones de hábitat de amplia escala; V) son relativamente fáciles de identificar a nivel de especie; VI) su identificación ofrece una considerable información adicional sobre su medio ambiente; y VII) son de gran interés para estudiar el tema de la pérdida de diversidad biológica. Por lo tanto, la presencia, ausencia y abundancia relativa de especies dentro

de un ensamble de peces indica la calidad de las condiciones físicas, químicas y biológicas en que viven.

Los peces han sido usados por años para indicar si las aguas están limpias o contaminadas. Saber sólo que los peces viven en el agua no es suficiente, se necesita conocer que tipos de peces hay, cuantos, y su salud (EPA 2002). Los peces son excelentes indicadores de la salud de la cuenca porque desarrollan todo su ciclo de vida en el agua, presentan una alta longevidad, difieren en su tolerancia a distintas cantidades y tipos de contaminación, son fáciles de visualizar, coleccionar e identificar en terreno.

La medición del factor de condición, que relaciona el peso con el largo, es un procedimiento estándar en los estudios de fisiología y biología de los peces. El factor de condición es una respuesta del nivel del organismo, con factores tales como estado nutricional, efectos patógenos, y exposición química tóxica que causa pesos mayores o menores de lo normal (USGS 2000). En general, el factor de condición varía directamente con la nutrición, además, se ha visto una correlación negativa entre la enfermedad y la condición en peces (USGS *op cit*). La nutrición, enfermedad y contaminantes están altamente interrelacionados en términos de sus efectos en la condición de los peces. La nutrición insuficiente puede llevar a una mayor susceptibilidad a las enfermedades y de este modo alterar el factor de condición.

El factor de condición es importante como indicador de la salud general del pez, aunque con poca exactitud comparado con otros bioindicadores, las alteraciones en este índice pueden mostrar efectos nocivos que se producen por la exposición a los elementos

químicos (USGS 2000). Finalmente el factor de condición es un indicador reconocido de la salud de los peces, que se está usando para monitorear las poblaciones de éstos en varios programas de los EE.UU. (USGS *op cit*).

Los peces son componentes relevantes de los ecosistemas acuáticos continentales y como tales, su importancia radica en las interacciones que establecen con el resto de los integrantes del sistema y su hábitat (Habit 2001). Los peces modifican directa o indirectamente las características de los demás eslabones tróficos del ecosistema acuático, y las propias, a través de relaciones de competencia y depredación. Asimismo, las características de las comunidades de peces son el reflejo de las presiones ambientales ejercidas sobre ellas, por lo que su estudio permite obtener antecedentes claves para la gestión sustentable de los recursos acuáticos (Habit *op cit*).

La ictiofauna de los sistemas fluviales se distribuye heterogéneamente a lo largo de su desarrollo, presentando patrones comunitarios tales como el incremento de la riqueza específica, abundancia y diversidad en el sentido de la corriente (Illies & Botosaneanu 1963, Vannote et al. 1980, Welcomme 1985). Estos patrones han sido explicados por la mayor disponibilidad de hábitats y nivel de trofía de las aguas en las zonas bajas de los ríos (Welcomme 1985). A esto se asocia un aumento de las tallas corporales de los ensambles de los sectores potamales debido a un incremento de profundidad aguas abajo, mientras los sectores ritrales se mantienen como áreas de reproducción y crianza (Campos 1985, Callow & Petts 1994).

El trabajo en peces se ha concentrado más en zonas de ríos individuales que en comunidades (Haslam 1992), cada esquema trabaja bien en su propia región, pero no se pueden transferir y no se encuentran buenos esquemas para grandes zonas o regiones, por ejemplo, para toda Europa. Se han propuesto muchos esquemas como la clasificación de Huet (1954), en que se propone la zonación íctica. En el caso de Chile se ha postulado una zonación íctica para hoyas al sur del río Bío-Bío, sin embargo, de acuerdo a Campos *et al* (1993b) en este río esta zonación no es clara.

La fauna íctica de Chile está representada por alrededor de 1.027 especies nominales, agrupadas en 36 órdenes (Pequeño 1995). En las aguas dulces hay unas 40 especies nativas descritas en la literatura, además de 22 especies introducidas (Dyer 2000)

El aislamiento biogeográfico y las características hidrológicas, ríos cortos y rápidos con escasos nichos tróficos, podrían ser las razones principales que expliquen la riqueza de especie tan baja, el alto endemismo y la distribución restringida muchas veces a dos ó tres cuencas junto con la tendencia generalizada de los peces a poseer tamaños pequeños (menores a 20 cm) (Vila *et al* 1999b).

Los peces nativos de aguas continentales de Chile han sido estudiados desde el punto de vista taxonómico, sistemático, evolutivo y de su biología básica (Pequeño 1995). Existe una falta de información en los aspectos reproductivos, fisiológicos, genéticos, distribución y sistemática (Vega 1999), *Galaxias maculatus* es la única especie que se encuentra en un estado de conocimiento mayor que el resto de las especies nativas (Tabla I), debido a su interés comercial. El único trabajo que se aproxima al uso de los

peces como indicadores de la calidad del agua es el realizado por el EULA (2002) en la cuenca del río Chillán que es abordado desde el punto de vista de la zonación íctica y la utilización de biomarcadores en especies nativas.

Tabla I. Número de trabajos científicos por área temática en especies del río Cautín

Especie	Sistemática	Fisiología	Reproducción	Distribución	Genética
<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Walbaum, 1792)	-	-	-	-	-
<i>Salmo trutta</i> (Linneo, 1758)	-	-	-	-	-
<i>Galaxias maculatus</i> (Jenyns, 1842)	7	5	8	3	3
<i>Percichthys trucha</i> (Valenciennes, 1833)	5			2	
<i>Percichthys melanops</i> Girard, 1855	5			2	
<i>Percilia gillissi</i> Girard, 1854	4			2	
<i>Diplomystes camposensis</i> Arratia, 1987	5		2	2	
<i>Trychomicterus areolatus</i> Valenciennes, 1846	5			2	
<i>Cheirodon galusdae</i> Eigenmann, 1928	4			2	
<i>Cheirodon australe</i> Eigenmann, 1928	5			2	
<i>Basilichthys australis</i> Eigenmann, 1928	5	2		2	1
<i>Geotria australis</i> (Gray, 1851)	4			2	
<i>Cyprinus carpio</i> Linneo 1758	-			-	-

Fuente: Vega 1999

La alteración del hábitat por contaminación, cambios en las características hidrológicas (principalmente disminución de caudal), alteración de la vegetación acuática y ripariana, y la introducción de especies exóticas son los principales factores que afectan el estado de conservación de las especies nativas (Campos *et al* 1998).

La introducción de peces exóticos en Chile no responde a ningún conocimiento ecológico ni tampoco a datos de su biología en sus países de origen (Campos 1973), los motivos que se han tenido para introducir peces al país son ornamentales, de salud pública, alimenticios y deportivos. Las especies salmonídeas en un comienzo fueron introducidas para fines de pesca deportiva, pero en los últimos años ha sido masificada con fines de producción acuícola lo que ha facilitado la invasión de los ecosistemas tanto continentales como costeros de Chile (Dyer 2000).

La introducción de especies exóticas comenzó en 1875 con la especie *Ciprinus carpio*, en 1905 Golusda trajo a Chile las primeras ovas de especies salmonídeas, entre ellas de *Oncorhynchus mykiss* y *Salmo trutta* (Arratia 1978). En la IX región, la introducción de salmonídeos fue posible gracias a la piscicultura de Lautaro, creada en 1914, la cual proveía de peces para la venta y el repoblamiento, convirtiéndose así en el precursor de las actividades de cultivo del sur de Chile (Vega *et al* 1986). Después de casi un siglo de presencia en los ríos y lagos de Chile, las especies salmonídeas se encuentran en estado de asilvestramiento, lo que se corrobora con el alto polimorfismo encontrado en sistemas fluviales de la IX región (Gobierno Regional de la Araucanía 2001). Estas especies se habrían adaptado a los ecosistemas, y las comunidades habrían alcanzado un nuevo nivel de equilibrio (Arenas 1978, Gobierno Regional de la Araucanía *op cit*). Actualmente, las truchas salmonídeas están distribuidas a lo largo del país, y a causa de la similitud entre sus sistemas de origen y los chilenos, su etología, su conformación anatómica y capacidad de natación, ellas han colonizado la mayoría de las zonas rítrónicas de los sistemas chilenos (Campos *et al* 1998).

El efecto de la introducción especies exóticas sobre las especies nativas no está claramente definido, debido a la falta de información previa a la introducción; sin embargo, diversos estudios mencionan a peces nativos pequeños como parte de la dieta de las especies salmonídeas e ítems alimentarios comunes entre ambos grupos, por los que entrarían en competencia (Campos 1970, Arratia 1978, Arenas 1978 Campos *et al* 1993b, Ruíz 1993, Campos *et al* 1998)

La calidad del agua de la subcuenca del río Traiguén, ubicada en la comuna de Victoria, IX región, ha sido evaluada mediante métodos analíticos tradicionales (Durán 2000, Olave 2001 y Sánchez 2001) y mediante el uso de indicadores biológicos (Weisser 2003).

Durán (2000) aplicó la Clasificación para Uso Múltiple de la Región de Lombardia, determinando que las aguas del río Traiguén, desde la ciudad de Victoria hasta su nacimiento, eran clasificadas en la clase C, es decir son aptas para riego, agua potable, vida acuática y uso industrial. Durán hace notar que las normas chilenas no permitían hacer una clasificación para uso múltiple de las aguas de cursos superficiales.

Olave (2001) investigó el uso y período de aplicación de 27 pesticidas en la subcuenca del río Traiguén; de estos, 25 se destinan para el uso agrícola, y sólo dos para uso forestal. Además, propuso los puntos y período de muestreo, determinó cuales pesticidas monitorear, a partir de cuatro variables: porcentaje de distribución en el agua, carga total, toxicidad y persistencia. Estos pesticidas fueron Glifosato, Carbendazim, Picloram y 2,4 D, además de los dos pesticidas de uso forestal Simazina y Hexazinona. Por su

parte Sánchez (2002), siguiendo lo propuesto por Olave (2001), detectó la presencia de cinco de estos pesticidas en los cursos de agua de la subcuenca del río Traiguén, estos fueron 2,4 D, Carbendazim, Picloram, Simazina y Hexazinona. Según Briceño (2003) éstos son causantes de un riesgo potencial para el ecosistema acuático del río Traiguén.

Weisser (2003) estudió los macroinvertebrados bentónicos de la subcuenca del río Traiguén para evaluar la calidad del agua, utilizando los índices IBF (Índice Biótico de Familia) y el índice EPT (Ephemeroptera, Plecóptera y Trichoptera). Del análisis de los índices bióticos se obtuvo calidades de agua “Muy Buena”, “Buena” y “Regular”. Se determinó que no existe un deterioro significativo de la calidad del agua en la subcuenca del río Traiguén, respecto a los parámetros físico-químicos, comunitarios e IBF.

La presencia de contaminantes como nutrientes, pesticidas y la calidad del agua en general podrían tener efectos sobre organismos con sensibilidades distintas a las de los macroinvertebrados bentónicos, como son los peces.

En este trabajo se realizará un estudio del ensamble de peces de la subcuenca del río Traiguén para averiguar si la calidad de agua modifica su composición y estructura. Para esto se hará una descripción de la fauna íctica de la subcuenca, se estimará la diversidad de especies mediante el índice de diversidad de Shannon-Wiener, se evaluará la productividad íctica, se estimará el factor de condición (K) y se aplicará el Índice de Integridad Biótica (IBI), el cual no ha sido aplicado antes en Chile. Con la información obtenida se pretende establecer valores de referencia para realizar un monitoreo continuo del ensamble de peces de la subcuenca.

Además, se caracterizarán los parámetros físicos, químicos y microbiológicos de las aguas del área de estudio mediante la Norma Secundaria de Calidad Ambiental para la Protección de las Aguas Continentales Superficiales (actualmente en trámite).

1.1. HIPOTESIS

El ensemble de peces de los cursos de agua superficiales de la subcuenca del río Traiguén es afectado por la calidad del agua de la subcuenca.

1.2. OBJETIVO GENERAL

Establecer una relación entre el ensemble de peces y la calidad del agua de la subcuenca del río Traiguén.

1.2.1. OBJETIVOS ESPECÍFICOS

1. Caracterizar los parámetros físicos, químicos y microbiológicos de la subcuenca del río Traiguén.
2. Caracterizar y describir la fauna íctica de la subcuenca del río Traiguén.
3. Determinar la diversidad de especies ícticas de la subcuenca del río Traiguén.
4. Evaluar la productividad íctica del sistema.
5. Adaptar y aplicar un Índice de Integridad Biológica (IBI) al ensemble de peces de la subcuenca del río Traiguén.

2. METODOLOGÍA

2.1 Descripción del Área de Estudio.

El área de estudio se sitúa en la cuenca del río Traiguén perteneciente a la cuenca del río Chol-Chol, la que a su vez pertenece a la hoya hidrográfica del río Imperial de la IX Región (Instituto Geográfico Militar 1984) (Figura 1), y abarca 10.176 ha, lo que representa el 79,46% de la superficie total de la cuenca de 12.804,9 ha. Con el fin de disminuir el efecto ciudad en el área de estudio los límites comprenden desde la salida Este de la ciudad de Victoria, hasta la naciente del río Traiguén de acuerdo con lo propuesto por Olave (2001) (Figura 2).

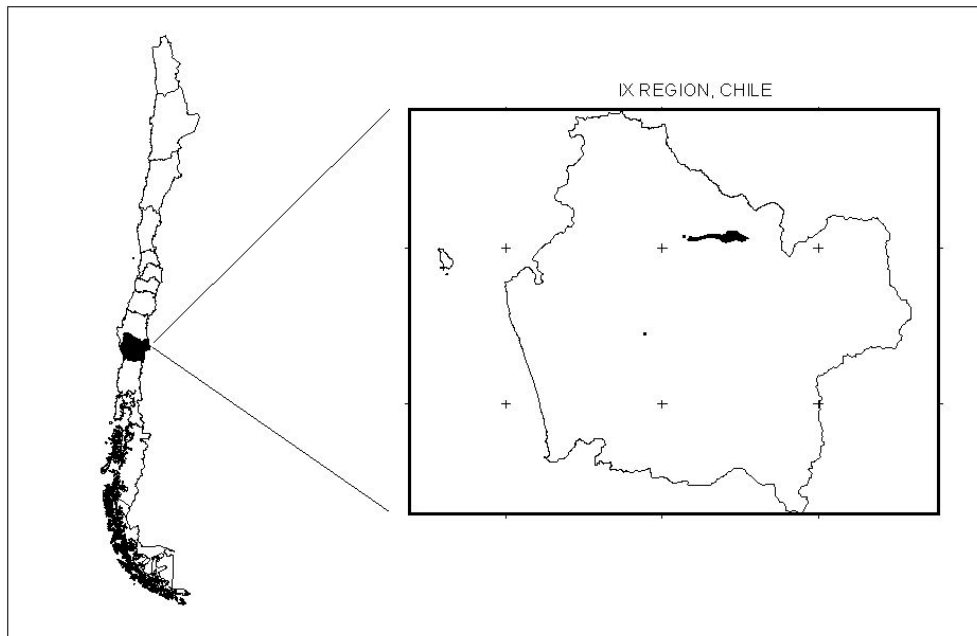


Figura 1. Ubicación del área de estudio.

Según su morfología, la cuenca del río Traiguén presenta dos formas bien diferenciadas en sentido Oeste-Este: en su parte baja es alargada y angosta, aquí predomina el cauce principal de 50.4 Km; en su parte media se ramifica en una serie de cauces de orden menor dando a la cuenca una forma arbórea. El relieve es relativamente plano y el perímetro alcanza los 96 Km (Olave, 2001).

El río Traiguén recorre la parte media y baja de la cuenca, presenta una altitud de 350 msnm., y se sitúa entre los 38° 13' Latitud Sur; 72° 19' Longitud Oeste, tiene un régimen estacional con un caudal medio máximo de 43,8 m³/s en invierno y un caudal mínimo de 0,21 m³/s en verano (DGA 2001 en Sánchez 2002). Las aguas provienen de lluvias invernales con escaso aporte nival como ocurre en toda la cuenca del río Chol-Chol (Instituto Geográfico Militar 1984).

El origen del río Traiguén es preandino, nace a 20 Km al este de Victoria, de la unión de dos esteros (las Mariposas y el Collahue). En este tramo la Dirección General de Aguas (DGA) ha otorgado derechos de aprovechamiento consuntivos (aguas empleadas en el riego agrícola, que no obliga a restituir las aguas después de usadas) del río Traiguén de los cuales 1.790 l/s son para riego y 200 l/s para ser utilizados como abastecimiento de agua potable, por ESSAR (Weisser 2003).

En la subcuenca del río Traiguén, el suelo está definido por la serie Victoria (Ve) y Barros Arana (Ba). De acuerdo a la fórmula predominante (323), los suelos de este sector presentan un horizonte A bien definido, buen drenaje y textura media, franco arenoso muy fino, franco, franco arcilloso y limo. Dentro de los factores limitantes encuentra restricción del crecimiento de la raíz (Olave, 2001). Se presenta una capacidad

de uso III. Los suelos de esta clase presentan moderadas limitaciones en su uso y restringen la elección.

2.1.1 Uso Actual del Territorio de la Cuenca

El suelo de la subcuenca del río Traiguén se caracteriza por su uso agrícola forestal, renoval, pradera y urbano (Figura 2). El uso agrícola presenta una mayor frecuencia a nivel predial y en términos de superficie representa el 50,05% del área total de 10.176 ha, el uso forestal representa el 25,8% del total. El porcentaje de predios caracterizados por la presencia de renovales y de uso urbano es menor y su superficie dentro de la subcuenca alcanza el 19,39% y 0,19% del total, respectivamente.

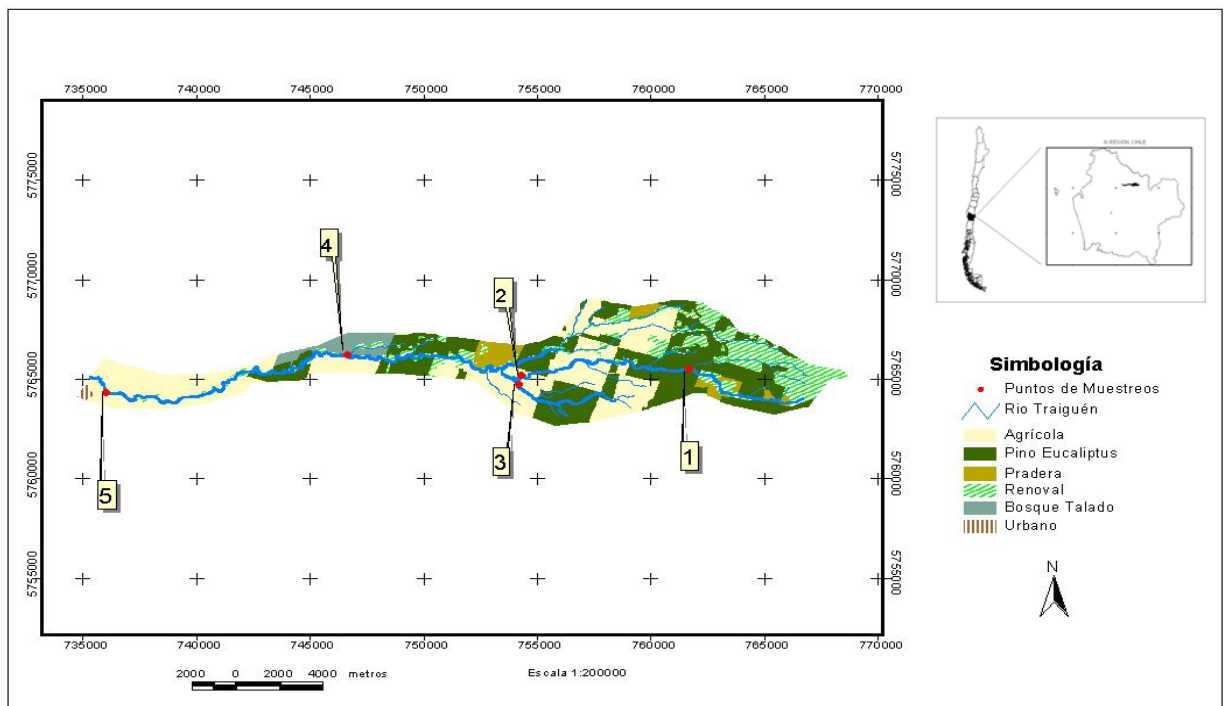


Figura 2. Mapa de uso del suelo de la subcuenca del río Traiguén y puntos de muestreo

El área de uso agrícola presenta cuatro tipos de cultivos: trigo, raps, avena y cebada, los que son cultivados simultáneamente en la mayoría de los predios. De estos cultivos el trigo tiene mayor frecuencia a nivel predial, lo que también coincide con una mayor superficie (41,99%), seguido por la avena (19,12%) y el raps (10,14%), por otra parte, el cultivo de cebada es menos frecuente en los predios, y abarca también una menor superficie dentro de la subcuenca (3,21%) (Olave 2001).

2.1.2 Vegetación ribereña de la subcuenca del río Traiguén

Las zonas ribereñas de la subcuenca del río Traiguén, en los puntos de muestreo, presentan una vegetación cuya densidad promedio es de 34,84%, predominando la vegetación nativa en un 90% (Weisser 2003). En las estaciones 1, 2, 3 y 4 se encuentra una diversidad mayor de especies arbóreas y arbustivas en las dos riberas del río. En la estación 5 existe una menor diversidad vegetal en ambas riberas, esto se debe a que se encuentra la bocatoma de agua potable de Essar para la ciudad de Victoria (Weisser *op cit*). Además, la cercanía a la ciudad y el uso predominantemente agrícola en el sector han mermado la vegetación nativa. Debido a esto, y al mayor ancho del río existe una mayor exposición del cauce en esta estación.

2.2. Método

Se realizaron muestreos, en la primavera del 2002 (4 y 11 de noviembre del 2002), verano del 2003 (30 de enero y 6 de febrero del 2003), otoño del 2003 (26 de mayo y 12 de junio del 2003) e inicios de primavera del 2003 (25 de septiembre y 1 de octubre del 2003). Para cada una de las 5 estaciones ubicadas en sectores representativos de los usos de la cuenca (Tabla II), la estación 1 presenta uso forestal; las estaciones 2 y 3, uso mixto agrícola - forestal y las estaciones 4 y 5 agrícola (Tabla II/Figura 2).

Tabla II. Ubicación geográfica y uso del suelo de las estaciones de muestreo de la subcuenca del río Traiguén.

Estación	Coordenadas UTM	Uso Del Suelo
1	761.305 E 5765.260 N	Forestal
2	754.304 E 5764.950 N	Agrícola - Forestal
3	754.248 E 5764.573 N	Agrícola - Forestal
4	749.461 E 5766.096 N	Agrícola
5	735.716 E 5764.212 N	Agrícola

La metodología consta de 6 etapas:

- ❖ Revisión Bibliográfica.
- ❖ Determinación de los puntos de muestreo.
- ❖ Toma de muestras.
- ❖ Identificación de organismos.
- ❖ Análisis numérico.
- ❖ Resultados.

2.3. Muestreo de los parámetros físicos, químicos y microbiológicos

En cada muestreo se hizo una caracterización física, química y microbiológica de las aguas de la subcuenca del río Traiguén. *In situ* se midieron el ancho del río (m) y profundidad (perfiles) con huincha métrica. Otros parámetros tomados *in situ* se detallan en Tabla III. Se colectaron muestras de agua para una posterior medición en laboratorio de los siguientes parámetros: dureza, alcalinidad, oxígeno disuelto, DBO₅, sólidos y sólidos totales, ortofosfato (PPO₄), nitrógeno amoniacal, nitritos, nitratos, color, coliformes fecales y totales. Además, se colectaron muestras de agua para el análisis de los pesticidas detectados por Sánchez (2002) (2,4 D, Carbendazim, Picloram, Simazina y Hexazinona), en sus períodos de aplicación. Las botellas con muestras de agua fueron etiquetadas y guardadas en contenedores Coleman, para su análisis posterior.

Además, se hará una descripción de la pluviometría y caudales medios de la subcuenca del río Traiguén a partir de los datos registrados en la estación *Las Mercedes*, de Victoria, y en el río Traiguén, en Victoria por la Dirección General de Aguas (DGA).

2.3.1. Cálculo de Caudal.

El caudal es el resultado del producto entre la sección o la media de varias secciones del río (expresado en m^2 o cm^2) y la velocidad media del agua (que se expresa en m/s o cm/s) (Prat *et al* 2001). Las unidades más utilizadas son los litros por segundo (l/s) o metros cúbicos por segundo (m^3/s). En primer lugar se calcula la sección del río colocando una cinta métrica abarcando toda la anchura del cauce, procurando que esté tensada. A continuación, se toman las medidas de profundidad mediante una vara graduada a intervalos regulares. La velocidad del río se mide utilizando derivadores (Tabla III), los cuales se dejan caer para que floten sobre la superficie siguiendo río abajo hasta una distancia (D) de 15 metros. En forma complementaria se mide, con cronómetro (Tabla III), el tiempo (t) que transcurre entre que el objeto cae al agua y llega hasta el lugar de destino. Se toman, como mínimo, 3 medidas del tiempo recorrido para calcular velocidad. Finalmente el caudal aproximado se obtendrá multiplicando la sección media (m^2) por la velocidad superficial (m/s) y por un factor de 0.8. (Prat *et al op cit*).

Tabla III. Parámetros físicos y químicos medidos *in situ* y equipos de medición.

Parámetros	Equipos y modelos	Sensibilidad
PH y Temperatura (°C)	pH metro Orión, modelo 250	0.1 mg/l
Conductividad (uS) Sólidos Totales Disueltos (STD) (mg/l)	Conductímetro Orión, modelo 115	0.1 mg/l
Velocidad de Corriente (m/s)	Derivadores y cronómetros.	

2.4. Muestreo Biológico.

Los peces fueron colectados mediante el uso de equipo de pesca eléctrica EFKO con motor de dos tiempos a gasolina (Habit 2001). En cada estación se realizó un recorrido por el cauce de acuerdo a las condiciones de cada una, presentando limitaciones de acceso por la profundidad y la vegetación ribereña. Se mantuvo, en lo posible, una superficie de recorrido similar para cada uno de los muestreos.

Los individuos capturados se identificaron y clasificaron *in situ* y posteriormente se ratificó la información utilizando las claves y descripciones de Arratia *et al* (1981), Campos *et al* (1993a) y Ruíz (1993). Se registró el peso total (g) con balanza digital Acerlab GS 2001 (1g de sensibilidad); y longitud total (LT), mediante ictiómetro.

Los peces fueron fijados en formalina “para análisis” al 80%, a los de mayor tamaño se les inyectó ésta en el estómago para estudios tróficos posteriores, luego fueron almacenados en bolsas de plástico de 35 x 40 cm y frascos plásticos rotulados.

Se determinó abundancia, densidad (ind/m^2), riqueza de especies ícticas (N° de especies presentes en cada estación), biomasa (g/m^2) y el factor de condición (K). Además se calculó la diversidad de especies mediante el índice de diversidad de Shannon-Wiener (H'), diversidad máxima ($H_{\text{máx}}$), equidad (J') e índice de similitud de Bray-Curtis, expresando su resultado mediante dendogramas de análisis de cluster de su complemento: Similaridad (Programa Biodiversity Profesional).

2.5. Análisis Numérico.

Para el análisis de la información se utilizaron Software tales como: Excel 5.0, Biodiversity Pro y Stat Graphics Plus 5.1.

Se realizó análisis de correlaciones entre los parámetros físico-químicos y los datos obtenidos del ensamble de peces.

Se tabularon los parámetros físicos, químicos y microbiológicos de las distintas estaciones de muestreo y en las distintas épocas del año para observar la variación de cada uno de ellos a lo largo de los muestreos. Los valores obtenidos de las variables analizadas, se compararon con los rangos que establece la Norma Secundaria de Calidad Ambiental para la protección de las Aguas Continentales (actualmente en trámite) (Ver Tabla en Anexo I), la cual clasifica la calidad de agua en cuatro clases y corresponden a:

Clase excepcional: Indica un agua de mejor calidad que la clase 1, que por su extraordinaria pureza y escasez, forma parte del Patrimonio Ambiental de la República.

Clase 1: Muy Buena calidad.

Clase 2: Buena calidad

Clase 3: Regular calidad.

2.6. Productividad Íctica.

La productividad íctica de la subcuenca del río Traiguén se calculó en términos de “*yield*” que corresponde a la porción que es capturable o cosechable del *standing crop* (stock existente) de peces (Gobierno Regional de la Araucanía 2000). Para el cálculo del “*yield*” se considera la biomasa bentónica como *capacidad biogénica* del río, ésta corresponde al valor nutritivo que tiene el cuerpo de agua para sustentar una determinada cantidad de peces. La productividad íctica fue calculada para cada estación, de acuerdo con la fórmula de Leger & Huet (1964):

$$K = B * L * k \text{ (Leger \& Huet 1964)}$$

donde:

K = Productividad (Yield)

B = Capacidad Biogénica (g/m^2), calculada de acuerdo a la fórmula de Welcomme (1980)

L = Ancho promedio del río (m)

k = Coeficiente de productividad como producto de $k_1 * k_2 * k_3$

donde:

k_1 = coeficiente de Temperatura ($10^\circ\text{C} = 1.0$ y $16^\circ\text{C} = 2.0$)

k_2 = coeficiente del pH (aguas ácidas = 1,0 y básicas = 1,5)

k_3 = valor de adaptación de las especies a la temperatura (especies de aguas frías = 1,5 y especies de aguas tropicales = 2,0)

Tabla V. Clasificación y fórmulas de cálculo de la capacidad biogénica (B), propuesta por Welcomme (1980).

Biomasa del bentos (Bb) (g/m²)	Categoría	Fórmula de cálculo de la capacidad Biogénica (B)
Menos de 0,6	Pobres	$B = 0,001 + 0,05 Bb$
0,6 - 30	Medianos	$B = 0,35158 + 0,45469 \text{ Log } Bb$
30 - 70	Ricos	$B = 0,35158 + 0,45469 \text{ Log } Bb$

La biomasa del bentos se estimó a partir de los pesos de los macroinvertebrados bentónicos capturados por Weisser (2003). La capacidad biogénica se calculó según la fórmula propuesta por Welcomme (1980) y se utilizó la fórmula correspondiente a ríos medianos como indica la tabla de clasificación y fórmulas de cálculo de la capacidad biogénica (Tabla V), ya que las biomásas del macrozoobentos en las distintas estaciones fluctuaron entre 10 y 22 g/m².

$$B = 0.35158 + 0.45469 \text{ Log } B_b$$

donde:

B = Capacidad Biogénica.

Bb = Biomasa del macrozoobentos.

2.7. Índice de Integridad Biótica (IBI) de Karr (1981).

Para aplicar el Índice de Integridad Biótica (IBI) al ensamble de peces de la subcuenca del río Traiguén, se consideró información básica de las especies presentes, como hábitat, trofia, tolerancia y origen zoogeográfico. Se seleccionaron los parámetros que más se adaptaban a las características de la fauna íctica del sur de Chile, y a partir de trabajos realizados en ríos de México (Huidobro 2000) y en los ríos Khan y Kshipra de India (Ganasan & Hughes 1998), que se basan, a su vez en las modificaciones propuestas para ríos de fuera de Estados Unidos y Canadá. Además, se crearon parámetros que reflejaran las características del ensamble de peces del área de estudio. En éstos, las especies de salmonídeos fueron considerados como silvestres. Los pasos seguidos para la adaptación y aplicación del IBI son los siguientes:

- Revisión bibliografía del IBI
- Información de los peces presentes en área de estudio
- Selección de parámetros
- Rangos para cada parámetro
- Puntaje continuo a cada parámetro
- Clases de integridad

El IBI fue calculado para cada estación en los cuatro muestreos realizados. Los rangos establecidos para cada parámetro (Tabla VI) se basan en los valores más altos obtenidos en alguna estación.

Tabla VI. Categorías y parámetros del IBI con sus rangos

Categoría	Parámetro	10 (mejor)	0 (peor)
Riqueza y composición de especies	Número total de especies	5	0
	Número de especies nativas	2	0
	Número de especies bentónicas	2	0
	Número de especies pelágicas	2	0
	Número de especies intolerantes	2	0
	% de individuos de especies intolerantes	100	0
	% de individuos de especies tolerantes	0	50
Función trófica	% de individuos insectívoros	96	0
	% de individuos carnívoros tope	100	0
Abundancia y condición	Número total de individuos	50	0
	% de individuos de especies salmonídeas	100	0

Se estableció una puntuación continua de 0 a 10 para cada parámetro y de 0 a 100 para el IBI, de acuerdo a lo propuesto en Ganasan & Hughes (1998). Para establecer la clase de integridad se establecieron rangos a partir del 60% del puntaje más alto obtenido (Tabla VII), bajo éste se ubica la clase “Alterada”, hasta el 80% del puntaje más alto obtenido corresponde la clase “Medianamente Alterada”; y sobre el 80%, la clase “Aceptable”.

Tabla VII. Clases de Integridad del IBI.

Clases de integridad	Símbolo	Puntaje IBI
Alterada	I*	< 44,7
Medianamente Alterada	M	44,7 – 59,7
Aceptable	A	> 59,7

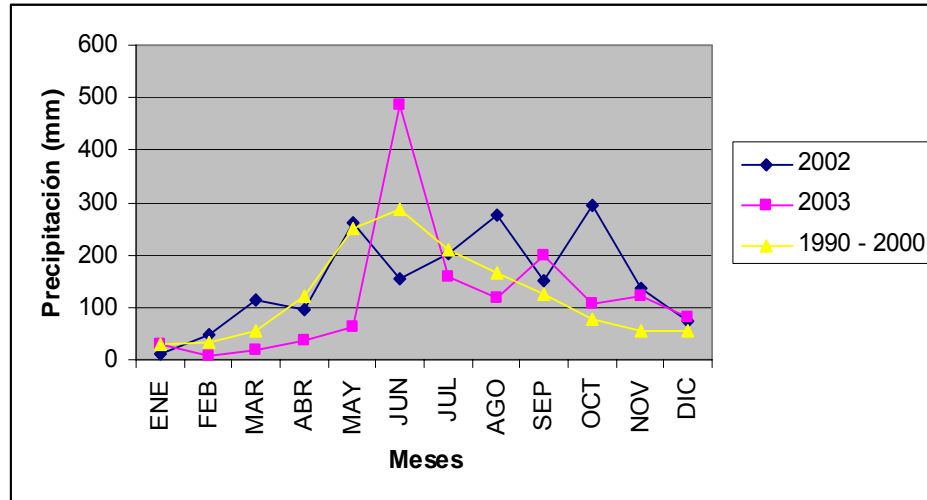
I*= Impaired, término original utilizado para esta clase de integridad

3. RESULTADOS

3.1. Caracterización de los Parámetros Físicos, Químicos y Microbiológicos Muestreados en las Cinco Estaciones de Muestreo.

3.1.1. Parámetros Físicos: Pluviometría y Caudales Medios.

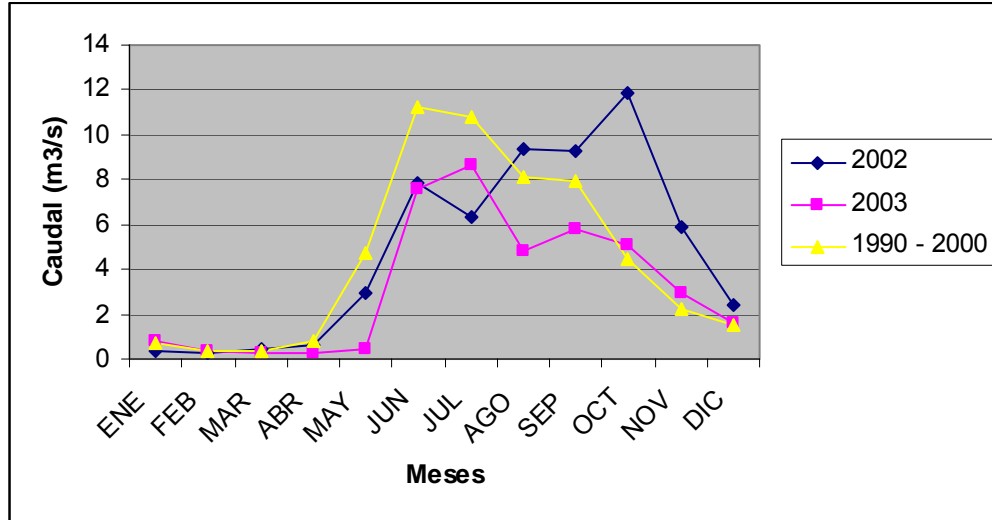
La precipitación media mensual registrada entre los años 1990 y 2000 en la estación *Las Mercedes* de Victoria muestra que las mayores precipitaciones se producen entre los meses de mayo y julio (Anexo 2), con el máximo de 287,73 mm en el mes de junio (Figura 3); las menores precipitaciones se registran en los meses de enero y febrero, con la mínima de 28,93 mm en enero. En el año 2002, se registraron anormalmente las mayores precipitaciones en el mes de octubre con 295 mm, y las mínimas en el mes de enero con 11 mm. En el año 2003, las máximas precipitaciones se registraron en el mes de junio con 486 mm, muy por sobre un año normal, y las mínimas se registraron en febrero con sólo 7 mm.



Fuente: DGA

Figura 3. Precipitación mensual (mm) registrada durante los años 2002 y 2003, y entre 1990 y 2000 en la estación *Las Mercedes*, Victoria.

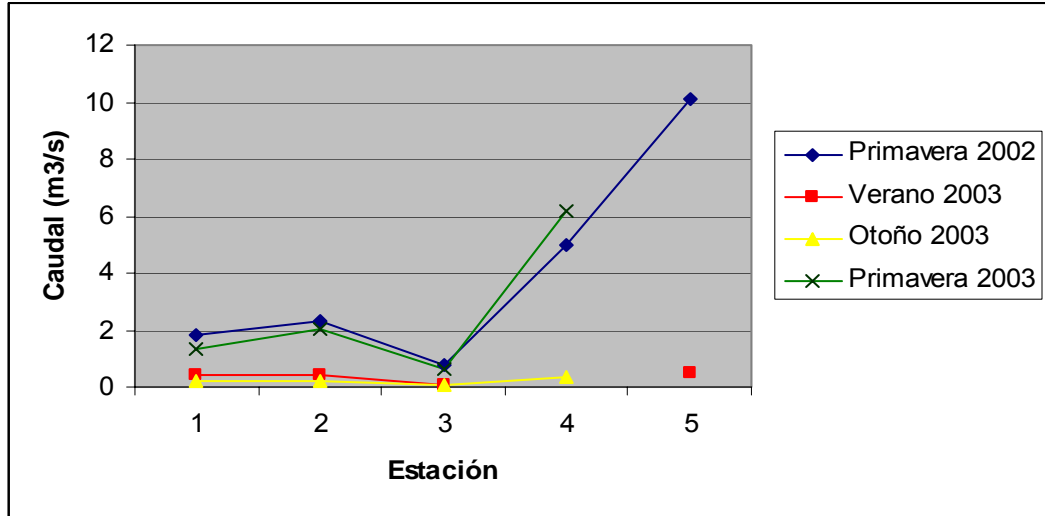
De acuerdo a los registros de la Dirección General de Aguas (DGA) de los caudales medios mensuales del río Traiguén en Victoria (Anexo 3), entre los años 1990 y 2000 los caudales más altos se registraron en los meses de junio y julio, con un máximo de $11,27 \text{ m}^3/\text{s}$ en junio (Figura 4); mientras que los caudales más bajos se registran entre los meses de enero y abril, con un mínimo de $0,34 \text{ m}^3/\text{s}$ en marzo. Durante el año 2002 el caudal más bajo se registró en el mes de febrero con $0,26 \text{ m}^3/\text{s}$, mientras que el caudal más alto se registró en el mes de octubre con $11,88 \text{ m}^3/\text{s}$, coincidiendo con el máximo de precipitaciones de ese año y diferenciándose de un año normal. El año 2003 siguió la tendencia de un año normal registrándose el caudal más bajo en marzo con $0,29 \text{ m}^3/\text{s}$ y el mayor caudal se registró en julio con $8,61 \text{ m}^3/\text{s}$.



Fuente: DGA

Figura 4. Caudales mensuales (m^3/s) registrados durante los años 2002 y 2003, y entre 1990 y 2000 en el río Traiguén en Victoria por la Dirección General de Aguas (DGA).

Los períodos de muestreo en que se registraron los caudales más altos fueron las primaveras de 2002 y 2003 (Figura 5), especialmente la primavera del 2002 que coincidió con el período de mayor precipitación de dicho año. Los períodos de muestreo en que se registraron los caudales más bajos, verano y otoño del año 2003, coincidieron con el período de menor precipitación y caudal de dicho año.



Fuente: Elaboración propia

Figura 5. Caudales registrados durante los muestreos en las cinco estaciones de la subcuenca del río Traiguén.

3.1.2. Análisis de los Parámetros Físicos, Químicos y Microbiológicos Muestreados en las Cinco Estaciones de Muestreo.

En Tabla VIII, se muestran los otros parámetros físicos, además de los químicos y microbiológicos de cada estación de muestreo en cada época.

En relación a la Temperatura (°C), los valores más altos fueron registrados en la época de verano del 2003, con un promedio general de 15,6°C, la temperatura máxima se registró en la estación 5 con 19,8°C. En tanto, los valores más bajos fueron registrados en otoño del 2003 con un promedio general de 7,64 °C y la temperatura mínima registrada fue de 6,7°C en la estación 1. Respecto del pH, los valores fluctuaron alrededor de la neutralidad (7), el valor mas ácido se registró en la primavera del 2002 en la estación 2 y fue de 5,8. El valor más alto se registró en verano del 20003 en la estación 5 y fue de 7,7.

En lo que refiere a Conductividad (uS/cm), los valores más altos fueron registrados en verano, con un promedio general de 25,5 uS/cm, el máximo valor se registró en la estación 4 siendo 32,1 uS/cm. Los valores más bajos fueron registrados en primavera del 2003 con un promedio general de 17,94 uS/cm, el valor mínimo fue registrado en la estación 1y fue de 15,3 uS/cm. Los Sólidos totales disueltos (mg/L) registraron las concentraciones más altas en verano, con un promedio general de 26,84 mg/L, la concentración máxima se registró en la estación 4 siendo de 32 mg/L. Las concentraciones más bajas fueron registradas en primavera del 2003 con un promedio

general de 15,2 mg/L, la concentración mínima fue registrado en la estación 1y fue de 6 mg/L.

La Turbidez (FTU) presentó los valores más altos en la primavera del 2003, con un promedio de 64,69 FTU, el valor máximo se registró en la estación 3 con 98,0 FTU. Los valores más bajos fueron registrados en verano con un promedio de 2,05 FTU, el valor mínimo fue registrado en la estación 3 y fue de 1,29 FTU. Mientras que el Color (U Pt-Co) registró los valores más altos en verano, con un promedio de 23,56 U Pt-Co, el valor más alto se registró en la estación 4, siendo de 31,8 U Pt-Co. Los valores más bajos se registraron en primavera del 2003 con un promedio de 7,8 U Pt-Co, el valor más bajo se registró en la estación 3 y fue de 5 U Pt-Co. Por otra parte, los valores más altos de Alcalinidad (ppm CaCO₃) fueron registrados en verano, con un promedio de 45,75 ppm CaCO₃, el valor máximo se registró en la estación 1 con 48,0 ppm CaCO₃. Los valores más bajos fueron registrados en la primavera del 2003 con un valor único para todas las estaciones de 0,01 ppm CaCO₃, el cual presenta una gran diferencia con el resto de los datos registrados.

En relación al Oxígeno disuelto (mg/L), éste presentó las concentraciones más altas en la primavera del 2003 con un promedio de 11.82 mg/L, y un valor máximo de 13.3 mg/L. Las concentraciones más bajas corresponden a otoño con un promedio de 8,69 mg/L y un valor mínimo de 8,33 mg/L en la estación 4. Mientras que la DBO₅ (mg/L) registró los valores más altos en otoño, con un promedio de 1,55 mg/L, el valor más alto se registró en la estación 5, siendo de 1,98 mg/L. Los valores más bajos se registraron en

verano con un promedio de 0,45 mg/L, el valor más bajo se registró en la estación 3 y fue de 0,18 mg/L.

Respecto de Dureza total (ppm CaCO₃), los valores más altos fueron registrados en la primavera del 2003 con un promedio de 71,07 ppm CaCO₃ y un valor máximo de 86,09 ppm CaCO₃ en la estación 1. Los valores más altos fueron registrados en otoño con un promedio de 38,12 ppm CaCO₃ y un valor mínimo de 23,27 ppm CaCO₃. Mientras que Dureza cálcica (ppm CaCO₃) alcanzó los valores más altos en verano, con un promedio de 18,68 ppm CaCO₃ y el valor más alto se registró en la estación 5, siendo de 22,69 ppm CaCO₃. Los valores más bajos se registraron en otoño con un promedio de 14,76 ppm CaCO₃, el valor más bajo se registró en la estación 3 y fue de 9,95 ppm CaCO₃. Por otra parte, Dureza magnésica (ppm MgCO₃) registró los valores más altos en la primavera del 2003 con un promedio de 54,45 ppm MgCO₃, el valor más alto se registró en la estación 1, siendo de 75,58 ppm MgCO₃. Los valores más bajos se registraron en otoño con un promedio de 24,67 ppm MgCO₃, el valor más bajo se registró en la estación 2 y fue de 10,83 ppm MgCO₃.

En cuanto a PO₄ (mg/L), todas las concentraciones se encuentran bajo el rango < 0,2 mg/L. Aunque para la época de primavera del 2002 hay detalle de los datos, registrándose la concentración más alta en la estación 4 con 0,0011 mg/L; y la más baja, en la estación 2 con 0,00003 mg/L. Además, Nitrógeno amoniacal (mg/L) registró que todas las concentraciones se encuentran bajo el rango <0,1 mg/L. Aunque para la época de primavera del 2002 hay detalle de los datos, registrándose la misma concentración

desde la estación 2 a la 5 con 0,0028 mg/L; y la más baja, en la estación 1 con 0,0009 mg/L.

Por otra parte, Nitritos (mg/L) registraron que todas las concentraciones se encuentran bajo el rango $< 0,01$ mg/L. Aunque para la época de primavera del 2002 hay detalle de los datos, registrándose la concentración más alta en la estación 4 con 0,0061 mg/L; y la más baja, en la estación 1 con 0,000086 mg/L. Asimismo, Nitratos (mg/L) registraron las concentraciones más altas en la primavera del 2003, con un promedio de 0,63 mg/L, y un valor máximo de 0,86 mg/L. El promedio general más bajo se registró en el verano con 0,166 mg/L, encontrándose concentraciones bajo el rango $< 0,1$ mg/L en las estaciones 1 y 2, mientras que en la primavera del 2002 también se registran concentraciones bajo ese rango, siendo la más baja 0,0181 mg/L en la estación 1.

Por su parte, Coliformes fecales (NMP/100mL) mostraron que los valores más altos fueron registrados en la primavera del 2002, con un promedio de 89,27 NMP/100mL, registrándose el valor más alto en las estaciones 1 y 2 con 156,6 NMP/100mL. Los valores más bajos se registraron la primavera del 2003 con un promedio de 64,4 NMP/100mL y un valor mínimo de 17 NMP/100mL en la estación 1, este valor se registra también en las estaciones 1 y 2 en la época de otoño. Además, para Coliformes totales (NMP/100mL) hay registro de datos sólo en las épocas de otoño y primavera del 2003, siendo esta última la que presenta el promedio más alto siendo de 584 NMP/100mL, con muy poca diferencia de la época de otoño cuyo promedio es de 566 NMP/100mL. Sin embargo, el valor más alto es registrado en la época de otoño en la

estación 3 con 1100 NMP/100mL y el valor más bajo es registrado en la estación 1 en la primavera de 2003.

Para Sólidos suspendidos totales (mg/L), los valores más altos se registraron en la primavera del 2003 con un promedio de 16,73 mg/L, el valor más alto se registró en la estación 5, siendo de 42,67 mg/L. Los valores más bajos se registraron en la primavera del 2002 con un promedio de 0,6043 mg/L, el valor más bajo se registró en la estación 5 y fue de 0,056 mg/L. Por otra parte, Sólidos suspendidos fijos (mg/L) registraron el valor más alto en la primavera del 2003 en la estación 3, siendo de 11,67 mg/L. El valor más bajo se registró en la primavera del 2002 en la estación 5 y fue de 0,056 mg/L. Mientras que Sólidos suspendidos volátiles (mg/L) registró el valor más alto en la primavera del 2003 en la estación 4, siendo de 33 mg/L. El valor más bajo se registró en la primavera del 2002 en la estación 4 y fue de 0,0145 mg/L.

En lo que refiere a Sólidos totales (mg/L), los valores más altos se registraron en la primavera del 2003 con un promedio de 535,2 mg/L, el valor más alto se registró en la estación 1, siendo de 1583 mg/L. Los valores más bajos se registraron en la primavera del 2002 con un promedio de 50,84 mg/L, el valor más bajo se registró en la estación 1 y fue de 18 mg/L. Mientras que Sólidos totales fijos (mg/L) registraron el valor más alto en la primavera del 2003 en la estación 1, siendo de 1173 mg/L, en la misma época se registró el valor más bajo en la estación 5 y fue de 19 mg/L. Por su parte, Sólidos totales volátiles (mg/L) registraron el valor más alto en la primavera del 2003 en la estación 5 con 530 mg/L. El valor más bajo se registró en la estación 1 en la época de otoño y fue de 31 mg/L.

Tabla VIII. Parámetros Físicos, Químicos y Microbiológicos muestreados en las cinco estaciones en las épocas de Primavera (2002), Verano (2003), Otoño (2003) y Primavera (2003) en la subcuenca del río Traiguén.

Parámetro/Época	Estación 1	Estación 2	Estación 3	Estación 4	Estación 5	Promedio
Temperatura (°C)						
Primavera 2002	9,1	12,2	12,9	11,9	12	11,62
Verano 2003	12,3	14,8	14,3	17	19,8	15,64
Otoño 2003	6,7	7,4	7,6	7,1	9,4	7,64
Primavera 2003	9,1	10	9,7	8,6	8,7	9,22
pH						
Primavera 2002	7,5	5,8	6,7	6,9	7,3	6,84
Verano 2003	7,5	7,2	6,8	6,7	7,7	7,18
Otoño 2003	6,7	6,77	6,48	6,75	7,05	6,75
Primavera 2003	6,98	6,92	6,9	6,86	7,35	7,002
Conductividad (uS/cm)						
Primavera 2002	20,2	16,2	15,5	19,3	19,6	18,16
Verano 2003	17,9	26,8	24,2	32,1	26,5	25,5
Otoño 2003	22,1	24,8	24,3	27	24,8	24,6
Primavera 2003	15,3	16,9	16,3	19,1	22,1	17,94
Sólidos totales disueltos (mg/L)						
Primavera 2002	21,6	16	14	18	18	17,52
Verano 2003	21	26,8	28	32	26,4	26,84
Otoño 2003	20	24	22	28	24	23,6
Primavera 2003	6	16	16	18	20	15,2
Turbidez (FTU)						
Primavera 2002						
Verano 2003	1,57	3,49	1,29	1,42	2,49	2,052
Otoño 2003	1,92	3,15	2,0	2,29	2,28	2,328
Primavera 2003	47,2	62,03	98,0	32,05	84,2	64,696
Color (U Pt-Co)						
Primavera 2002	14	29	29	31,8	14	23,56
Verano 2003	4	14	11	18	18	13
Otoño 2003	11	16	19	23	33	20,4
Primavera 2003	8	7	5	7	12	7,8
Alcalinidad (ppm CaCO₃)						
Primavera 2002	10,5	15	15	15	15	14,1
Verano 2003	48	45		43	47	45,75
Otoño 2003	39,94	31,88	39,31	35,63	35,63	36,478
Primavera 2003	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01

Continuación Tabla VIII

Parámetro/Época	Estación 1	Estación 2	Estación 3	Estación 4	Estación 5	Promedio
Oxígeno disuelto (mg/l)						
Primavera 2002		9,23	9,01	9,22	9,39	9,2125
Verano 2003	9,8	9,3	8,8	8,9	9,2	9,2
Otoño 2003	9,16	8,9	8,6	8,33	8,48	8,694
Primavera 2003	10	13,3	12,2	11,8	11,8	11,82
DBO₅ (mg/L)						
Primavera 2002		1,13	0,98	1,13	1,6	1,21
Verano 2003	0,452	0,407	0,188	0,76	0,455	0,452
Otoño 2003	1,12	1,22	1,56	1,87	1,98	1,55
Primavera 2003	0,9	2,1	1,05	1,9	0,9	1,37
Dureza total (ppm CaCO₃)						
Primavera 2002						
Verano 2003	70,73	56,06		44,04	60,06	57,72
Otoño 2003	48,14	23,27	31,94	37,68	49,55	38,12
Primavera 2003	86,09	64,06	61,06	60,06	84,08	71,07
Dureza cálcica (ppm CaCO₃)						
Primavera 2002						
Verano 2003	21,35	14,68		16,02	22,69	18,68
Otoño 2003	16,13	12,44	9,95	17,64	17,64	14,76
Primavera 2003	10,51	20,02	22,02	18,52	12,01	16,616
Dureza magnésica (ppm MgCO₃)						
Primavera 2002						
Verano 2003	49,38	34,03		28,03	37,37	37,2
Otoño 2003	32,01	10,83	28,56	20,04	31,91	24,67
Primavera 2003	75,58	44,04	39,04	41,54	72,07	54,454
PO₄ (mg/L)						
Primavera 2002	0,0009	0,00003	0,00016	0,0011	0,0006	0,0006
Verano 2003	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2
Otoño 2003	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2		< 0,2
Primavera 2003	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2	< 0,2
Nitrógeno amoniacal mg/L)						
Primavera 2002	0,0009	0,0028	0,0028	0,0028	0,0028	0,0024
Verano 2003	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Otoño 2003	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Primavera 2003	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
NO₂-N (mg/L)						
Primavera 2002	0,000086	0,00024	0,0002	0,00061	0,0006	0,0003472
Verano 2003	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Otoño 2003	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Primavera 2003	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
NO₃-N (mg/L)						
Primavera 2002	0,0181	0,0918	0,0715	0,3335	0,3855	0,1801
Verano 2003	< 0,1	< 0,1	0,11	0,32	0,23	0,172
Otoño 2003	0,39	0,49	0,37	0,62	0,21	0,416
Primavera 2003	0,46	0,56	0,53	0,74	0,86	0,63

Continuación Tabla VIII

Parámetro/Época	Estación 1	Estación 2	Estación 3	Estación 4	Estación 5	Promedio
Coliformes fecales (NMP/100mL)						
Primavera 2002	156,6	156,6	52,16	24	57	89,27
Verano 2003						
Otoño 2003	17	17	49	130	130	68,6
Primavera 2003	17	21	21	33	230	64,4
Coliformes totales (NMP/100mL)						
Primavera 2002						
Verano 2003						
Otoño 2003	350	330	1100	350	700	566
Primavera 2003	220	790	330	790	790	584
Sólidos suspendidos totales (mg/L)						
Primavera 2002	0,15	1,5	1,25	0,0655	0,056	0,6043
Verano 2003	2,67	2,67		1,67	6,33	3,335
Otoño 2003	1,75	1,67	2,5	1,67	0,835	1,685
Primavera 2003	11,67	6,67	16	6,67	42,67	16,73
Sólidos suspendidos fijos (mg/L)						
Primavera 2002	0,7	0,8	0,6	0,081	0,0735	0,4509
Verano 2003	3,33	3,33		1	8,33	3,9975
Otoño 2003	2,9	2,8	1,3	1,8	1,667	2,0934
Primavera 2003	9,7	0,67	11,67		9,67	7,9275
Sólidos suspendidos volátiles (mg/L)						
Primavera 2002	0,8	0,85	0,8	0,0145	0,0165	0,4962
Verano 2003	0,67	0,67		0,64	2	0,995
Otoño 2003	0,99	1,68	0,6	1,6	3,333	1,6406
Primavera 2003	2	6	4,33	9,33	33	10,932
Sólidos totales (mg/L)						
Primavera 2002	18	49,6	56,3	58	72,3	50,84
Verano 2003	98	98		101	74	92,75
Otoño 2003	98	71	92	102	140	100,6
Primavera 2003	1583	90	288	166	549	535,2
Sólidos totales fijos (mg/L)						
Primavera 2002						
Verano 2003	61	61		61	35	54,5
Otoño 2003	64	66	52	70	50	60,4
Primavera 2003	1173	27	199	60	19	295,6
Sólidos totales volátiles (mg/L)						
Primavera 2002						
Verano 2003	37	37		40	39	38,25
Otoño 2003	31	26	40	32	52	36,2
Primavera 2003	410	63	89	106	530	239,6

3.1.3. Plaguicidas Muestreados en el Área de Estudio.

Los plaguicidas sólo fueron muestreados durante otoño del 2003, ocasión en que no fueron detectados, y durante la primavera de 2003, en las estaciones 2, 3 y 4 (Tabla IX). Sólo fueron detectados 2,4-D y Carbendazim, en la estación 2 y en las tres estaciones muestreadas, respectivamente. El valor más alto de Carbendazim se registró en la estación 3 y fue de 9,8 ugL⁻¹.

Tabla IX. Concentraciones de plaguicidas detectados en la época de primavera del 2003 en la subcuenca del río Traiguén, en las estaciones 2, 3 y 4.

Plaguicidas	Estación 2	Estación 3	Estación 4
2,4-D	2,92+/-21	ND	ND
Picloram	ND	ND	ND
Simazina	ND	ND	ND
Hexazinona	ND	ND	ND
Carbendazim	1,38+/-11	9,8+/-25	4,46+/-28

Concentración expresada en ugL⁻¹
ND: No detectado

3.2. Caracterización y Descripción de la Fauna Íctica de la Subcuenca del Río Traiguén.

3.2.1 Especies Capturadas en la Subcuenca del Río Traiguén.

Se capturó un total de cinco especies de peces, de las cuales tres son nativas y dos son introducidas (Tabla X). Las especies nativas capturadas fueron *Percilia gillissi* Girard, 1855, *Trichomycterus areolatus* Valenciennes, 1840 y *Galaxias maculatus* Jenyns, 1842; mientras que las introducidas fueron *Salmo trutta* (Linnaeus, 1758) y *Onchorhynchus mykiss* (Walbaum, 1792). En Anexo 4 se agrega una descripción detallada de cada especie.

Tabla X. Especies de peces registradas en la subcuenca del río Traiguén.

Especie	Nombre Común	Distribución	O.Z.	Estado de conservación	Función trófica
Orden Siluriformes					
Familia Trichomycteridae					
<i>Trichomycterus areolatus</i> Valenciennes, 1846	Bagre pintado	III a X región	N	Vulnerable	Inv.
Orden Osmeriformes					
Familia Galaxiidae					
<i>Galaxias maculatus</i> (Jenyns, 1842)	Puye	III a XII región	N	Fuera de peligro	Inv.
Orden Perciformes					
Familia Perciliidae					
<i>Percilia gillissi</i> Girard, 1854	Carmelita	V a X región	N	Vulnerable	Inv.
Orden Salmoniformes					
Familia Salmonidae					
<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Walbaum 1792)	Trucha arcoiris	II a XII región	I		CT
<i>Salmo trutta</i> (Linneo, 1758)	Trucha café	V a XII región	I		CT

Simbología: O.Z: Origen Zoogeográfico, N: Nativa, I: Introducida, Inv: invertívora (depredan principalmente invertebrados); CT: carnívora tope

3.2.2. Abundancia de Peces en cada Estación de Muestreo.

Estación 1: en esta estación de muestreo se capturaron sólo las especies introducidas *Salmo trutta* y *Onchorhynchus mykiss* y se registró la mayor cantidad de individuos capturados, con un total de 108 (Tabla XI). *Onchorhynchus mykiss* presenta un claro predominio a través de las cuatro épocas de muestreo.

Estación 2: en este sitio aparece la especie nativa *Trichomycterus areolatus* en la época de primavera del 2002 y verano del 2003, con un solo individuo en cada ocasión. Las truchas salmónídeas presentan una baja abundancia respecto a las estaciones cercanas. En el primer muestreo (primavera del 2002) no aparece *Salmo trutta*, a pesar de lo cual presenta una mayor abundancia a lo largo de los muestreos.

Estación 3: en esta estación sólo se encontraron individuos de las especies introducidas *Salmo trutta* y *Onchorhynchus mykiss*. Al igual que en la anterior *Salmo trutta* no apareció en el primer muestreo. *Onchorhynchus mykiss* presenta una mayor abundancia en todas las épocas.

Estación 4: aquí se registra la especie nativa *Percilia gillissi* en el muestreo de verano con sólo 2 individuos. Las truchas presentan abundancias similares, con una dominancia alternada.

Estación 5: esta estación presenta la mayor riqueza de especies, encontrándose las cinco especies registradas en el área de estudio. *Percilia gillissi* es la especie dominante y aparece en las cuatro épocas de muestreo, al igual que *Salmo trutta*, sin embargo, ésta presenta una abundancia mucho más baja. *Onchorhynchus mykiss* se registra sólo en los muestreos de otoño y primavera del 2003, con una baja abundancia. También se registran las especies nativas *Trichomycterus areolatus*, con un individuo en la

primavera del 2003, y *Galaxias maculatus*, con siete individuos en el verano del 2003, siendo este el único registro durante este estudio.

Tabla XI. Número de ejemplares (N), abundancia relativa (%) y densidad (Ind/m²) de los peces capturados en las 5 estaciones de la subcuenca del río Traiguén.

Estación/ Especie	Primavera 2002			Verano 2003			Otoño 2003			Primavera 2003			Total		
	N	%	Ind/m ²	N	%	Ind/m ²	N	%	Ind/m ²	N	%	Ind/m ²	N	%	ind/m ²
Estación 1															
<i>P. gillissi</i>															
<i>S. trutta</i>	3	17,7	0,004	18	40,9	0,026	14	42,4	0,021	4	28,6	0,006	39	36,1	
<i>O. mykiss</i>	14	82,4	0,019	26	59,1	0,038	19	57,6	0,028	10	71,4	0,015	69	63,9	
<i>T. areolatus</i>															
<i>G. maculatus</i>															
Total	17	100	0,024	44	100	0,065	33	100	0,049	14	100	0,021	108	100	0,039
Estación 2															
<i>P. gillissi</i>															
<i>S. trutta</i>				11	68,8	0,028	4	30,8	0,01	5	83,3	0,013	20	52,6	
<i>O. mykiss</i>	2	66,7	0,005	4	25	0,01	9	69,2	0,023	1	16,7	0,003	16	42,1	
<i>T. areolatus</i>	1	33,3	0,003	1	6,25	0,003							2	5,3	
<i>G. maculatus</i>															
Total	3	100	0,008	16	100	0,04	13	100	0,033	6	100	0,015	38	100	0,024
Estación 3															
<i>P. gillissi</i>															
<i>S. trutta</i>				8	30,8	0,023	17	46	0,049	4	28,6	0,011	29	34,1	
<i>O. mykiss</i>	8	100	0,023	18	69,2	0,051	20	54,1	0,057	10	71,4	0,029	56	65,9	
<i>T. areolatus</i>															
<i>G. maculatus</i>															
Total	8	100	0,023	26	100	0,074	37	100	0,106	14	100	0,04	85	100	0,061
Estación 4															
<i>P. gillissi</i>				2	6,06	0,002							2	2,9	
<i>S. trutta</i>	2	40	0,008	14	42,4	0,015	14	60,9	0,017	6	75	0,007	36	52,2	
<i>O. mykiss</i>	3	60	0,013	17	51,5	0,018	9	39,1	0,011	2	25	0,002	31	44,9	
<i>T. areolatus</i>															
<i>G. maculatus</i>															
Total	5	100	0,021	33	100	0,035	23	100	0,028	8	100	0,01	69	100	0,023
Estación 5															
<i>P. gillissi</i>	5	83,3	0,167	41	82	0,055	4	26,7	0,005	1	12,5	0,008	51	64,6	
<i>S. trutta</i>	1	16,7	0,033	2	4	0,003	4	26,7	0,005	3	37,5	0,025	10	12,7	
<i>O. mykiss</i>							7	46,7	0,009	3	37,5	0,025	10	12,7	
<i>T. areolatus</i>										1	12,5	0,008	1	1,26	
<i>G. maculatus</i>				7	14	0,009							7	8,86	
Total	6	100	0,2	50	100	0,067	15	100	0,02	8	100	0,067	79	100	0,088

La abundancia presentó una variación estacional. El verano fue la época en que se registró los mayores valores, en la estación 1 se registró la mayor abundancia a través de los muestreos. Los menores valores se registraron en las primaveras del 2002 y 2003. La estación 5 presentó la mayor abundancia en un muestreo en particular, durante el verano del 2003. Esta estación presenta, además, las mayores densidades poblacionales. Por otra parte la estación 2 presenta el menor número de individuos a lo largo de los muestreos y también las menores densidades poblacionales.

La riqueza de especies aumentó en el sentido de la corriente variando de 2 especies en la estación 1; a 5 en la estación 5. Además, tuvo una variación estacional, en el verano se encontraron las 5 especies descritas, coincidentemente con la época de mayor abundancia. En ambas primaveras se registraron 4 especies, en otoño se registró la menor riqueza con sólo 3 especies.

Las truchas salmonídeas son las únicas especies que se encuentran en todas las estaciones durante las distintas épocas de muestreo, y junto a *Percillia gilissi* son las únicas que se encuentran en todas las épocas de muestreo. Las truchas son las especies más abundantes, mientras que *Percillia gilissi* es la especie nativa más abundante, mientras que *Trichomycterus areolatus* y *Galaxias maculatus* tienen abundancias mínimas.

3.2.3. Peso y Biomasa Íctica Registrada en la Subcuenca del Río Traiguén.

Los pesos promedio más altos se registraron durante el verano, al igual que el más bajo, esto ocurre en la estación 5, coincidentemente con la dominancia de *Percilia gillissi* (Figura 6). Esta especie presenta el peso promedio más alto en el verano en las dos estaciones en que se encuentra y el más bajo en la primavera del 2003 (ver Anexo 5).

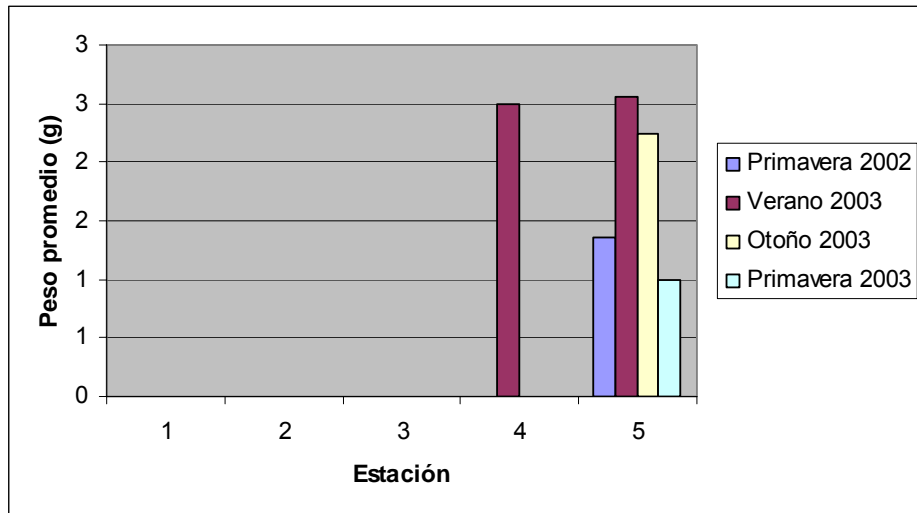


Figura 6. Peso promedio de *Percilia gillissi* en las cuatro épocas de muestreo.

Los pesos promedio más altos se registran en la estación 2 (Figura 7), aquí el peso promedio de *Salmo trutta* presenta sus mayores valores. Esta especie supera a *Oncorhynchus mykiss* en peso promedio en todas las estaciones. *Oncorhynchus mykiss* registra su mayores pesos en la estación 1.

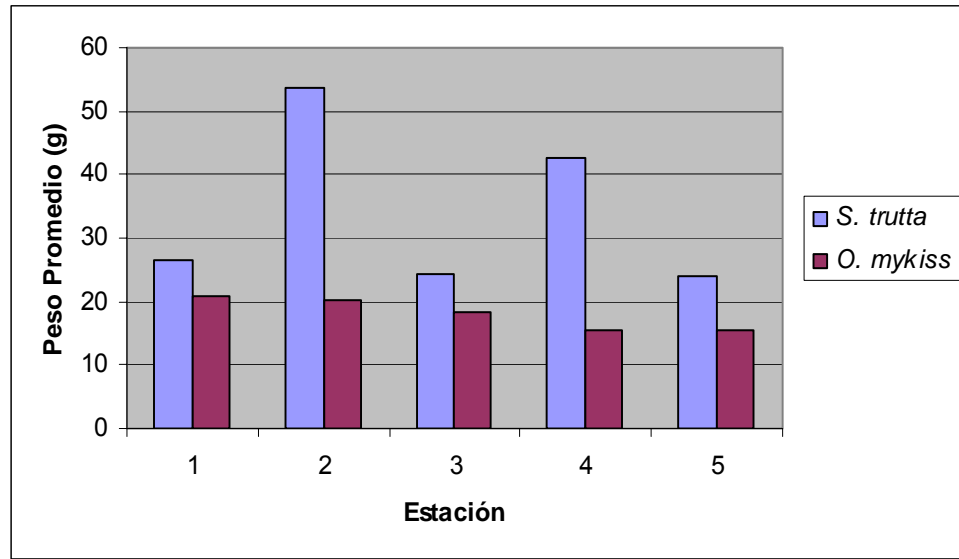


Figura 7. Peso promedio (g) de las especies salmonídeas en las cinco estaciones de muestreo.

Las biomásas ícticas más altas se registraron durante verano y otoño del 2003 (Anexo 5), los valores más altos se registran en las estaciones 1 y 3 (Figura 8). Las especies salmonídeas, por sus mayores abundancias y tallas realizan un mayor aporte a la biomasa íctica del ensamble (Figura 9). Durante las épocas de primavera del 2002 y del 2003 se registraron las menores biomásas y en estas ocasiones los valores más altos se registran en la estación 5 (Figuras 8). Esto puede deberse a que durante ambas primaveras el alto caudal limitó el área de muestreo en la estación 5. Además durante el verano y el otoño del 2003 se registraron los menores caudales por lo que hubo una mayor accesibilidad. Las especies nativas presentan una biomasa muy baja (Figura 9), sólo *Percilia gillissi* se representa notoriamente.

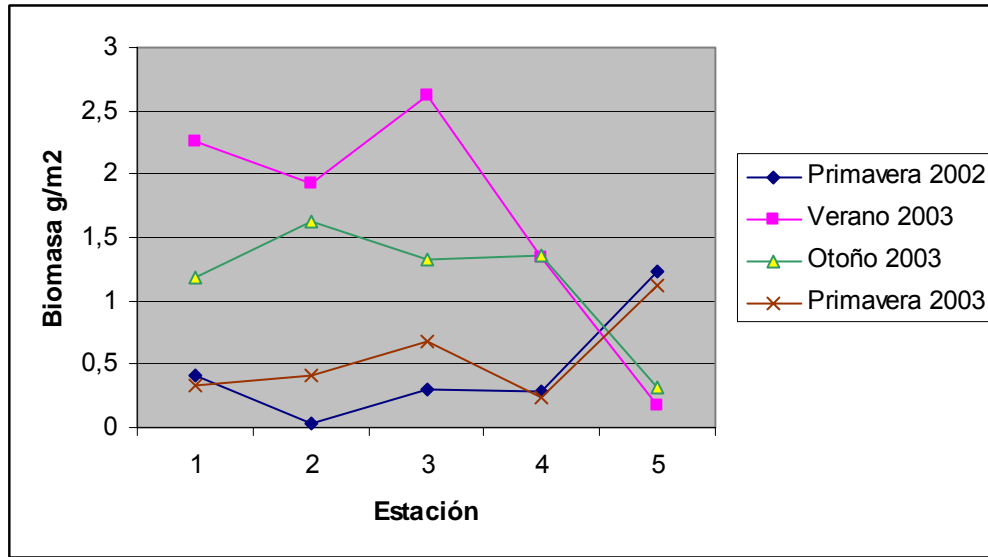


Figura 8. Biomasa íctica en las cinco estaciones de muestreo durante las cuatro épocas.

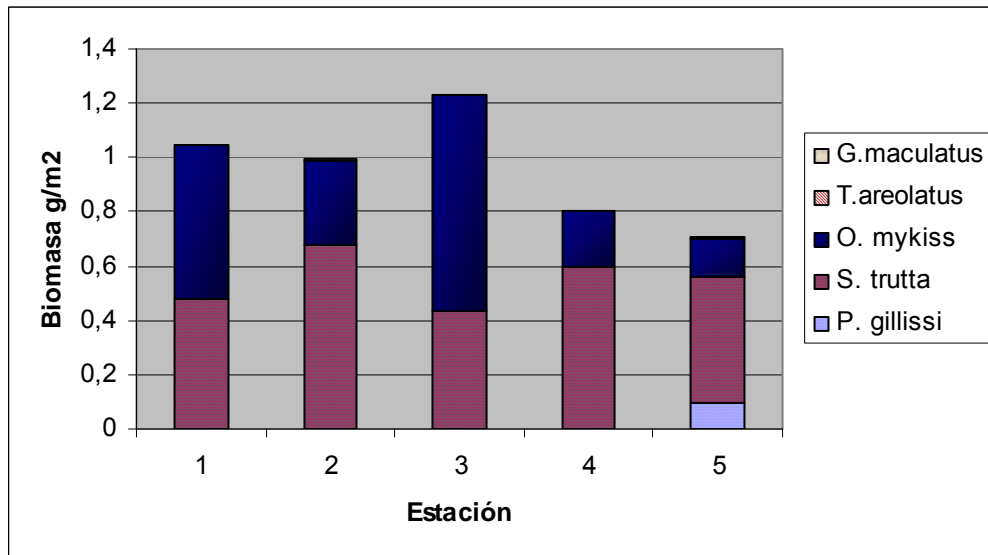


Figura 9. Biomasa promedio de cada especie para las cinco estaciones de muestreo.

3.2.4. Longitud del Ensamble de Peces de la Subcuenca del Río Traiguén.

La longitud del ensamble de peces es menor en la estación 5, especialmente durante la primavera del 2002 y 2003. La longitud es mayor en la estación 2, especialmente en verano. El ensamble presenta longitudes promedio menores a 20 mm. las mayores longitudes se registran en especies dominadas por especies salmonídeas (Anexo 6).

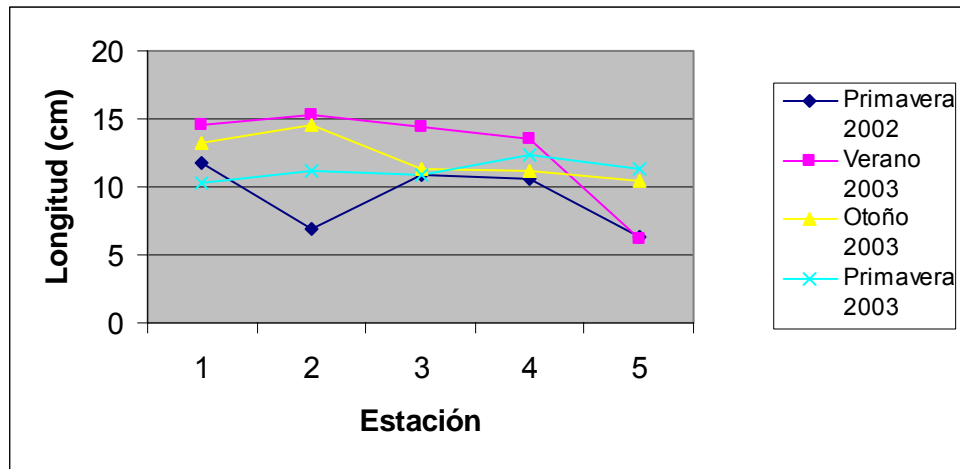


Figura 10. Longitud del ensamble de peces de la subcuenca del río Traiguén.

3.2.5. Factor de Condición.

El factor de condición calculado para *Percilia gillissi* presentó extremos de 0,3 y 2,35; el mínimo se registró en la estación 5 en otoño del 2003 y el máximo en la estación 4 en el verano del 2003 (Tabla XII).

Tabla XII. Factor de condición (K) y sus rangos para las especies de peces capturadas en las cinco estaciones de la subcuenca del río Traiguén.

Estación/ Especie	Primavera 2002			Verano 2003			Otoño 2003			Primavera 2003		
	K	Mín.	Máx.	K	Mín.	Máx.	K	Mín.	Máx.	K	Mín.	Máx.
Estación 1												
<i>S. trutta</i>	0,83	0,73	0,94	1,01	0,94	1,12	0,90	0,72	1,13	1,04	1,01	1,08
<i>O. mykiss</i>	0,85	0,64	1,04	0,96	0,54	1,18	0,88	0,56	1,17	1,09	0,94	1,29
Estación 2												
<i>S. trutta</i>				1,02	0,77	1,23	1,04	0,92	1,13	1,16	1,03	1,27
<i>O. mykiss</i>	1,01	0,85	1,17	1,01	0,71	1,17	0,95	0,78	1,24	1,21	1,21	1,21
<i>T. areolatus</i>				0,52	0,52	0,52						
Estación 3												
<i>S. trutta</i>				0,96	0,89	1,03	0,65	0,12	0,95	1,13	1,10	1,18
<i>O. mykiss</i>	0,96	0,91	1,03	1,00	0,60	1,59	0,57	0,12	0,96	1,18	1,08	1,26
Estación 4												
<i>P. gillissi</i>				1,80	1,26	2,35						
<i>S. trutta</i>	1,02	0,98	1,06	1,01	0,80	1,11	0,98	0,72	1,12	1,04	0,98	1,09
<i>O. mykiss</i>	0,87	0,83	0,94	1,04	0,84	1,20	1,02	0,68	1,27	1,13	1,00	1,26
Estación 5												
<i>P. gillissi</i>	1,07	0,76	1,60	1,04	0,62	1,39	0,62	0,30	1,09	1,26	1,26	1,26
<i>S. trutta</i>	0,98	0,98	0,98	0,98	0,98	0,99	0,97	0,90	1,14	1,03	1,00	1,05
<i>O. mykiss</i>							0,89	0,47	1,14	1,07	1,04	1,09
<i>T. areolatus</i>										0,69	0,69	0,69
<i>G. maculatus</i>				0,42	0,26	0,54						

El factor de condición para *Salmo trutta* presentó un rango entre 0,12 y 1,27; el mínimo registrado en la estación 3 durante el otoño, y el máximo, en la estación 2 durante la

primavera del 2003. Para *Onchorhynchus mykiss* se observó un rango entre 0,12 y 1,59, ambos en la estación 3; el mínimo registrado en otoño y el máximo en verano. Presenta promedios cercanos a 1

Trichomycterus areolatus presentó un rango entre 0,52 y 0,94; el mínimo se registró en la estación 2 en la época de verano y el máximo, en la estación 5 durante la primavera del 2003 (Tabla XII). *Galaxias maculatus* presentó un rango entre 0,26 y 0,54; ambos registrados en la estación 5 durante el verano.

3.3. Análisis de Agrupación.

En Figura 13 se puede observar que las estaciones 1 y 3 presentan un 88% de similitud, el porcentaje mayor entre las estaciones, la estación 4 presenta sobre un 75% de similitud con las estaciones 1 y 3. Las mayores similitudes están dadas por las abundancias de truchas salmonídeas. Por otra parte, la estación 5 aparece distinta al resto de las estaciones con sólo un 35 % de similitud, ya que aquí la abundancia de los salmonideos es mínima y presenta una mayor abundancia *Percilia gillissi*.

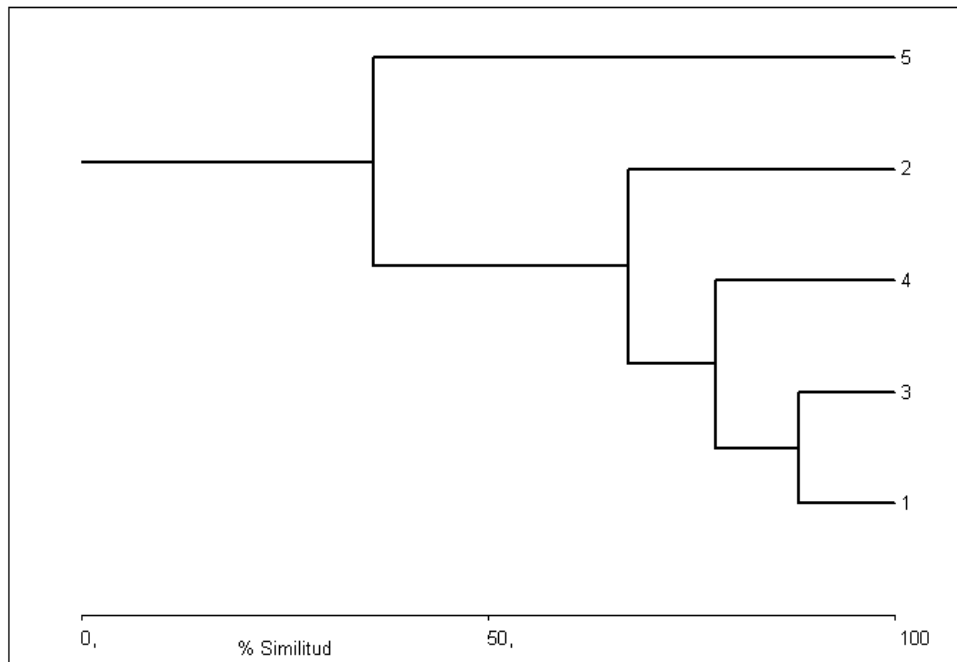


Figura 11. Dendrograma de similitud entre la abundancia específica de las cinco estaciones de muestreo.

3.4. Análisis de la Diversidad del Ensamble de Peces Presentes en la Subcuenca del Río Traiguén.

La época de muestreo que presentó la diversidad y equidad más altas fue el otoño del 2003, y fue dominante *Oncorhynchus mykiss* (Tabla XIII). Las diversidad más baja se registraron en la primavera del 2002 (Tabla XIII). La estación 5 es la que presenta la mayor diversidad, llegaron a encontrarse 4 especies en la primavera del 2003.

Tabla XIII. Índice de Shannon (H'), Diversidad máxima (H máx) y equidad (J') del ensamble de peces presentes en la subcuenca del río Traiguén

Muestreo	Estación	H'	H máx.	J'	Dominancia
Primavera 2002	1	0,672	1	0,672	<i>O. mykiss</i>
	2	0,918	1	0,918	<i>O. mykiss</i>
	3	*	*	*	<i>O. mykiss</i>
	4	0,971	1	0,971	<i>O. mykiss</i>
	5	0,65	1	0,65	<i>P. gillissi</i>
Verano 2003	1	0,976	1	0,976	<i>O. mykiss</i>
	2	1	1,585	0,708	<i>S. trutta</i>
	3	0,89	1	0,89	<i>O. mykiss</i>
	4	1,26	1,585	0,797	<i>O. mykiss</i>
	5	0,818	1,585	0,516	<i>P. gillissi</i>
Otoño 2003	1	0,983	1	0,983	<i>O. mykiss</i>
	2	0,89	1	0,89	<i>O. mykiss</i>
	3	0,995	1	0,995	<i>O. mykiss</i>
	4	0,966	1	0,966	<i>S. trutta</i>
	5	1,53	1,585	0,965	<i>O. mykiss</i>
Primavera 2003	1	0,863	1	0,863	<i>O. mykiss</i>
	2	0,65	1	0,65	<i>S. trutta</i>
	3	0,863	1	0,863	<i>O. mykiss</i>
	4	0,811	1	0,811	<i>S. trutta</i>
	5	1,81	2	0,906	<i>O. mykiss</i> - <i>S. trutta</i>

*= se capturó sólo una especie

3.5. Productividad Íctica del Sistema.

3.5.1. Biomasa Bentónica

La biomasa del bentos (Bb), presentó su menor valor en la estación 1, con 3.9 g/m²; y el mayor, en la estación 5 con 17.4 g/m² (Tabla XIV). De acuerdo a la clasificación de Albrecht (1959), considerando la biomasa del macrozoobentos, las estaciones 1, 2 y 3 corresponden a la categoría de “pobres”. Mientras que las estaciones 4 y 5 corresponden a la categoría “medianos”.

Tabla XIV. Parámetros bióticos y abióticos considerados en el cálculo de la productividad íctica.

Estación	Biomasa Bentónica (g/m ²)	Capacidad Biogénica (B)	Ancho prom. (L)	Coficiente de productividad (k)	Coef. de T° (k ₁)	Coef. de pH (k ₂)	Valor de adapt. a T° (k ₃)
1	3,9	0,6	8,0	1,1	0,9	1,2	1,0
2	6,1	0,7	9,9	1,3	1,2	1,1	1,0
3	7,9	0,7	5,4	1,3	1,2	1,1	1,0
4	15,4	0,8	12,7	1,3	1,2	1,1	1,0
5	17,4	0,9	13,6	1,6	1,4	1,2	1,0

3.5.2. Productividad Íctica.

La estación 1 obtiene un valor de 5,3 Kg/Km a través del modelo de Leger Huet, lo que equivale a una productividad de 2,1 Kg/Ha*año (Tabla XV), siendo éste el valor más bajo, mientras que la productividad íctica más alta se obtiene en la estación 5. Con 8,4 Kg/Ha*año. La productividad presenta un aumento continuo desde la estación 1 hasta la estación 5, sin embargo, la estación 3 presenta un valor más bajo que las estaciones

contiguas, lo que se debería a su menor ancho, único factor que presenta un menor valor respecto de las otras estaciones (Tabla XIV).

Tabla XV. Productividad íctica (*yield*) para cada estación.

Estación	Productividad íctica	
	Kg/Km	Kg/Ha*año
1	5,39	2,16
2	9,30	3,72
3	5,46	2,18
4	14,96	5,98
5	21,00	8,40

Al realizar un análisis de regresión, se obtiene que la biomasa íctica, efectivamente medida en terreno, presenta relaciones negativas moderadamente fuertes con la biomasa bentónica ($r^2 -0,8011$) (Figura 14).

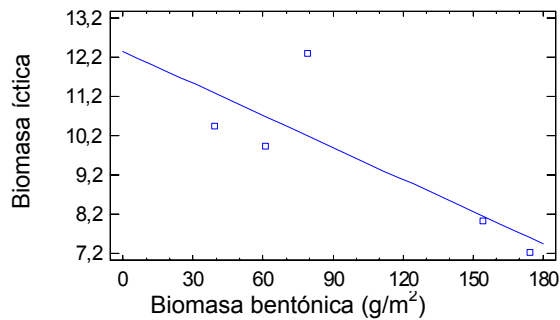


Figura 12. Regresión entre biomasa bentónica y biomasa íctica.

3.6. Índice de Integridad Biológica (IBI)

Los valores y puntajes de los parámetros del IBI se detallan en el anexo 7. Los puntajes más bajos del IBI se obtuvieron en la época de primavera del 2002, siendo el valor más bajo 40,78 en la estación 5, ésta fue la única ocasión en que una estación se clasificó como Alterada (I) (Tabla XVI). Los puntajes más altos se registraron en la estación 4 durante el verano del 2002 y en la estación 5 durante primavera de 2003; siendo éstos 74,01 y 74,64 respectivamente.

Tabla XVI. Puntajes y clases de integridad del IBI en cada estación y época.

Época	Estación	Puntaje IBI	Clases de Integridad
Primavera 2002	1	61,27	A
	2	46,85	M
	3	48,73	M
	4	59,09	M
	5	40,78	I
Verano 2003	1	66,18	A
	2	69,75	A
	3	62,91	A
	4	74,01	A
	5	58,55	M
Otoño 2003	1	64,18	A
	2	60,55	A
	3	64,91	A
	4	62,36	A
	5	67,07	A
Primavera 2003	1	60,73	A
	2	59,27	M
	3	60,73	A
	4	59,64	M
	5	74,64	A

A = Aceptable, M = Medianamente alterada, I = Alterada.

Al comparar las clases de integridad del IBI con las clases de calidad de los índices biológicos aplicados en la subcuenca del río Traiguén y las clases de claridad de la Norma Secundaria de Protección de la Calidad Ambiental de las Aguas Continentales se puede apreciar que en las primeras estaciones existe un consenso en lo que refiere a la calificación de dichas estaciones (Tabla XVII).

Tabla XVII. Comparación entre clases de calidad de agua y clases de integridad biológica.

Estación	EPT*	IBF*	Norma**	IBI***
1	Muy Buena	Muy Buena	Muy Buena	Aceptable
2	Buena	Muy Buena	Muy Buena	Medianamente alterada
3	Buena	Muy Buena	Muy Buena	Medianamente alterada
4	Regular	Buena	Muy Buena	Aceptable
5	Regular	Regular	Muy Buena	Aceptable

* Weisser 2003 EPT: índice de Efemeróptera, Plecóptera y Tricóptera; IBF: Índice Biótico de Familia

Norma**: Norma Secundaria de Calidad Ambiental para la protección de las Aguas Continentales

*** IBI: índice de Integridad Biológica.

3.7. Análisis de Correlaciones Análisis de Correlación entre los Parámetros Físico Químicos y los Poblacionales e Individuales de los Peces por Estación de Muestreo para cada una de las Épocas del Año (n= 20, p< 0,05), (Ver Tabla XVIII)

Parámetros tales como alcalinidad, sólidos totales disueltos y conductividad presentaron correlaciones positivas y significativas (p< 0,05) con la abundancia y biomasa de las especies salmonídeas y los promedios totales de éstas. La abundancia de estos mismos parámetros biológicos se correlacionaron negativamente con los nutrientes, siendo significativa la relación entre la abundancia de *Salmo trutta*, así como la abundancia total se correlacionan negativamente con el nitrógeno amoniacal ($r^2 = -0,51$ y $-0,49$ respectivamente). Además, la abundancia y biomasa de salmonídeos se ha relacionado negativamente con factores físicos como caudal y profundidad media. Por otra parte, *Percilia gillissi* se correlacionó positivamente con factores como temperatura y nitritos (r^2 0,60 y 0,51 respectivamente, caudal y profundidad media ($r^2 = 0,59$ y $0,63$ respectivamente). Finalmente, el IBI presentó correlaciones negativas con nutrientes como nitritos y nitrógeno amoniacal ($r^2 = -0,58$ y $-0,75$ respectivamente) y con parámetros físicos como profundidad media y caudal ($r^2 = -0,79$ y $-0,73$ respectivamente).

Tabla XVIII. Correlaciones (n= 20, p<0,05) entre las variables físico-químicas y los valores de las variables biológicas.

Parametros	Abundancia				%	Biomasa				Factor de condición			IBI	Clases IBI
	Pg	St	Om	Total		Salmo-nídeos	Pg	St	Om	Prom.	St	Om		
Alcalinidad	0,29	0,61	0,49	0,75	-0,11	0,05	0,52	0,46	0,60	-0,51	-0,57	-0,44	0,31	0,52
STD	0,24	0,46	0,23	0,50	-0,10	0,03	0,53	0,33	0,53	-0,25	-0,25	-0,22	0,47	0,32
Conductividad	0,28	0,45	0,16	0,49	-0,13	0,06	0,49	0,19	0,43	-0,36	-0,33	-0,26	0,56	0,41
Nitritos	-0,02	-0,39	-0,38	-0,41	-0,35	0,51	-0,06	-0,29	-0,17	0,05	-0,22	-0,05	-0,58	-0,70
Nitratos	-0,10	-0,05	-0,31	-0,27	0,05	-0,01	-0,03	-0,24	-0,15	0,21	0,35	0,34	0,16	-0,29
Nitrógeno amoniacal	-0,01	-0,51	-0,39	-0,49	-0,28	0,32	-0,26	-0,32	-0,33	0,05	-0,22	-0,03	-0,75	-0,53
Ortofosfato	-0,07	-0,32	-0,14	-0,27	-0,04	0,21	-0,19	-0,19	-0,22	0,05	-0,22	-0,24	-0,25	-0,53
pH	0,45	-0,04	-0,05	0,29	-0,34	0,41	0,15	-0,02	0,12	0,45	0,35	0,10	0,23	0,06
Temperatura	0,60	-0,12	-0,14	0,34	-0,49	0,37	0,03	0,01	0,05	0,20	0,17	0,15	-0,04	0,02
Uso del suelo	0,31	-0,23	-0,57	-0,17	-0,44	0,37	0,02	-0,38	-0,17	0,08	0,06	0,16	-0,01	-0,31
Clastos	0,40	-0,16	-0,30	0,06	-0,49	0,47	-0,08	-0,24	-0,15	-0,13	-0,07	-0,03	0,03	-0,07
Cob. vegetal	-0,33	0,36	0,74	0,30	0,53	-0,39	-0,01	0,42	0,16	-0,23	-0,15	-0,26	0,01	0,28
Cob. arbórea	-0,24	0,27	0,68	0,30	0,38	-0,28	-0,08	-0,40	0,15	-0,19	-0,14	-0,25	0,01	0,37
Oxígeno disuelto	-0,23	-0,43	-0,47	-0,51	0,00	-0,07	-0,36	-0,34	-0,42	0,69	0,59	0,66	-0,18	-0,50
DBO5	0,22	-0,19	-0,45	-0,35	-0,10	0,16	-0,45	-0,65	-0,68	0,00	-0,01	0,00	-0,38	-0,46
Dureza Total	0,13	0,28	0,08	0,27	0,07	-0,17	0,15	0,13	0,17	0,41	0,49	0,43	0,59	0,40
Caudal	-0,05	-0,43	-0,52	-0,50	-0,40	0,59	-0,06	-0,50	-0,24	0,15	-0,17	0,15	-0,62	-0,79
Profund. Media	0,41	-0,55	-0,60	-0,22	-0,60	0,63	-0,33	-0,63	-0,48	0,29	0,22	0,21	-0,49	-0,73
Coliformes fecales	0,19	-0,15	-0,16	-0,13	-0,30	-0,03	0,05	-0,15	-0,01	-0,19	-0,05	-0,10	0,25	0,19
Biomasa bentónica	0,56	-0,27	-0,43	-0,33	-0,58	0,63	-0,19	-0,38	-0,35	0,02	0,02	0,02	0,31	-0,22

Las correlaciones destacadas son aquellas que cumplen con el criterio establecido (p <0.05), las correlaciones restantes presentan un valor de p > 0.05.

4. DISCUSIÓN

Los parámetros físico-químicos y microbiológicos no presentan, en general, una gradiente clara desde la parte alta del río hacia la baja, aunque en varias ocasiones presentan sus valores más altos en la estación 5. La temperatura, la conductividad y los sólidos totales disueltos logran perfilarse con la tendencia esperada de aumentar sus valores aguas abajo (Granado 1996). Los principales factores químicos que afectan la composición de la comunidad son los niveles de oxígeno disuelto y la acidez del sistema (Jackson *et al* 2001) estos no presentan mayores variaciones entre las estaciones, ni entre las épocas de muestreo.

Parámetros	Unidad	Clase de Excepción	Clase 1	Clase 2	Clase 3
Temperatura	$\Delta T^{\circ}\text{C}$	<0,5	1,5	1,5	3
pH	Unidad	6,5 - 8,5	6,5 - 8,5	6,5 - 8,5	6,5 - 8,5
Conductividad	$\mu\text{S/cm}$	<600	750	1500	2250
Sólidos totales disueltos	mg/L	<400	500	1000	1500
Color	Pt-Co	<16	20	100	>100
Oxígeno disuelto	mg/L	>7,5	7,5	5,5	5
DBO5	mg/L	<2	5	10	20
Amonio	mg/L	<0,5	1	1,5	2,5
Nitrito	mg/L	<0,05	0,06	>0,06	>0,06
Sólidos suspendidos	mg/L	<24	30	50	80
Coliformes fecales	NMP/100mL	<10	1000	2000	5000
Coliformes totales	NMP/100mL	<200	2000	5000	10000
Plaguicidas					
2,4-D (Acido 2,4 diclorofenoxiacético)	$\mu\text{g/L}$	*	4	4	100
Simazina	$\mu\text{g/L}$	*	0,005	0,01	0,01

Tabla XIX. Clasificación de los parámetros físico-químicos y microbiológicos muestreados en las cinco estaciones de la subcuenca del río Traiguén, de acuerdo a las clases de calidad de la Norma Secundaria de Calidad Ambiental para la Protección de las Aguas Continentales.

De acuerdo con la Norma Secundaria de Calidad Ambiental para la Protección de las Aguas Continentales, la subcuenca del río Traiguén, en todas las estaciones de muestreo, se clasifica en la Clase 1 (Tabla XIX), que indica un agua de “Muy Buena Calidad”. Esta norma muestra una muy baja sensibilidad respecto de la calidad del agua, ya que clasifica a todas las estaciones en la misma clase de calidad, mientras que los índices biológicos muestran diferentes clases para las distintas estaciones (Weisser 2003). Éstos, en cambio, presentan un gradiente, mostrando una calidad de agua “Muy Buena” en la parte alta de la subcuenca, una “Buena Calidad” en la parte media y una calidad “Regular” en la parte baja (Weisser *op cit*).

En este estudio se registró, para la subcuenca del río Traiguén, una ictiofauna compuesta por cinco especies, de las cuales tres son nativas: *Percilia gillissi*, *Trichomycterus areolatus* y *Galaxias maculatus*; y dos son introducidas: *Salmo trutta* y *Oncorhynchus mykiss* (Dyer 2000). Las nativas son representantes de distintas familias (Perciliidae, Trichomycteridae y Galaxiidae), mientras que ambas introducidas pertenecen a la familia Salmonidae.

Percilia gillisi es la especie nativa más abundante, es dominante en la estación 5, la cual por sus condiciones de estancamiento corresponde a un gran pozón, como se aprecia en Figura 13, incluso se puede decir que recrea condiciones del sector hiporitral del río, hábitat típico de esta especie (Campos 1983, Ruíz 1993).



Figura 13. Pozón descrito en la estación 5

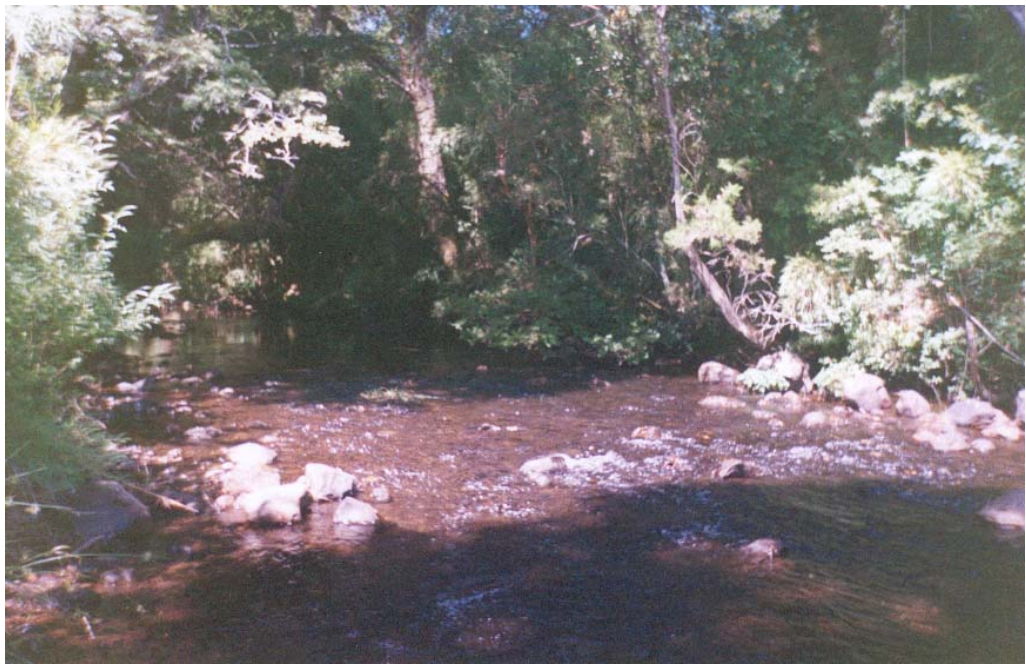


Figura 14. Tramo de “río de galería” de la estación 2.

Trichomycterus areolatus es la especie nativa que se presenta a mayor altura en el área de estudio, en la estación 2, al igual que en otras cuencas del sur de Chile (Gobierno Regional de la Araucanía 1998 y 2000; EULA 2002), es decir, es la primera en aparecer en un recorrido desde el nacimiento del río hasta la parte baja. Presenta una abundancia y frecuencia muy baja, aparece en dos épocas de muestreo en la estación 2 (Figura 14), la cual corresponde a un tramo de “río de galería” con un sustrato con gran cantidad de materia orgánica.

Por otra parte, *Galaxias maculatus* es una especie de aparición esporádica en la subcuenca, siendo típica de potamón asciende río arriba durante el período estival para escapar de las altas temperaturas, por lo que usualmente se encuentra en las zonas ritrónicas durante el verano (EULA 2002), este comportamiento es común en especies potamónicas en otros sistemas fluviales (Habit 1998).

Las especies de truchas salmonídeas dominaron el sector alto y medio de la subcuenca del río Traiguén, lo que es característico en las cuencas del sur de Chile (Vila *et al* 1999a, Campos *et al* 1993b, Ruíz 1993, Habit 2002), presentaron su mayor abundancia en las estaciones 1 y 3. Sin embargo, en la estación 2 se registró la menor abundancia de individuos, esto se podría asociar a su ya descrita característica de “río de galería” (Figura 14).

La extensión de su distribución y la abundancia de los salmonídeos aguas abajo de la cuenca, dependería de la calidad del agua de ésta, un ejemplo es el río Chillán, un río con un grado relativamente alto de contaminación, en donde *Oncorhynchus mykiss* está

restringida a la estación más alta de la cuenca, la cual presenta una buena calidad de agua, de acuerdo con la Norma Chilena para la Protección de las Aguas Continentales (EULA 2002). Mientras que, en una cuenca sin grandes centros urbanos como la del río Quepe, ambas especies salmonídeas se encuentran incluso en la estación de muestreo más baja, ubicada en el sector de Boroa (Gobierno Regional de la Araucanía 1998). En cambio, en el Río Cautín no aparecen en las estaciones de muestreo posteriores a Lautaro y Temuco (Gobierno Regional de la Araucanía 2000).

Del análisis de correlaciones se obtiene que las especies salmonídeas son sensibles a parámetros cuyo aumento se traduce en la disminución de la calidad del agua, como los nutrientes y la temperatura, tal como describe Haslam (1992). Esto estaría restringiendo su distribución a la parte alta de la subcuenca, especialmente a las estaciones 1 y 3, donde encuentran satisfechos sus requerimientos de buena calidad de agua (Campos *et al* 1993a).

Por otra parte, *Percilia gillissi* muestra una mayor tolerancia a estos parámetros, sin embargo, se correlaciona positivamente con factores que indicarían una preferencia de hábitat como caudal y profundidad media ($r^2 = 0,59$ y $0,63$ respectivamente). Esto explicaría que la distribución de *Percilia gillissi* esté restringida a la estación 5, donde el pozón existente (Figura 13), con una mayor profundidad y cantidad de material en suspensión, le brinda protección y alimento.

Así, las especies salmonídeas son más abundantes donde los índices biológicos, que utilizan macroinvertebrados bentónicos (Weisser 2003), indican “Muy Buena” y

“Buena” calidad del agua, mientras que *Percilia gillissi* es abundante donde estos índices indican una calidad regular del agua.

De lo anterior se puede interpretar que las zonas de alta calidad ambiental son dominadas por especies salmonídeas, en tanto que las especies nativas están restringidas al tramo de mayor deterioro del sistema (Habit 2002). Según Soto (2003) la fauna íctica nativa parece relacionarse mayormente con aquellas condiciones que producen un hábitat sub-óptimo para las truchas, el cual se produce en los ríos del Valle Central con mayor carga de materia orgánica debido a actividades agrícolas y ganaderas.

Los hábitos alimenticios de las especies salmonídeas indican que estarían ejerciendo presión sobre las poblaciones de macroinvertebrados por depredación (Arenas 1978, Ruíz 1993, Palma *et al* 2002), lo que podría ocasionar que la biomasa de éstos sea menor en la parte alta de la cuenca, donde los salmonídeos son más abundantes. Los peces nativos no estarían siendo afectados por depredación por parte de las especies salmonídeas, ya que en la subcuenca del río Traiguén las poblaciones de ambas especies presentan tallas inferiores a 19 cm en promedio y a 29 cm en forma individual, y sólo individuos de tallas superiores a 30 cm depredan sobre otros peces, como registra Arenas (1978) para *Oncorhynchus mykiss* en el lago Riñihue y el río San Pedro, situación que se repite en otras cuencas (Vila *et al* 1999a, Gobierno Regional de la Araucanía 1998, Palma *et al op cit*). Además, Arenas *op cit* menciona que los hábitos ictiófagos de dicha especie son más frecuentes en el lago que en el río.

Los individuos de tamaño pequeño de las especies salmonídeas consumen los mismos ítems alimentarios que las especies nativas (Arenas *op cit*, González *et al* 2003), por lo que se presume que ambos grupos estarían compitiendo por alimento en la subcuenca del río Traiguén.

La especie de mayor abundancia y dominancia en la mayoría de las estaciones fue *Oncorhynchus mykiss*. *Salmo trutta* fue dominante parcialmente en las estaciones 2 y 4, y en la 5 junto con *Oncorhynchus mykiss*, en una ocasión. No se observó, de manera tan patente, el patrón descrito por Campos *et al* (1993a) quién menciona que la competencia entre estas dos especies provoca que donde una especie es abundante la otra sea escasa. De hecho, en la mayoría de las ocasiones en que *Oncorhynchus mykiss* es dominante la equidad es mayor (Tabla XIII). En tanto, *Salmo trutta* presentó sus mayores tamaños corporales en estas mismas estaciones, aunque éstos fueron siempre superiores en todas las estaciones a los de *Oncorhynchus mykiss*.

El tranque ubicado en la estación 5, constituye una barrera prácticamente infranqueable para la colonización de la parte alta de la subcuenca por parte de las especies nativas; sin embargo, el hecho de haber encontrado individuos de *Percilia gillissi* en la estación 4, durante la época de verano, y de *Trichomycterus areolatus* en la estación 2, durante la época de primavera del 2002 y verano del 2003, indica que existirían poblaciones reducidas de especies nativas sobre la barrera, pero que no serían capaces de prosperar por la presencia de las especies salmonídeas o, en el caso de *Percilia gillissi*, por no encontrar las condiciones óptimas de acuerdo con sus requerimientos (Ruíz 1993, Habit 1998).

El factor de condición de las especies salmonídeas presentó un amplio rango de variación, con valores extremos de 0,12 y 1,59 para *Onchorynchus mykiss*; y de 0,12 y 1,27 para *Salmo trutta*. Sin embargo, los promedios obtenidos para ambas especies están dentro de los rangos normales, alrededor de 1, lo que indica un buen estado nutricional de los individuos analizados. Los promedios más bajos para cada estación se registraron en la primavera del 2002, excepto la estación 3 que registra los más bajos en otoño del 2003. Los promedios más altos se registran en la primavera del mismo año. Los valores de factor de condición obtenidos para la truchas salmonídeas son similares a los registrados en otros estudios realizados en sistemas fluviales del sur de Chile, como el río BíoBío (Campos et al 1993), ríos de Tierra del Fuego (Vila et al 1998), ríos Quepe y Toltén y río Cautín (Gobierno Regional de la Araucanía 1998 y 2000), río Chillán (EULA 2002) y estero Nonguén (Muñoz 2002).

Por su forma oblonga, sin llegar a ser fusiforme como las truchas salmonídeas, es natural esperar que los valores de factor de condición para *Percilia gillissi* sean mayores que 1, y así ocurre en la mayoría de los casos, registrándose incluso un valor de 2,35 durante el verano del 2003 en la estación 4, ocasión en que se registra el promedio más alto, siendo de 1,8. En la estación 5, donde fue más abundante *Percilia gillissi*, se registró el valor más alto en la primavera del 2002 de 1,6; pero el promedio más alto fue 1,26 en la primavera del 2003; el valor y el promedio más bajos fueron 0.3 y 0.62 respectivamente, y se registraron en otoño del mismo año. El estado nutricional de los individuos de esta especie es, en general, bueno, sin embargo, los valores registrados en otoño muestran un estado bastante precario para los individuos capturados en esa época.

Para *Trichomycterus areolatus* sólo se obtuvieron dos valores de factor de condición, el valor más bajo fue 0,52, registrado en verano del 2003, mientras que el valor más alto se registró en la primavera del 2003. Estos valores están dentro de los registrados en otras cuencas para esta especie, por su cuerpo alargado se distribuyen entre 0,5 y 0,9 (Campos et al 1993b, EULA 2002, Muñoz 2002), aún así el valor registrado en el verano se encuentra en el umbral más bajo de distribución de los datos, por lo que ese individuo se encontraría en un mal estado nutricional. Estos datos son insuficientes para calificar el estado nutricional de la población.

Galaxias maculatus es otra especie de cuerpo típicamente alargado, por lo que su factor de condición también tendría que ser normalmente bajo, como ocurre en el río Chillán, donde se registró un individuo con 0,57 de factor de condición (EULA 2002). Los valores registrados en la subcuenca del río varían entre 0,26 y 0,54, con un promedio de 0,42. Estos datos y la falta de información de referencia no permiten calificar el estado nutricional de la población.

Los mayores valores de diversidad a lo largo de las épocas de muestreos se registraron en la estación 5 debido a la presencia de un mayor número de especies nativas; la épocas de mayor diversidad fueron verano y otoño del 2003. La equidad fue mayor en la época de otoño y la estación 3 presentó la mayor equidad, esto estuvo asociado a las abundancias similares de los salmonídeos. La riqueza y la diversidad de especies presentan un aumento en el sentido de la corriente, siguiendo el patrón esperado (Habit 2002); sin embargo, la presencia de las truchas salmonídeas, de mayor talla, en la parte

alta de la cuenca provoca que la biomasa íctica y el tamaño de los peces no aumenten en el sentido de la corriente, situación similar a la que se da también en el estero Nonguén (Habit *op cit*).

La biomasa del bentos fluctuó entre 3,9 y 17,4 g/m², aumentó desde la primera estación hasta la quinta ubicada río abajo. Estos valores resultaron ser similares a los de otros ríos del sur de Chile como los afluentes de los lagos Ranco y Llanquihue (Campos 1986) y la parte alta del río Cautín (Gobierno Regional de la Araucanía 2000).

Con respecto a la productividad íctica, se obtuvieron valores que fluctuaron entre 5,3 Kg/Km en la estación 1 y 21 Kg/Km en la estación 5, los que corresponden a una productividad de 2,16 y 8,4 Kg/Ha*año respectivamente. Aunque estos valores están por debajo del rango en que varía la productividad íctica en ríos según Welcomme (1985) en Habit et al (2002), son similares a los obtenidos en la parte alta del río Cautín (Gobierno Regional de la Araucanía 2000) y son proporcionalmente similares al obtenido en el Río Quepe, que considera el promedio de la subcuenca (Gobierno Regional de la Araucanía 1998). Cabe mencionar que a pesar de esta productividad, las poblaciones de peces no son explotables comercialmente debido a su pequeña talla.

El método de productividad de Leger & Huet incluye entre sus variables factores que podrían limitar la productividad íctica potencial que se podría obtener a partir de la biomasa bentónica, como el ancho, que es bastante menor que el de los sistemas fluviales comparados. Esto queda de manifiesto en la estación 3, que a pesar de poseer

una biomasa bentónica mayor que la estación 2, presenta una productividad menor debido a su menor ancho.

Con los valores de productividad íctica obtenidos, todas las estaciones de la subcuenca del río Traiguén son calificadas como “pobres” de acuerdo con la clasificación de Albrecht (Gobierno Regional de la Araucanía 2000), a pesar de que esta misma clasificación, considerando la biomasa del macrozoobentos, califica como “pobres” a las estaciones 1, 2 y 3; y “medianos” a las estaciones 4 y 5.

Al comparar los valores promedios de productividad íctica y biomasa bentónica e ícticas con otros ríos donde se aplicó el mismo modelo, se puede apreciar que lugares con biomasa bentónica similar presentar productividades superiores a las del río Traiguén (Tabla XX), lo que estaría dado por diferencias en los anchos de los sistemas fluviales

Tabla XX. Comparación entre productividad y biomasa de los sistemas fluviales de la IX Región.

Cuenca	Biomasa bentónica g/m ²	Productividad íctica		Biomasa íctica g/m ²	Ancho m
		Kg/Km	Kg/Ha*año		
Traiguén	10,16	11,22	4,49	0,96	9,95
Quepe	14,51	31,32	12,52	1,70	25,0
Toltén	50,90	122,04	20,34	0,69	60,0
Cautín					
Parte alta	5,08	24,61	8,89	1,35	26,50
Parte alta y media	9,46	53,41	10,55	1,58	44,33
Parte media y baja	51,91	388,50	29,56	3,68	120,0

A diferencia del río Cautín, donde existe una gran relación entre la biomasa bentónica y los valores de biomasa íctica obtenidos a través de muestreo directo (Gobierno Regional de la Araucanía 2000), la biomasa bentónica de la subcuenca del río Traiguén presenta una correlación negativa con la biomasa íctica efectivamente muestreada, esto se da así por la mayor abundancia de truchas en la parte alta, las que presentan una mayor biomasa.

El IBI es un método fácil de adaptar y se puede aplicar a lugares que no tienen especies en común con EEUU, lugar para el cual fue diseñado originalmente (Ganasan & Hughes 1998), para esto se deben adaptar, agregar y quitar parámetros para así ajustar el índice a la realidad del lugar donde se desea aplicar. Las especies de truchas salmonídeas se deben considerar como parte del sistema para ser utilizadas en el IBI, de otra manera este índice pierde relación con la calidad del agua. Después de casi un siglo de presencia en los ríos y lagos de Chile, las especies salmonídeas se encuentran en estado de asilvestramiento (Gobierno Regional de la Araucanía 2001). A esto se suma su reconocida condición de especies bioindicadoras por sus requerimientos de aguas frías y de alta oxigenación y por ser muy sensibles a la contaminación, asimismo a los cambios en la temperatura del agua y a la turbidez (Campos et al 1993a, Huidobro 2000).

Lo anterior no afecta la ponderación que tiene el IBI respecto de las especies nativas, ya que los mayores puntajes se alcanzaron en presencia de éstas. Los puntajes más altos del IBI tuvieron relación con una mayor diversidad de especies presentes que con una mayor abundancia. El mayor puntaje del IBI fue 74, 6 y se registró en la estación 5 durante la primavera del 2003, a pesar de que sólo se capturaron ocho individuos, éstos pertenecían

a cuatro especies. El puntaje más bajo se registró en la estación 5 durante la primavera del 2002, el cual fue 40,78 y se debió a la presencia de sólo dos especies con una abundancia muy baja. Esto queda ratificado cuando se comprueba que el IBI presenta una alta correlación con la abundancia, la densidad y la diversidad de especies.

El puntaje alto del IBI en la estación 5 está dado por la presencia y mayor abundancia de las especies nativas, que son muy valoradas en este índice (Ganasan & Hughes 1998) y son más tolerantes a la contaminación. Además se observó una presencia ligeramente mayor de especies salmonídeas en los dos últimos muestreos, ocasión en que se dieron condiciones favorables para estas especies, como un notable aumento de la concentración de oxígeno en la primavera del 2003.

La clase de integridad “Alterada” sólo fue registrada en la estación 5 durante la época de primavera del 2002. La mayoría de las estaciones fue clasificada como “Aceptable” durante las cuatro épocas de muestreo. Así, en resumen, las estaciones 1, 4 y 5 presentan una clase de integridad “Aceptable”, mientras que las estaciones 2 y 3 presentan una clase de integridad “Medianamente alterada”, además la integridad biológica de la subcuenca no se encuentra alterada

Las clases de integridad del IBI coinciden con las clases de calidad de otros índices biológicos (Weisser 2003) en la parte alta y media de la subcuenca, mientras que en la baja, el IBI se diferenció indicando nuevamente la clase más alta de integridad, en cambio, los otros índices indicaron la clase “Regular”. El IBI muestra una mayor sensibilidad que la Norma Secundaria de Calidad Ambiental para la Protección de las

Aguas Continentales Superficiales. Además, el IBI presentó correlaciones negativas con nutrientes como nitritos y nitrógeno amoniacal. El IBI indicaría, parcialmente, una buena calidad del agua en la subcuenca. Por lo que se puede establecer que no existe una mayor alteración en la calidad del agua, coincidentemente con los estudios anteriores (Durán 2000, Weisser 2003).

El IBI es un buen complemento para el análisis de los parámetros físico-químicos e índices aplicados a macroinvertebrados bentónicos para la evaluación de la calidad de agua, aunque debe interpretarse de acuerdo a las características del ensamble de peces de cada lugar. El IBI podría aplicarse en ríos de Chile, y podrían establecerse parámetros y rangos basados en los antecedentes de la ictiofauna de cada lugar. Una vez establecidos los parámetros, podrían realizarse muestreos continuos para monitorear y controlar la calidad del agua, utilizando así a la fauna íctica como indicadora de la calidad del agua.

La calidad del agua estructura el ensamble de peces incidiendo en la distribución y la abundancia tanto de las especies salmonídeas, restringidas a la parte alta y media de la subcuenca, como de las especies nativas, en el caso de *Percilia gillissi*, que se encuentra en la parte baja. Respecto de los factores bióticos, sólo se puede hipotetizar que las especies salmonídeas estructuran las poblaciones de los organismos bentónicos por depredación, y las de peces nativos por competencia, lo que no fue comprobado en este estudio. De esta manera, se aceptaría la hipótesis planteada en el sentido de que el ensamble de peces de la subcuenca del río Traiguén se ve afectado por la calidad de agua.

5. CONCLUSIONES

1. La subcuenca del río Traiguén presenta una “Muy Buena Calidad” del agua de acuerdo a la Norma Secundaria de Calidad Ambiental para la Protección de las Aguas Continentales; aunque los índices biológicos indican una Muy Buena calidad en la parte alta, una Buena calidad en la parte media y Regular en la parte baja.
2. Se registraron cinco especies de peces, de las cuales tres son nativas: *Percilia gillissi*, *Trichomycterus areolatus* y *Galaxias maculatus*, y dos son introducidas: *Salmo trutta* y *Oncorhynchus mykiss*.
3. Las especies salmonídeas fueron dominantes en la parte alta y media de la subcuenca del río Traiguén, y presentaron sus mayores abundancias en las Estaciones 1 y 3. Mientras que *Percilia gillissi* fue la especie nativa más abundante y fue dominante en la parte baja de la subcuenca, en la Estación 5.
4. La distribución y abundancia de las poblaciones de salmonídeos en la subcuenca el río Traiguén están determinadas por la calidad del agua, éstas son más abundantes en lugares donde existe una buena calidad de aguas.

5. Las especies nativas son tolerantes a aguas de menor calidad y son más abundantes en lugares donde los salmonídeos no encuentran las condiciones óptimas.
6. Las poblaciones de las especies *Percilia gillissi*, *Onchorynchus mykiss* y *Salmo trutta* presentaron factores de condición que indican un buen estado nutricional respecto de sus valores de referencia.
7. La diversidad de especies fue más alta donde hubo una mayor presencia de especies nativas, en tanto que la equidad fue mayor en aquellos lugares donde dominaron los salmonídeos.
8. La subcuenca del río Traiguén presentó una productividad baja debido a su pequeña envergadura y es clasificada como un río pobre.
9. El IBI es un índice adaptable y aplicable al ensamble de peces de la subcuenca del río Traiguén, así como en otros ríos de similares características.
10. Las estaciones 1, 4 y 5 presentan una clase de integridad “Aceptable”, mientras que las estaciones 2 y 3 presentan una clase de integridad “Medianamente alterada”.

11. El IBI, considerando a las especies salmonídeas como asilvestradas y parte del sistema, indica que la integridad biológica de la subcuenca del río Traiguén no se encuentra alterada.

12. Las clases de integridad del IBI se pueden homologar parcialmente con las clases de calidad de los otros índices biológicos para determinar la calidad del agua; asimismo, las clases de integridad del IBI estarían por sobre las clases de calidad de la Norma Secundaria de Calidad Ambiental para la Protección de las Aguas Continentales.

13. El IBI es un buen complemento para el análisis de los parámetros físico-químicos y otros índices biológicos.

BIBLIOGRAFIA

ARENAS J (1978) Análisis de la Alimentación de *Salmo gairdneri* Richardson en el Lago Riñihue y Río San Pedro, Chile. Medio Ambiente 3(2):50-58.

ARRATIA G (1978) Comentario Sobre la Introducción de Peces Exóticos en Aguas Continentales de Chile. Ciencias Forestales 1(2):21-30.

ARRATIA G, G ROJAS & A CHANG (1981) Géneros de Peces de Aguas Continentales de Chile. Museo Nacional de Historia Natural. Publicación Ocasional, 34:3-108.

BRICEÑO G (2003) Estimación del Riesgo Ecológico Asociado a Pesticidas en la Subcuenca del Río Traiguén, IX Región. Tesis Presentada a la Facultad de Ciencias de la Universidad Católica de Temuco para Optar al Grado de Licenciado en Recursos Naturales. 68 pp.

CALLOW P & G PETTS (eds) (1994) The river handbook: hydrological and ecological principles. Blackwell Science, Oxford, United Kingdom. 523 pp.

CAMPOS H (1973) Introducción de Especies Exóticas y su Relación con los Peces de Agua Dulce de Chile. Noticiario Mensual Museo Nacional de Historia Natural, Santiago de Chile 17 (198-199): 3-14.

CAMPOS H (1985) Distribution of the Fishes in the Andean Rivers in the South of Chile. Archives of Hydrobiology 104: 169-191.

CAMPOS H, V RUÍZ, F GAVILÁN & JF ALAY (1993a) Peces del río Biobío. Serie Publicaciones de Divulgación EULA, Editorial Universidad de Concepción, Concepción, Chile. 100 pp.

CAMPOS H., F GAVILÁN, JF ALAY & V RUÍZ. (1993b). La comunidad íctica del río Bío Bío. Serie de Monografías Científicas. EULA 12: 249-278.

CAMPOS H, G DAZZAROLA, B DYER, L FUENTES, JF GAVILÁN, L HUAQUÍN, G MARTÍNEZ, R MELÉNDEZ, G PEQUEÑO, F PONCE, VH RUIZ, W SIEFELD, 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.

DURÁN R (2000) Diagnóstico de la Calidad del Agua del Río Traiguén. Comuna de Victoria, IX región, Chile: Lineamientos preliminares de gestión ambiental. Tesis presentada a la Facultad de Ciencias de la Universidad Católica de Temuco. Para optar al grado de Licenciado en Recursos Naturales. 170 pp.

DYER B (2000) Systematic review and biogeography of the freshwater fishes of Chile. *Estudios Oceanológicos (Chile)* 19: 77-98.

EULA (2002) Desarrollo de una Metodología para la evaluación y mitigación de la contaminación de aguas y suelos: aplicación a la cuenca del Río Chillán. Servicio Agrícola y Ganadero. 114 pp.

GANASAN V & R HUGHES (1998) Application of an index of biological integrity (IBI) to fish assemblages of the rivers Khan and Kshipra (Madhya Pradesh), India. *Freshwater Biology*, 40, 367-383.

GOBIERNO REGIONAL DE LA ARAUCANÍA. 1998. Manejo e investigación aplicada a población de salmonídeos de importancia deportiva en la IX Región. Informe final presentado por la Universidad Austral de Chile. 291 pp

GOBIERNO REGIONAL DE LA ARAUCANÍA. 2000. Manejo e Investigación Aplicada a Poblacion de Salmonídeos de Importancia Deportiva, IX Región, III etapa. Informe Final Presentado por la Corporación Terra Australis. 265 pp.

GOBIERNO REGIONAL DE LA ARAUCANÍA. 2001. Manejo e Investigación Aplicada a Poblaciones de Salmonídeos de Importancia Deportiva, IV Etapa: Lagos Colico y Caburgua. Informe Final Presentado por el Departamento de Ciencias Biologicas y Quimicas de la Facultad de Ciencias de la Universidad Católica de Temuco

169 pp.

GONZÁLEZ J, D SOTO & I ARISMENDI (2003) Análisis de la Alimentación de la Fauna Íctica en Ríos de la X Región. Panel Presentado durante el XII Taller de Limnología “Biodiversidad Biológica en Chile”, Octubre del 2003.

GRANADO C (1996) Ecología de Peces. Sevilla: Secretariado de Publicaciones de la Universidad de Sevilla, 353 pp.

HABIT E (1998) Análisis de la Dieta de *Percilia gillssi* (Pisces: Perciliidae) en Poblaciones de Río y Canales de Riego (Cuenca del Itata, VIII Región). Teoría, Vol. 7: 33-46.

HABIT E (1998) PECES. EN: PARRA O & E HABIT (Eds.). Documento de Síntesis Estudio de Línea de Base para la Evaluación de Impacto Ambiental del Complejo Forestal Industrial Itata. Centro EULA - Chile. Universidad de Concepción. 79 - 86 pág.

HABIT E (2001) Metodología e Instrumentación de Terreno y Laboratorio para el Estudio de las Poblaciones de Peces. Ecología Acuática, Centro EULA-Chile, 16 pp.

HABIT E (2002) Variaciones espacio-temporales del ensamble de peces de un sistema fluvial 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: 9 - 14.

HASLAM SM (1992) *River Pollution an Ecological Perspective*. 1ª Edición. Nueva York: John Wiley & Son.

HUIDOBRO L (2000) Peces. En: DE LA LANZA G, S HERNÁNDEZ & J S CARVAJAL (Compiladores) (2000) *Organismos Indicadores de la Calidad del Agua y de la Contaminación (Bioindicadores)*. 1 ed. México: Plaza y Valdés, S.A. 632 pp.

INSTITUTO GEOGRÁFICO MILITAR (1984) *Geografía de Chile. Hidrografía*. Santiago: IGM. V. 8. 220 pp.

JACKSON D, P PERES-NETO & J OLDEN (2001) What Controls Who is Where in Freshwater Fish Communities – the Roles of Biotic, Abiotic, and Spatial Factors. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* Vol. 58, 2001.

MUÑOZ C., E HABIT. & N. GÓMEZ (2002) Condición de la fauna íctica de la cuenca del Estero Nonguén. Concepción :Universidad del Bío-Bío. Bachillerato en Ciencias Naturales y Exactas. 67 pp

NORRIS RH & CP HAWKINS (2000) Monitoring river health. *Hydrobiologia* 435: 5-17.

OLAVE Y (2001) Propuesta de Monitoreo de Pesticidas en la Subcuenca del Río Traiguén. Tesis Presentada a la Facultad de Ciencias de la Universidad Católica de Temuco para Optar al Grado de Licenciado en Recursos Naturales. 113 pp.

PALMA A, R FIGUEROA, V H RUIZ, E ARAYA & P BERRÍOS (2002) Composición de la Dieta de *Oncorhynchus Mykiss* (Walbaum 1792) (Pisces: Salmonidae) en un Sistema Fluvial de Baja Intervención Antrópica: Estero Nonguén, VIII Region, Chile. *Gayana* 66(2): 129-139.

PEQUEÑO G (1995) Peces. En: SIMONNETTI J, M ARROYO, A SPOTORNO & E LOZADA (ed) (1995) *Diversidad Biológica de Chile*. 1 ed. Santiago: Comité Nacional de Diversidad Biológica. 364 pp.

PRAT N, A MUNNÉ, M RIERADEVALL, C SOLÁ & N BONADA (2001): *ECOBILL*. Un protocolo para determinar el estado ecológico de los ríos mediterráneos. Departamento de Ecología. Universidad de Barcelona. 30 pp.

RUIZ VH (1993) Ictiofauna del río Andalién (Concepción, Chile). *Gayana Zoología (Chile)* 57: 109-278.

SALANKI J (Ed.) (1985) *Biological Monitoring of the State of the Environment: Bioindicators*. International Union of Biological Sciences (IUBS), Monograph Series, N° 1. Oxford: IRL Press Limited. 74 pp.

SANCHEZ A (2002) Monitoreo de Pesticidas en la Subcuenca del Río Traiguén. Trabajo de Título Presentado a la Facultad de Ciencias de la Universidad Católica de Temuco para Optar al Grado de Licenciado en Recursos Naturales. 89 pp.

SOTO D (2003) Pesca Deportiva y Conservación de la Biodiversidad Nativa: Posibilidades de Manejo en el Marco de Uso y Abuso de las Cuencas. Conferencia Presentada en el VI Congreso de Gestión en Recursos Naturales. Abril del 2003.

U. S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (1996) BIOLOGICAL CRITERIA. Technical Guidance for Streams and Small Rivers. 150 pp.

U. S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (2001) BIOASSESSMENT AND BIOCRITERIA. Protection of Biological Integrity. United States Environmental Protection Agency (EPA).

U. S. ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (2002) Biological Indicators of Watershed Health. United States Environmental Protection Agency (EPA)

<http://www.epa.gov/bioindicators/index.html>

USGS (2000) Biomonitoring of Environmental Status and Trends (BEST) Program: Selected Methods for Monitoring Chemical Contaminants and Their Effects in Aquatic Ecosystems. Editado por C.J Schmitt, y G.M. Dethloff . U.S. Geological Survey Biological Resources Division, Columbia (MO): Information and Technology Report USGS/BRD-2000—0005. 81 pp.

VANNOTE RL, G MINSHALL, K CUMMINS, JR SEDELL & CE CUSHING (1980)
The river continuum concept. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 37:
130_137.

VEGA R (1999) Investigación y Desarrollo de la Tecnología para el Cultivo del Puye
Galaxias maculatus. Proyecto FONDEF-UCT.

VEGA R, I VALDEBENITO & R PALMA (1986) Trucha Arcoiris, su Impacto sobre el
Ecosistema Nativo-Políticas de Desarrollo. Versiones Abreviadas. Segundo encuentro
Científico del Medio Ambiente. Tomo I: 336-345.

VILA I, L FUENTES & M CONTRERAS (1999a) Ictiofauna en los sistemas límnicos
de la Isla Grande, Tierra del Fuego, Chile. Revista Chilena de Historia Natural 72:
273_284.

VILA I, L FUENTES & M CONTRERAS (1999b) Peces límnicos de Chile. Boletín del
Museo Nacional de Historia Natural (Chile) 48: 61-75.

WELCOMME RL (1985) River fisheries. FAO Fisheries Technical Paper 262: 1_318.

WEISSER K (2003) Evaluación de la calidad del agua utilizando Bioindicadores en la Subcuenca del río Traiguén. Tesis presentada a la Facultad de Ciencias de la Universidad Católica de Temuco para optar al Grado de Licenciado en Recursos Naturales. 109 pp.

7. ANEXOS

ANEXO 1. RANGOS Y CLASES DE CALIDAD DE AGUA DE LA NORMA SECUNDARIA DE CALIDAD AMBIENTAL PARA LA PROTECCIÓN DE LAS AGUAS CONTINENTALES, PARA PARÁMETROS FÍSICOS-QUÍMICOS Y MICROBIOLÓGICOS Y PLAGUICIDAS MUESTREADOS EN LA SUBCUENCA DEL RÍO TRAIGUÉN.

Parámetro	Unidad	Clase de Excepción	Clase 1	Clase 2	Clase 3
Temperatura ¹	ΔT°C	<0,5	1,5	1,5	3
pH ²	Unidad	6,5 - 8,5	6,5 - 8,5	6,5 - 8,5	6,5 - 8,5
Conductividad	μS/cm	<600	750	1500	2250
Sólidos totales disueltos	mg/L	<400	500	1000	1500
Color	Pt-Co	<16	20	100	>100
Oxígeno Disuelto ³	mg/L	>7,5	7,5	5,5	5
DBO ₅	mg/L	<2	5	10	20
Amonio	mg/L	<0,5	1	1,5	2,5
Nitrito	mg/L	<0,05	0,06	>0,06	>0,06
Sólidos suspendidos	mg/L	<24	30	50	80
Coliformes fecales	NMP/100mL	<10	1000	2000	5000
Coliformes totales	NMP/100mL	<200	2000	5000	10000
Plaguicidas					
2,4-D (Acido 2,4 diclorofenoxiacético)	μg/L	*	4	4	100
Simazina	μg/L	*	0,005	0,01	0,01

*= La determinación de estos compuestos o elementos deberá estar bajo el límite de detección del instrumental analítico más sensible.

1= Diferencia de temperatura entre la zona monitoreada y la temperatura natural del agua.

2= Expresado en términos de valor máximo y mínimo

3= Expresado en términos de valor mínimo

ANEXO 2. PLUVIOMETRÍA

Tabla I.. Precipitación mensual (mm) registrada durante los años 2002 y 2003 y precipitación media mensual (mm) entre 1990 y 2000 en la estación las Mercedes, Victoria.

Meses	2002	2003	1990 - 2000
Enero	11	28	28,93
Febrero	48	7	31,62
Marzo	114	20	54,78
Abril	95	35	122,36
Mayo	263	62	251,65
Junio	156	486	287,73
Julio	204	158	210,42
Agosto	276	116	164,93
Septiembre	150	197	125,83
Octubre	295	105	76,53
Noviembre	136	121	54,71
Diciembre	73	82	56,09
Anual	1821	1417	1473

Fuente: DGA

ANEXO 3. CAUDALES

Tabla I. Caudales mensuales (m^3/s) registrados durante los años 2002 y 2003 y caudales medios mensuales (m^3/s) registrados entre 1990 y 2000 en el río Traiguén en Victoria por la Dirección General de Aguas (DGA).

Meses	2002	2003	1990 - 2000
Enero	0,33	0,82	0,72
Febrero	0,26	0,4	0,37
Marzo	0,47	0,29	0,34
Abril	0,6	0,3	0,77
Mayo	2,91	0,48	4,72
Junio	7,81	7,6	11,27
Julio	6,29	8,61	10,83
Agosto	9,33	4,79	8,09
Septiembre	9,28	5,82	7,94
Octubre	11,88	5,09	4,45
Noviembre	5,85	2,98	2,24
Diciembre	2,41	1,63	1,50

Fuente: DGA

Tabla II. Caudales registrados durante los muestreos en las cinco estaciones de la subcuenca del río Traiguén.

Estación	Primavera 2002	Verano 2003	Otoño 2003	Primavera 2003
1	1,86	0,39	0,22	1,34
2	2,35	0,42	0,19	2,02
3	0,74	0,10	0,05	0,62
4	4,99	-	0,32	6,17
5	10,10	0,47	-	-

Fuente: Elaboración propia

ANEXO 4. DESCRIPCIÓN DE LAS ESPECIES DE PECES PRESENTES EN LA SUBCUENCA DEL RÍO TRAIGUÉN.

Orden Perciformes

Familia Perciliidae

Género Percilia

Especie *Percilia gillissi* Girard, 1854

Nombre vulgar: Carmelita, Carmelita común.

Descripción: peces pequeños de 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 (Ruíz 1993).

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

Estado de conservación: vulnerable desde la VII Región a la X Región por antecedentes de disminución de la abundancia y alteraciones del hábitat principalmente por contaminación (Campos et al 1998). Entre la V y la VI Región es considerada en peligro de extinción.

Hábitat: es una especie típica del ritrón, específicamente de los sectores hiporitrales de los ríos del sur de Chile (Campos 1983, Ruíz 1993). Aunque estos autores caracterizan esta especie como pelágica, este último menciona que se ha adaptado a estar en contacto con el fondo y en parte con la vegetación ribereña. Esto, posteriormente, es ratificado

por Habit (1998) quien menciona que es una especie de hábitos bentónicos o de vida asociada al contacto con el fondo.

Dieta: es estrictamente carnívora y bentófaga, alimentándose principalmente de larvas de insectos de preferencia dípteros de la familia Chironomidae (Ruíz 1993, Habit 1998).

Tolerancia: medianamente tolerante, 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).

Orden Salmoniformes

Familia Salmonidae

Género Onchorhynchus

Especie Onchurhyncus mykiss Walbaum 1792

Nombre vulgar: trucha arcoiris, salmón arcoiris, trucha de río.

Descripción: cuerpo fuerte y musculoso, cabeza relativamente corta, hocico obtuso, color gris oscuro azulado, con motas negras pequeñas que invaden el cuerpo que es ligeramente plateado. Una banda lateral rojiza se extiende a lo largo de los flancos. La parte ventral es plateada.

Distribución: especie introducida en 1905 (Arratia 1978), su localidad de origen es California, Estados Unidos. Se puede encontrar en ríos y lagos desde el Río Loa hasta Tierra del Fuego (Campos et al 1993a).

Hábitat: en general, se les encuentra en las zonas ritrónicas de los ríos (Ruíz 1993, Vila et al 1998). Los juveniles permanecen en los riachuelos, conservan su territorio y se alimentan en la corriente de agua. Entre el año y medio y los dos años migran río abajo o a los lagos, en esta fase se le encuentra en pozones o en las masas de agua de ríos más

profundos o lagos. A los tres años maduran y migran a los ríos de fuerte corriente de baja temperatura y alta oxigenación (Campos et al 1993a).

Dieta: es un carnívoro tope en las aguas dulces de Chile (Campos et al 1993a). En la fase de alevín se alimenta de la fauna de invertebrados, al crecer se alimenta de crustáceos como pancoras, otros peces y todo lo que sea posible comer, incluso roedores pequeños.

Tolerancia: intolerante, es muy sensible a la contaminación, a cambios en la temperatura del agua, a la turbidez como consecuencia de la incorporación de desechos urbanos e industriales, como también a aguas con baja concentración de oxígeno (Huidobro 2000). Tiene requerimientos de aguas de baja temperatura y alta oxigenación y ríos de fuerte corriente (Campos et al 1993a).

Orden Salmoniformes

Familia Salmonidae

Género Salmo

Especie *Salmo trutta* Linneo 1758

Nombre vulgar: trucha café, trucha marrón, trucha de río, trucha fario.

Descripción: cuerpo esbelto fusiforme, con pequeñas escamas y cabeza relativamente grande. Los individuos capturados en el área de estudio corresponderían a la subespecie *S. trutta fario* Linneo 1758, la cual se caracteriza por una coloración variable verde olivácea llegando a ser parda con flancos y vientre levemente amarillentos con destacadas manchas rojizas brunas de borde azulado (Ruíz 1993).

Distribución: especie introducida desde Europa a principios del siglo XX, su localidad tipo son los ríos de Suecia (Campos et al 1993). En Chile se encuentra desde el río

Aconcagua (V región) hasta Tierra del Fuego (XII Región), con una presencia aislada en la parte andina del Loa (Ruíz 1993).

Hábitat: en Chile está circunscrita a aguas dulces. Los estados juveniles ocupan los ritrones; los adultos se encuentran en los pozones de los ritrones, en la parte baja de los ríos, potamones y en los lagos.

Dieta: es un carnívoro tope, come indistintamente lo que está a su alcance, ejerciendo presión sobre organismos bentónicos, así como sobre los que ocupan la columna de agua (Ruiz 1993). Sus presas son generalmente insectos, crustáceos y peces (Vila et al 1998).

Tolerancia: intolerante, presenta requerimientos de hábitat similares a los de *Oncorhynchus mykiss* (Vila et al 1998), por lo que también sería sensible a cambios de temperatura, turbidez y aguas con baja concentración de oxígeno.

Orden Siluriformes

Familia Trichomycteridae

Género Trichomycterus

Especie *Trichomycterus areolatus* Valenciennes, 1846.

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

Descripción: cabeza ancha con ojos pequeños en posición dorsal, posee dos pares de barbillas alargadas en ángulo de la boca y un par de barbillas nasales, aleta caudal truncada ligeramente redondeada, pedúnculo caudal elevado y fuertemente comprimido. Coloración variable desde un café claro ligeramente amarillento a un tono verdoso con numerosas manchas oscuras irregulares, región ventral blanquecina.

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 IV a la IX región ha sido calificada como vulnerable (Campos et al 1998). En la X Región está considerada como una especie fuera de peligro.

Hábitat: su hábitat característico son los ritrones, se ubican bajo las piedras en las aguas muertas, en la fuertes corrientes o al borde del flujo de agua principal donde el agua es baja o forma pozones entre las piedras (Campos et al 1993a).

Dieta: es bentófaga, consume todo tipo de animales que esté en contacto con el fondo como gastrópodos, oligoquetos, pequeños crustáceos, larvas de insectos acuáticos y otros invertebrados (Ruíz 1993).

Tolerancia: tolerante, suele encontrarse en zonas contaminadas (EULA 2002).

Orden Osmeriformes

Familia Galaxiidae

Género Galaxias

Especie *Galaxias maculatus* Jenyns 1842

Nombre vulgar: puye, puyén, peladilla moteada, angula.

Descripción: cuerpo alargado fusiforme sin escamas, dorso y vientre redondeados, cabeza corta, aletas dorsal y anal casi opuestas en el tercio posterior del tronco (Ruíz 1993). Son transparentes cuando juveniles y los adultos presentan una tonalidad amarillenta con grandes manchas en los flancos.

Distribución: desde el Río Huasco (III Región) hasta Tierra del Fuego (XII Región) (Dyer 2000). Es la especie de mayor distribución en el país.

Estado de conservación: fuera de peligro desde la IX a la XII Región. En la IX y XII regiones las poblaciones lacustres son abundantes y las fluviales están declinando

(Campos et al 1998). Desde la III a la VIII Región se considera vulnerable, se cuenta con antecedentes de disminución de su abundancia en toda su distribución, es afectada por especies introducidas.

Hábitat: es pelágica, de ríos potamales o hiporitrales y lagos. Es diadrómica, puede vivir en aguas salobres, saladas o agua dulce (Campos et al 1993). Prefieren aguas de corriente rápida, se mantienen cerca del fondo, en ocasiones se acercan a las orillas con vegetación (Ruíz 1993).

Dieta: en su fase juvenil se alimenta principalmente de zooplancton. En su etapa adulta se alimenta de animales bentónicos y alóctonos como larvas de insectos acuáticos, pequeños crustáceos y oligoquetos (Campos et al 1993).

Tolerancia: tolerante, sometidos a bioensayos soportan bajas concentraciones de oxígeno (Encina-Montoya com. pers).

ANEXO 5. PESO PROMEDIO (g), BIOMASA (g/m²) Y PORCENTAJE (%) DE LOS PECES CAPTURADOS EN LAS 5 ESTACIONES DE LA SUBCUENCA DEL RÍO TRAIGUÉN.

Estación/ Especie	Primavera 2002			Verano 2003			Otoño 2003			Primavera 2003		
	Peso prom g	Bio- masa g/m ²	%	Peso prom g	Bio- masa g/m ²	%	Peso prom g	Bio- masa g/m ²	%	Peso prom g	Bio- masa g/m ²	%
Estación 1												
<i>S. trutta</i>	18	0,075	18,4	43,6	1,153	51	28,6	0,59	49,9	16,4	0,097	29,7
<i>O. mykiss</i>	17,1	0,333	81,6	29,0	1,107	49	21,2	0,591	50,1	15,6	0,229	70,3
Total	17,3	0,408	100	35	2,26	100	24	1,181	100	15,8	0,325	100
Estación 2												
<i>S. trutta</i>				58,8	1,618	84	72,0	0,72	44,4	30,6	0,382	94,4
<i>O. mykiss</i>	4,8	0,024	100	27,3	0,273	14,2	40,1	0,903	55,6	9,1	0,023	5,6
<i>T. areolatus</i>				14,0	0,035	1,8						
Total	4,8	0,024	100	48,1	1,925	100	46	1,623	100	27	0,405	100
Estación 3												
<i>S. trutta</i>				37,0	0,846	32,2	13,3	0,644	48,5	22,8	0,261	38,8
<i>O. mykiss</i>	12,9	0,296	100	34,6	1,78	67,8	12,0	0,684	51,5	14,4	0,411	61,1
Total	12,9	0,296	100	35	2,626	100	12,6	1,329	100	16,8	0,671	100
Estación 4												
<i>P. gillissi</i>				2,5	0,005	0,4						
<i>S. trutta</i>	16,5	0,138	49	56,1	0,826	61,9	70,0	1,21	89	28,5	0,211	90,3
<i>O. mykiss</i>	11,4	0,143	50,9	28,1	0,503	37,7	13,4	0,149	11,0	9,2	0,023	9,66
Total	13,5	0,28	100	39	1,335	100	19,6	1,359	100	23	0,234	100
Estación 5												
<i>P. gillissi</i>	1,4	0,227	18,5	2,6	0,14	80,8	2,3	0,012	3,8	1,0	0,008	0,74
<i>S. trutta</i>	30	1	81,5	6,5	0,017	10,0	33,3	0,177	56,5	25,8	0,646	57,3
<i>O. mykiss</i>							13,4	0,125	39,7	17,3	0,433	38,4
<i>T. areolatus</i>										4,6	0,038	3,4
<i>G. maculatus</i>				1,7	0,016	9,2						
Total	6,1	1,227	100	2,6	0,173	100	15,7	0,314	100	12,2	1,126	100

ANEXO 6. LONGITUD (cm) PROMEDIO DEL ENSAMBLE DE PECES DE LA SUBCUENCA DEL RÍO TRAIGUÉN.

Estación/ Especie	Primavera 2002	Verano 2003	Otoño 2003	Primavera 2003
Estación 1				
<i>S. trutta</i>	11,77	15,86	14,19	10,90
<i>O. mykiss</i>	11,70	13,71	12,43	10,09
Total	11,73	14,59	13,18	10,32
Estación 2				
<i>S. trutta</i>		17,09	18,12	13,26
<i>O. mykiss</i>	6,85	10,90	13,91	9,10
<i>T. areolatus</i>		13,90		
Total	6,85	15,34	14,62	11,18
Estación 3				
<i>S. trutta</i>		15,03	11,40	12,33
<i>O. mykiss</i>	10,93	14,04	10,51	10,33
Total	10,93	14,34	11,33	10,90
Estación 4				
<i>P. gillissi</i>		5,30		
<i>S. trutta</i>	11,70	16,40	17,80	13,47
<i>O. mykiss</i>	9,40	11,83	10,27	9,30
Total	10,55	13,60	11,24	12,43
Estación 5				
<i>P. gillissi</i>	4,76	5,99	6,50	4,30
<i>S. trutta</i>	14,50	8,70	13,62	13,53
<i>O. mykiss</i>			10,79	11,67
<i>T. areolatus</i>				10,20
<i>G. maculatus</i>		7,40		
Total	6,38	6,24	10,40	11,26

ANEXO 7. VALORES Y PUNTAJES DE LOS PARÁMETROS DEL IBI.

Tabla I. Valores obtenidos para los parámetros del IBI, en cada estación y época de muestreo.

PARÁMETRO	Primavera 2002					Verano 2003					Otoño 2003					Primavera 2003				
	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
Número total de especies	2	2	1	2	2	2	3	2	3	3	2	2	2	2	3	2	2	2	2	4
Número de especies nativas	0	1	0	0	1	0	1	0	1	2	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2
Número de especies bentónicas	0	1	0	0	1	0	1	0	1	1	0	0	0	0	1	0	0	0	0	2
Número de especies pelágicas	2	1	1	2	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
Número de especies intolerantes	2	1	1	2	1	2	2	2	2	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2
% de individuos de especies intolerantes	100	67	100	100	16,6	100	93,8	100	93,9	4	100	100	100	100	73,3	100	100	100	100	75
% de individuos de especies tolerantes	0	33	0	0	0	0	6,25	0	0	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	12,5
% de individuos insectívoros	0	33	0	0	83,3	0	6,25	0	6,06	96	0	0	0	0	26,7	0	0	0	0	25
% de individuos carnívoros tope	100	67	100	100	16,6	100	93,8	100	93,9	4	100	100	100	100	73,3	100	100	100	100	75
Número total de individuos	17	3	8	5	6	44	16	26	33	50	33	13	37	23	15	14	6	14	8	8
% de individuos de especies salmonídeas	100	67	100	100	16,6	100	93,8	100	93,9	4	100	100	100	100	73,3	100	100	100	100	75

Tabla II. Puntajes obtenidos por los parámetros del IBI, en cada estación y época de muestreo.

PARÁMETRO	Primavera 2002					Verano 2003					Otoño 2003					Primavera 2003				
	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5	1	2	3	4	5
Número total de especies	4	4	2	4	4	4	6	4	6	6	4	4	4	4	6	4	4	4	4	8
Número de especies nativas	0	5	0	0	5	0	5	0	5	10	0	0	0	0	5	0	0	0	0	10
Número de especies bentónicas	0	5	0	0	1	0	5	0	5	5	0	0	0	0	5	0	0	0	0	10
Número de especies pelágicas	10	5	5	10	5	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10
Número de especies intolerantes	10	5	5	10	5	10	10	10	10	5	10	10	10	10	10	10	10	10	10	10
% de individuos de especies intolerantes	10	6,7	10	10	1,66	10	9,38	10	9,39	0,4	10	10	10	10	7,33	10	10	10	10	7,5
% de individuos de especies tolerantes	10	3,4	10	10	10	10	8,75	10	10	7,2	10	10	10	10	10	10	10	10	10	7,4
% de individuos insectívoros	0	3,44	0	0	8,68	0	0,65	0	0,63	10	0	0	0	0	2,78	0	0	0	0	2,6
% de individuos carnívoros tope	10	6,7	10	10	1,66	10	9,38	10	9,39	0,4	10	10	10	10	7,33	10	10	10	10	7,5
Número total de individuos	3,4	0,6	1,6	1	1,2	8,8	3,2	5,2	6,6	10	6,6	2,6	7,4	4,6	3	2,8	1,2	2,8	1,6	1,6
% de individuos de especies salmonídeas	10	6,7	10	10	1,66	10	9,38	10	9,39	0,4	10	10	10	10	7,33	10	10	10	10	7,5