



Gobierno de Santa Cruz



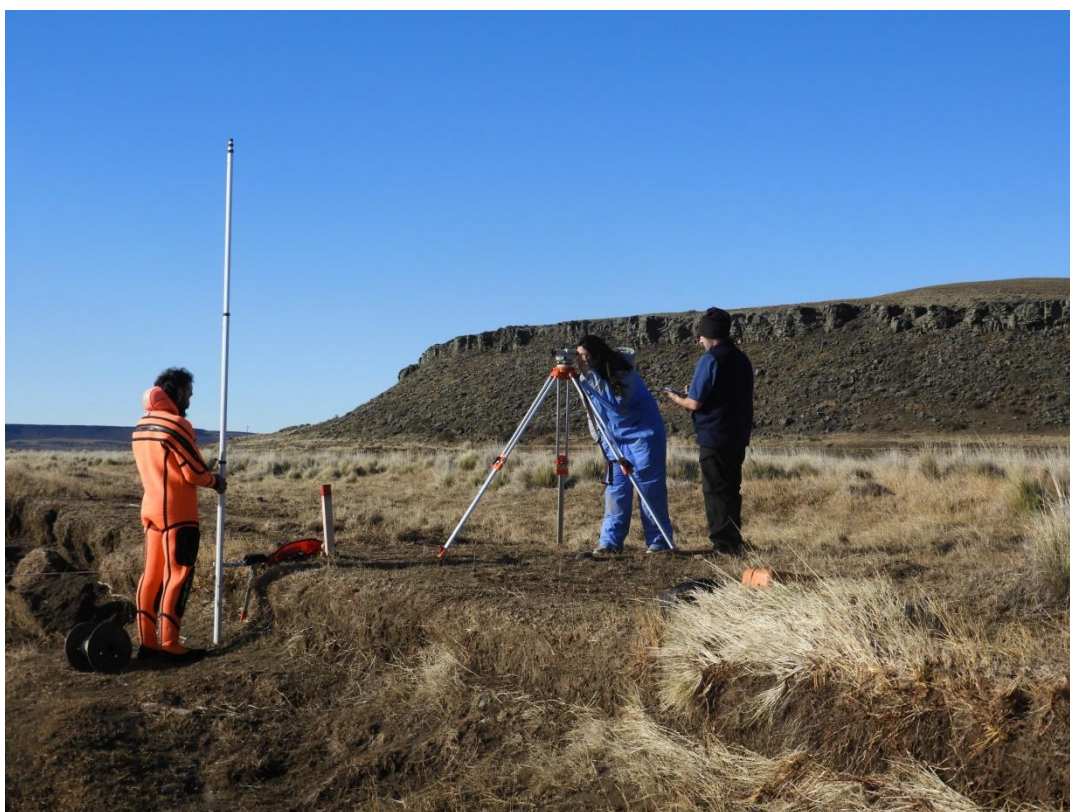
CONSEJO FEDERAL DE INVERSIONES

## PROVINCIA DE SANTA CRUZ

### CONSEJO FEDERAL DE INVERSIONES (CFI)

PROYECTO:

**“GENERACIÓN DE INFORMACIÓN TENDIENTE AL MANEJO DE LAS  
POBLACIONES DE SALMÓNIDOS DEL RÍO GALLEGOS. SEGUNDA ETAPA:  
CENSO ACUÁTICO Y RIPARIO”**



**INFORME FINAL. TOMO I**

Octubre de 2018

**Unidad de Vinculación Tecnológica**

**UNIVERSIDAD NACIONAL DE LA PATAGONIA AUSTRAL (U.N.P.A)**

Casalnuovo M.A; Diaz Boris.G.; Acuña A.; Chalde T. y F. Castro

**AUTORIDADES CONSEJO FEDERAL DE INVERSIONES**

**Secretario General**

Ing. Juan José Ciáccera

**Coordinadora Región Patagónica**

Lic. Paula Astiz

**AUTORIDADES PROVINCIALES PROVINCIA DE SANTA CRUZ**

**Sra. Gobernadora**

Dra. Alicia Margarita Kirchner

**Representante titular ante el CFI**

**Ministro de la Producción Comercio e Industria**

Leonardo Darío Álvarez

**Representante alterno ante el CFI**

**Director General de Administración de Casa de Santa Cruz**

C.P. Andrés La Blunda

**RESPONSABLES PROYECTO**

**Responsable de Contraparte Provincia de Santa Cruz**

**Secretaría de Estado de Medio Ambiente**

Ing. Mariano Bertinat

**Responsable Operativo Provincia de Santa Cruz**

**Ministerio de la Producción – Delegación “Casa Santa Cruz”**

Est. Darío Maturana

**Responsable de la Unidad de Vinculación Tecnológica - Rectorado**

**Universidad Nacional de la Patagonia Austral**

Lic. Valeria Serantes Blanco

**Coordinador del Proyecto**

Lic. Miguel Ángel Casalnuovo

**Coordinador de Contraparte CFI**

Ing. Agr. Mónica Yanina Barragüé

PROYECTO:

**“GENERACIÓN DE INFORMACIÓN TENDIENTE AL MANEJO DE LAS POBLACIONES DE SALMÓNIDOS DEL RÍO GALLEGOS. SEGUNDA ETAPA: CENSO ACUÁTICO Y RIPARIO”**

**INFORME FINAL**

**TOMO I. PRESENTACIÓN**

**Coordinador General**

Lic. Miguel Ángel Casalnuovo

**Responsables Sectoriales**

Dr. Tomás Chalde

Ing. Boris Gastón Díaz

Téc. Fernando Castro

**Asistentes territoriales**

Est. Lautaro Ian Devetac

Ing. Estefanía Gesto

Ing. Leandro Almonacid

Dr. Adrián Acuña

## INDICE

<b>1. RESUMEN EJECUTIVO</b>	<b>04</b>
<b>2. AGRADECIMIENTOS</b>	<b>05</b>
<b>3. INTRODUCCIÓN</b>	<b>08</b>
3.1. Descripción de la zona de estudio	09
3.2. Los peces de la RH 13	15
3.2.1. Puyen Chico	16
3.2.2. Puyen Grande	17
3.2.3. Perca	18
3.2.4. Lamprea	18
3.2.5. Trucha marrón	19
3.2.6. Trucha arco iris	21
3.2.7. Trucha de arroyo	22
3.2.8. Róbalo	23
3.3. Los sistemas fluviales	24
3.4. Uso y cobertura del suelo en la región	25
3.5. Los ambientes riparios	28
3.6. La calidad ambiental de las aguas de superficie	30
3.6.1. pH.	31
3.6.2. Conductividad Eléctrica (CE)	33
3.6.3. Alcalinidad y dureza de CaCO <sub>3</sub> .	33
3.6.4. Sólidos totales disueltos (STD, o TDS)	34
3.6.5. Oxígeno disuelto (OD)	35
3.6.6. Salinidad y sodicidad	36
3.6.7. Materia orgánica (MO) y demanda de oxígeno	36
3.6.8. Nitrógeno (N)	37
3.6.9. Fósforo (P)	38
3.6.10. Microbiología	39
3.6.11. Hidrocarburos	40
3.7. Pesca y pesquerías	40
3.8. Manejo de pesquerías recreacionales	41
3.9. El uso de modelos de simulación pesquera	46
3.10. Pesquerías de salmónidos	48
3.11. Antecedentes recientes en la zona de estudio	50
<b>4. ORGANIZACIÓN DE LA OBRA</b>	<b>52</b>
<b>5. OBJETIVOS</b>	<b>53</b>
<b>6. BIBLIOGRAFIA</b>	<b>54</b>

## 1. RESUMEN EJECUTIVO

*En este informe se presentan los resultados obtenidos en la segunda etapa de un proyecto generado para poder contar con información adecuada para un manejo basado en datos científicos principalmente de la pesquería de truchas marrones anádromas de la Región Hidrográfica 13 (RH 13). Para ello se obtuvo información de base sobre los principales parámetros biológicos y pesqueros de la especie blanco, complementando la existente generada por la Provincia en años anteriores. Además se realizaron muestreos intensivos de agua y sedimentos para poder determinar la calidad ambiental de la RH 13 y se generaron una serie de capas geográficas de utilidad para la zonificación y el manejo de la pesquería u otro tipo de trabajos ambientales. Se presentan los resultados de los cuatro subprogramas que se consideraron en esta oportunidad: a) El SIP, sistema de información pesquera semiautónomo llevado a cabo por los guías de los establecimientos turísticos, b) el SIB, sistema de información biológica basado en muestreos biológicos convencionales, c) el SIA, sistema de información ambiental encargado de la toma de datos de calidad de agua y sedimentos y d) el SIG, sistema de información geográfica encargado del relevamiento, edición y creación de las capas geográficas. Complementando esto se sentó las bases de una Mesa de Diálogo para el manejo del recurso. Los resultados sugieren que la calidad de la pesquería del río Gallegos/Penitente puede ser considerada de clase mundial y presenta síntomas de estabilidad, no obstante lo cual debería atenderse a los factores de mortalidad que operan sobre la calidad pesquera medida como ICP (indicadores de calidad pesquera). Por su parte la calidad ambiental puede ser considerada buena para casi todas las variables analizadas aunque se discuten en detalle sus vulnerabilidades. Se analizan en profundidad la totalidad de los datos recabados y sus implicaciones para las siguientes etapas del estudio. Se ponen a consideración los pasos a seguir.*

## 2. AGRADECIMIENTOS

*Escribir reconocimientos siempre genera la incomodidad del olvido involuntario, así que pidiendo disculpas por los mismos los autores quieren expresar su agradecimiento a las siguientes personas, instituciones y empresas por sus contribuciones que han permitido la realización de esta obra:*

*Deseamos agradecer a las siguientes personas e instituciones sin cuya desinteresada colaboración hubiese resultado difícil, si no imposible, lograr la detallada compilación de recursos geográficos del territorio del río Gallegos contenida en el SIG v1.0.2018: a Pablo Calviño, Mabel Rauque Coyopae, Carla G. Quevedo, Karina Di Santo, Melisa Giménez y Leandro Caparrós, integrantes del Sistema de Información Territorial oficial de la provincia de Santa Cruz (SIT SantaCruz) entre 2007 y 2014; a Liliana Weisert, Julio Benedetti y Horacio Castellaro del Instituto Geográfico Nacional (IGN); a Pedro Tiberi de la Secretaría de Estado de Minería de Santa Cruz; a Lorena Martínez (Dirección de Recursos Naturales), Marta Mayorga y Débora Zerpa (Dirección Provincial de Recursos Hídricos) del Consejo Agrario Provincial; a Fernando Castro, consultor del Consejo Federal de Inversiones (CFI); a Pablo Goldberg, consultor independiente en temas hidrocarburíferos en SAPIENTIA OIL; a Juan Pablo Leiva, del área ambiental de la empresa Patagonia Gold; a Pablo Rial, Ramiro Mata, Leandro Roncoroni y Tamara Trevotich, consultores del CFI entre los años 2012 y 2013; a Leandro Almonacid, becario doctoral del Convenio INTA Regional Patagonia Sur – Municipalidad de Río Gallegos; a Pablo Peri y Sebastián Ormaechea, de la EEA Santa Cruz de INTA; a Mariano Bertinat, Secretaría de Estado de Ambiente; a Javier Mansilla, Área Ambiental de la empresa Yacimientos Carboníferos Río Turbio (YCRT); y finalmente a Valeria Serantes e Ivone Mansilla, de la Unidad de Vinculación Tecnológica de la Universidad Nacional de la Patagonia Austral (UNPA).*

*Expresamos nuestro agradecimiento a las siguientes personas, instituciones y empresas por sus desinteresadas contribuciones en diferentes etapas del proyecto, que han permitido su realización. A Liliana Coggiola, Jefa del Laboratorio Regional de Investigación Forense y Ricardo Fernández Vincent del Departamento Tesorería, ambos dependientes del Tribunal Superior de Justicia de Santa Cruz; a Stephen Gallie y Gastón Pejkoivic, propietario y administrador respectivamente del Establecimiento Agropecuario (Ea.) Morro Chico; a Víctor González y Martín Caamaño, jefe de obra y capataz, respectivamente, del Ea Morro Chico; a Antonio Correa y José Caram, capataz y administrador respectivamente del Ea. La Carlota; a Juan Manuel Biott, Claudio Martín, Alejo Rotondo y Diego Coscia de Tres Amigos Outfitters Lodge, en Ea. Las Buitreras y Ea Paso del Medio; a Javier Mansilla, Jefe de Departamento de Medio Ambiente de la empresa YCRT; a Carlos Noya, propietario del Ea. Paso del Medio; a Tomás Ibáñez, administrador del Ea. Glencross; a Bryan Halvorsen, propietario del Ea La Sofía y Ea. Bella Vista, y Javier Vera, administrador en esta última; a Diego Bernard, propietario del Ea. Los Chorrillos y Ea. Rincón de los Morros; a Alejandro Vianello, del Laboratorio ACON en la ciudad de Río Gallegos; a Walter Luque, administrador del Puesto Santo Domingo del Ea. Santa Ana; a Pablo Godoy, Director General de Desarrollo Sustentable de la Secretaría de Estado de Ambiente; a la familia Perez Compagn,*

*propietaria de los Ea. Santa Ana, Santo Domingo y Fermina; a Esteban Huechumil y Juan Esteban, del Ea. Santa Ana; a Héctor Sánchez, capataz del Ea. Rincón de los Morros; a Valeria Serantes e Ivone Mansilla, de la Unidad de Vinculación Tecnológica (UVT) de la Universidad Nacional de la Patagonia Austral (UNPA); a Luciano Godoy, capataz del Ea. Los Chorrillos; y a Diego Peralta, administrador de Rincón Patagonia Fly Fishing Lodge; a Ramiro Mayo y Fabián Ibáñez, propietario y capataz respectivamente del Ea. Ojo de Agua; a Rodolfo Christiansen de la AER Río Turbio (INTA); a Francisco Milicevic, Emilio Rivera y María Sturzenbaum de la AER Río Gallegos (INTA); a Jorge García, propietario del Ea. Don Braulio; a Ariel Hamilton y Rodolfo Álvarez Bento, propietario y administrador respectivamente del Ea. Pali Aike; a Eric Heesch, propietario del Ea. Bella Vista; a Miguel O'Byrne de FIAS (Federación de Instituciones Rurales de Santa Cruz); a Santiago Fernández, propietario de los Ea. Cancha Carrera y Tres Marías; a Fernando Ajís, responsable del Ea. Cruz del Sur; a Roberto Trevisan, propietario del Ea. Santa Bárbara; a Fabián Gaitán y Juan Ruiz, de la Delegación del CAP Río Turbio, a cargo de la Reserva Provincial Punta Gruesa.*

*Los trabajos involucrados en la etapa de campo durante el invierno–primavera de 2017 contaron con el valioso financiamiento parcial de la Empresa YCRT y el cofinanciamiento del PRET Zona Sur (Proyecto Regional con Enfoque Territorial) de INTA EEA Santa Cruz, así como con el aporte de instrumentos del Laboratorio de Recursos Naturales de la Unidad Académica Río Gallegos (UNPA) y de la Dirección Provincial de Recursos Hídricos (dependiente del Consejo Agrario Provincial). También han resultado de valioso aporte las gestiones de la Secretaria de Estado de Ambiente de la provincia de Santa Cruz, a través de Mariano Bertinat, durante la búsqueda y acceso al financiamiento necesario así como en el establecimiento de lazos de cooperación entre diversas instituciones participantes del proyecto, como así también con el aporte de vehículos, logística, recursos humanos y económicos durante todo el ciclo del vida del proyecto.*

*Los trabajos involucrados en la etapa de campo de primavera–verano de 2018 del proyecto contaron con el financiamiento del Consejo Federal de Inversiones (CFI) y el cofinanciamiento de la Empresa YCRT, así como con aportes del PRET Zona Sur (Proyecto Regional con Enfoque Territorial) de INTA EEA Santa Cruz. También así conto con la administración financiera de la Unidad de Vinculación Tecnológica (UVT) de la UNPA. En todas las etapas de formulación y gerenciamiento del financiamiento del CFI han resultado fundamentales las intervenciones y aportes de Paula Astiz, Rubén D'Assaro y Mónica Yanina Barragué (CFI), Leonardo Darío Álvarez (Ministerio de la Producción, Comercio e Industria de Santa Cruz), Andrés La Blunda y Darío Maturana (Casa de Santa Cruz en Ciudad de Buenos Aires) y Mariano Bertinat (Secretaria de Estado de Ambiente de Santa Cruz). A todos ellos un especial agradecimiento.*

*Los diversos análisis físicos y químicos en laboratorio fueron realizados por profesionales del Laboratorio Regional de Investigación Forense dependiente del Tribunal Superior de Justicia de Santa Cruz y el Laboratorio ACON, ambos con sede en la ciudad de Río Gallegos (Santa Cruz). Un especial agradecimiento a Liliana Coggiola.*

*Finalmente, también expresamos nuestro agradecimiento por las valiosas contribuciones durante las etapas de campo (y en algunos casos por todos estos años). A Pablo Godoy, Director General de Desarrollo Sustentable de la Secretaría de Estado de Ambiente en Provincia de Santa Cruz. A Liliana Coggiola, Responsable del Laboratorio Regional de Investigación Forense, y Ricardo Fernández Vincent, del Departamento Tesorería, dependientes del Tribunal Superior de Justicia de Santa Cruz. A los guías de pesca Diego Coscia, Diego Peralta, Hernán García Garona, Federico Quinteros, Steffan Franzmann, Luciano Arata y Joaquín Arias por todo el trabajo que se toman por los estudios desde hace años. A Carlos Trejo (y familia) y Carlos Nieto por lo mismo. A Héctor Acuña, un amigo y el que empezó durante su gestión con todo esto. A Carlos Maturana, Director de Pesca Continental de la Provincia de Santa Cruz. Y a los Inspectores de Pesca de Gallegos. A Fer Marcos, Miguel Pascual y Marcela Amaya por la información aportada. A Rubén Hudson de la estación de piscicultura de Comandante Luis Piedrabuena.*

*A todo ellos mil gracias, y de quienes nos olvidamos las disculpas del caso.*



### 3. INTRODUCCIÓN

Una cuenca o región hidrográfica consiste en un sistema natural circunscripto a un área de drenaje en el que todas las aguas que lo atraviesan son recogidas por un colector común (Dourojeanni, 1994; Brooks *et al.*, 2003; Bren, 2015). Constituye la unidad territorial más apropiada para la planificación, la conservación y el aprovechamiento sostenido y coordinado de los recursos hídricos considerando sus dimensiones social, productiva y natural, permitiendo la detección de las mejores oportunidades para el aprovechamiento y conservación, minimizando conflictos o impactos negativos para los recursos contenidos en la cuenca (Solanez y Villarreal, 1999; Berelson *et al.*, 2004; COHIFE, 2013). Estos conceptos pueden sintetizarse en el de “gestión integral del recurso hídrico”, un proceso complejo orientado al control del ciclo de un recurso natural cuya presencia tiende a ser en general irregular en el tiempo y en el espacio (Dourojeanni, 1994).

La cuenca hidrográfica posee un valor único como base para la coordinación de actores ligados a un recurso común, el agua, así como para evaluar los efectos que tienen sobre este recurso las medidas de gestión ambiental, el acceso y aprovechamiento por parte de interesados que, dentro de sus límites, poseen fuertes interdependencias y relaciones (Dourojeanni, 1994). La conceptualización geográfica y territorial de la cuenca hace centro en el recurso agua, el más importante para la sustentación de todo aspecto de la vida y, de tal forma, presenta una relevancia determinante en la conformación de los paisajes, los ambientes, sus componentes e interacciones, el desarrollo de las actividades humanas y su supervivencia (Dourojeanni *et al.*, 2002; SUBDERE-CEPAL, 2013). El análisis regional basado en esta unidad espacial en el contexto del ordenamiento territorial, es de vital importancia dada la preocupación y debates públicos por los crecientes problemas ambientales, sociales y económicos, que se manifiestan en el desabastecimiento hídrico en amplias zonas del mundo, la sequías, el cambio de patrones de precipitación, la desaparición y retroceso de glaciares, la creciente competencia y conflictividad por el acceso y uso del agua, la sobreexplotación y subutilización de los recursos hídricos, y la remoción de hábitats relevantes vinculados al agua, problemas que se perciben con cada vez más regularidad (SUBDERE-CEPAL, 2013).

En éstas, sus recursos naturales y sus habitantes poseen condiciones físicas, biológicas, económicas, sociales y culturales que les confieren características peculiares, más afines que entre sí que con los propios de cuencas vecinas. Sus cursos y cuerpos de agua se constituyen en espacios de articulación y vinculación de sus habitantes debido a su dependencia común de un sistema hídrico compartido

si bien también en fuentes de potenciales de conflicto debido al impacto interno que puede ocasionar todo uso o alteración de un recurso sin conciliación de intereses entre los diferentes actores (Dourojeanni, 1994).

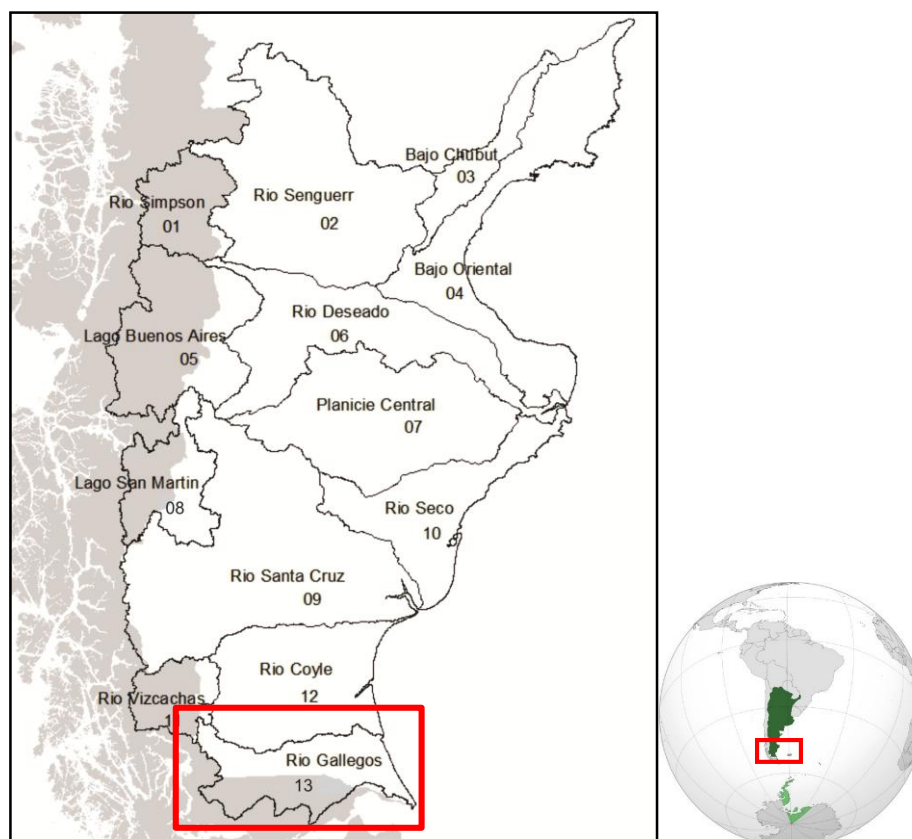
Así, la cuenca hidrográfica representa un marco práctico y objetivo apropiado para la planificación, conservación y aprovechamiento sostenido de los recursos naturales, considerando sus dimensiones social, productiva y natural. Su manejo puede definirse entonces como el conjunto de esfuerzos interinstitucionales e interdisciplinarios tendientes a la identificación y aplicación de herramientas técnicas, socioeconómicas y legales para la solución integral de los problemas derivados del uso de sus recursos naturales. El objetivo por ende es lograr un mejor desarrollo de la sociedad inserta en ellas y de su calidad de vida. En este sentido, la ordenación y el manejo integral de una cuenca hidrográfica se constituyen en valiosos instrumentos del Estado y de la Sociedad para ordenar sus actividades, conciliar intereses, conservar la biodiversidad y permitir un uso sostenible de sus recursos naturales. La cuenca hidrográfica constituye claramente entonces, la unidad básica de planeamiento orientando la ordenación y manejo integrado de sus recursos naturales.

### **3.1. Descripción de la zona de estudio**

La Región Hidrográfica del río Gallegos, denominada RH13 por Díaz y Giménez (2015), consiste en un territorio binacional con recursos hídricos compartidos (Mapa 3.1) ubicado en el extremo sur de la provincia de Santa Cruz (Argentina) y la Región de Magallanes y Antártica Chilena (Díaz y Giménez, 2015). Con una extensión total de 19.306 km<sup>2</sup>, 64% de los cuales pertenecen la República Argentina (Mapa 3.2), se ubica en el rango de las regiones medianas a pequeñas de la provincia en términos de extensión, si bien en términos de su relevancia actual y potencialidades socioeconómicas regionales, representa uno de los territorios más importantes de Santa Cruz, como así también en términos de su ocupación poblacional concentrando poco más del 40% del total (Díaz *et al.*, 2016a).

Los ambientes fluviales han sido escasamente estudiados en la región, en particular en lo concerniente a los recursos hídricos y ecosistemas asociados, y siempre a partir de trabajos específicos, acotados en tiempo y espacio, de corta duración y mayormente orientados al diagnóstico de situación con objetivos de provisión de agua para consumo poblacional, sus pesquerías (Casalnuovo *et al.*, 2014; Amaya Santi y Pascual, 2006a; 2006b; 2006c), o los impactos con relación a las actividades extractivas en su cuenca alta (Caballero, 2009a; 2009b; 2009c; Díaz *et al.*, 2016a).

La cobertura geográfica de la RH13 se extiende desde los 51°18' LS en el extremo Norte lindante con la RH del río Coyle hasta los 52°33' LS en el Sur, y desde los 72°22' LO en su extremo Oeste, lindante con la RH del río Vizcachas, hasta los 68°16' LO en su extremo Este, sobre el Mar Argentino, con un desarrollo predominantemente Oeste–Este, y de vertiente atlántica.



**Mapa 3.1. Ubicación de la Región Hidrográfica del río Gallegos (RH13).**

El sector argentino de la RH13 se desarrolla territorialmente dentro del Departamento Güer Aike, al sur de la provincia de Santa Cruz, involucrando cuatro Comunas en el sector chileno entre las cuales San Gregorio y Laguna Blanca en la Región de Magallanes y Antártica Chilena poseen la mayor representatividad en la RH (Tabla 3.1; Mapa 3.2).

TABLA 3.1. Extensiones administrativas de la Región Hidrográfica del río Gallegos.

PROVINCIA / REGIÓN	DEPARTAMENTO / COMUNA	SUP.TOT (km <sup>2</sup> ) <sup>a</sup>	REPRESENT <sup>b</sup>
Santa Cruz (Arg.)	Güer Aike	12.338,0 (63,9%)	36,5%
Magallanes (Chi.)	San Gregorio	3.736,0 (19,4%)	55,4%
	Laguna Blanca	1.829,1 (9,5%)	52,5%
Última Esperanza (Chi.)	Natales	1.401,9 (7,3%)	3,0%
	Torres del Paine	1,0 (0,0%)	0,0%

Dónde: <sup>a</sup> Extensión total en km<sup>2</sup> en el Departamento o Comuna y porcentaje respecto a la superficie total de la RH13, determinado sobre SIG del Banco de Datos Hidrometeorológico (Díaz *et al.*, 2016b) en proyección WGS84 PosGAR2007; <sup>b</sup> Representatividad del territorio de la RH13 en relación con la superficie de cada unidad administrativa, Departamento (Arg.) o Comuna (Chi.).



Mapa 3.2. División política y administrativa de la región de interés (RH13).

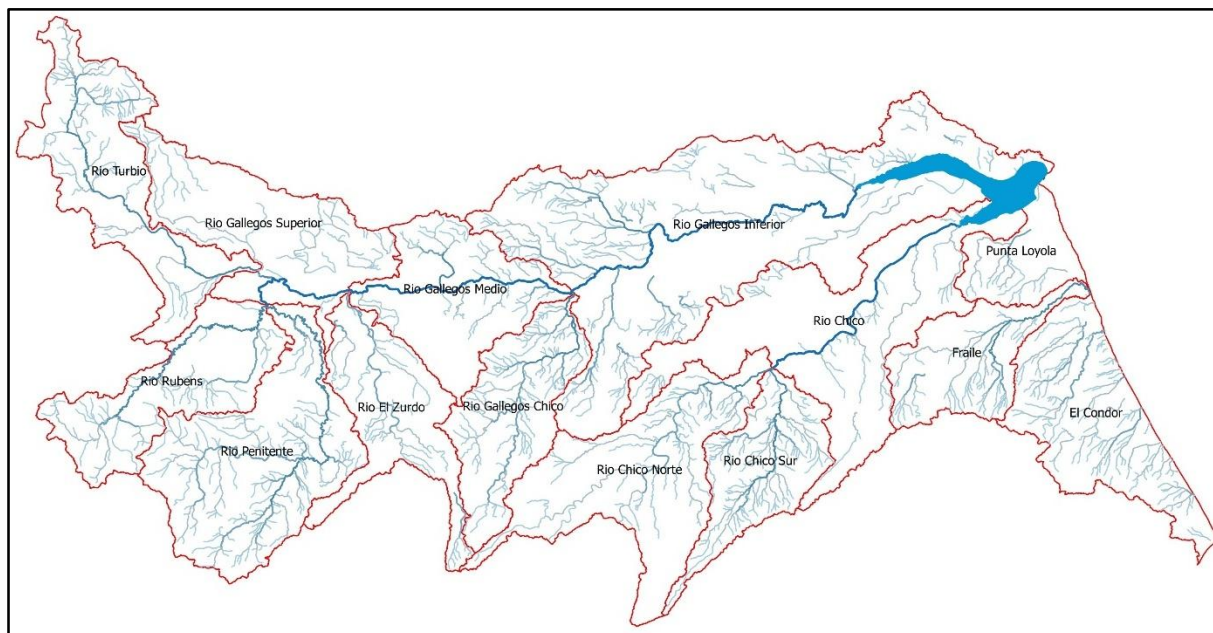
La RH13 se compone de 14 cuencas con una superficie media de 1.379 km<sup>2</sup> (Tabla 3.2), cinco de las cuales representan la proporción alta de la región, en la zona de recarga del sistema hidrográfico: (a) Río Turbio, (b) Río Gallegos Superior, (c) Río Rubens, (d) Río Penitente, y (e) El Zurdo, (Mapa 3.3).

**TABLA 3.2. Zonificación y codificación propuestos para la región del río Gallegos (extraído de Díaz y Giménez, 2015).**

IDENTIFICADOR	NIVEL	NUMERO DE UH <sup>a</sup>	TAMAÑO <sup>b</sup> km <sup>2</sup> (rango) <sup>c</sup>
Región hidrográfica (RH)	N1	1	19.306 (nd)
Subregión hidrográfica (SH)	N2	3	6.436 (9.901)
Cuenca (CC)	N3	14	1.379 (3.489)
Subcuenca (SC)	N4	51	379 (886)

<sup>a</sup> Unidades hidrográficas; <sup>b</sup> Tamaño medio de las unidades hidrográficas logradas en el nivel; <sup>c</sup> Rango de tamaños entre unidades extremas, expresado en km<sup>2</sup>, para el nivel. Nd= sin dato.

La RH13 se ubica en la porción continental más austral de la Argentina, siendo el Gallegos último río patagónico que atraviesa el territorio nacional de Oeste a Este. La cartografía oficial de la República Argentina (IGM, 1947) reconoce su nacimiento geográfico en la confluencia de los ríos Penitente y Rubens, en el paraje Puente Blanco. Desde este punto geográfico y hasta pocos km aguas abajo del paraje Palermo Aike, antes de la zona de influencia de mareas, el río tiene una longitud total (determinada sobre su eje medio) de 280,4 km alcanzando un número de orden Horton–Strahler de 5 (Díaz *et al.*, 2015). No se dispone al momento de estudios que permitan establecer límites confiables entre río y estuario, no obstante lo cual en este paraje aguas abajo del río se encuentran estimativamente situaciones que cumplen con las definiciones aceptadas actualmente para lo que es cada elemento geográfico (Elliott & McLusky, 2002; Valle-Levinson, 2010).



**Mapa 3.3. Zonificación y nomenclatura propuesta de Cuencas Hidrográficas (N3) en la RH13 según propuesta de Díaz y Giménez (2015). La intensidad de color en la red hidrográfica denota número de orden de cursos principales según Díaz *et al.* (2015) a partir del método Horton–Strahler (Horton, 1945; Strahler, 1957)**

Su curso principal se encuentra por completo dentro de la Subregión Hidrográfica homónima (nivel 2) y cuya extensión total es de 12.397,6 km<sup>2</sup> (Díaz y Giménez, 2015). En este punto el módulo anual medio del río es de 32,2 m<sup>3</sup>/s, con valores extremos medios documentados, en la serie de registros disponible (1993-2014), que oscilan entre los 22,4 m<sup>3</sup>/s y 47,5 m<sup>3</sup>/s (Díaz *et al.*, 2016a). En términos de volumen anual escurrido (medido en la sección Puente Blanco), el río Penitente produce un 46% de su caudal medio (460,4 Hm<sup>3</sup>) y el Rubens el restante 54% (555,0 Hm<sup>3</sup>), representando ambos un estimado de poco más del 80% de las aguas de superficie anuales producidas en la región hidrográfica. Tomando como referencia las series de caudales disponibles en la sección Palermo Aike (tramo final del río Gallegos) el sistema hidrográfico eroga anualmente unos 1.229,9 Hm<sup>3</sup> lo que posiciona a esta región como la tercera productora de aguas superficiales de vertiente atlántica en la provincia luego de los ríos Santa Cruz y Chico (central), cuyo derrame promedio anual conjunto alcanza los 25.200 Hm<sup>3</sup> (Oliva *et al.*, 2017).

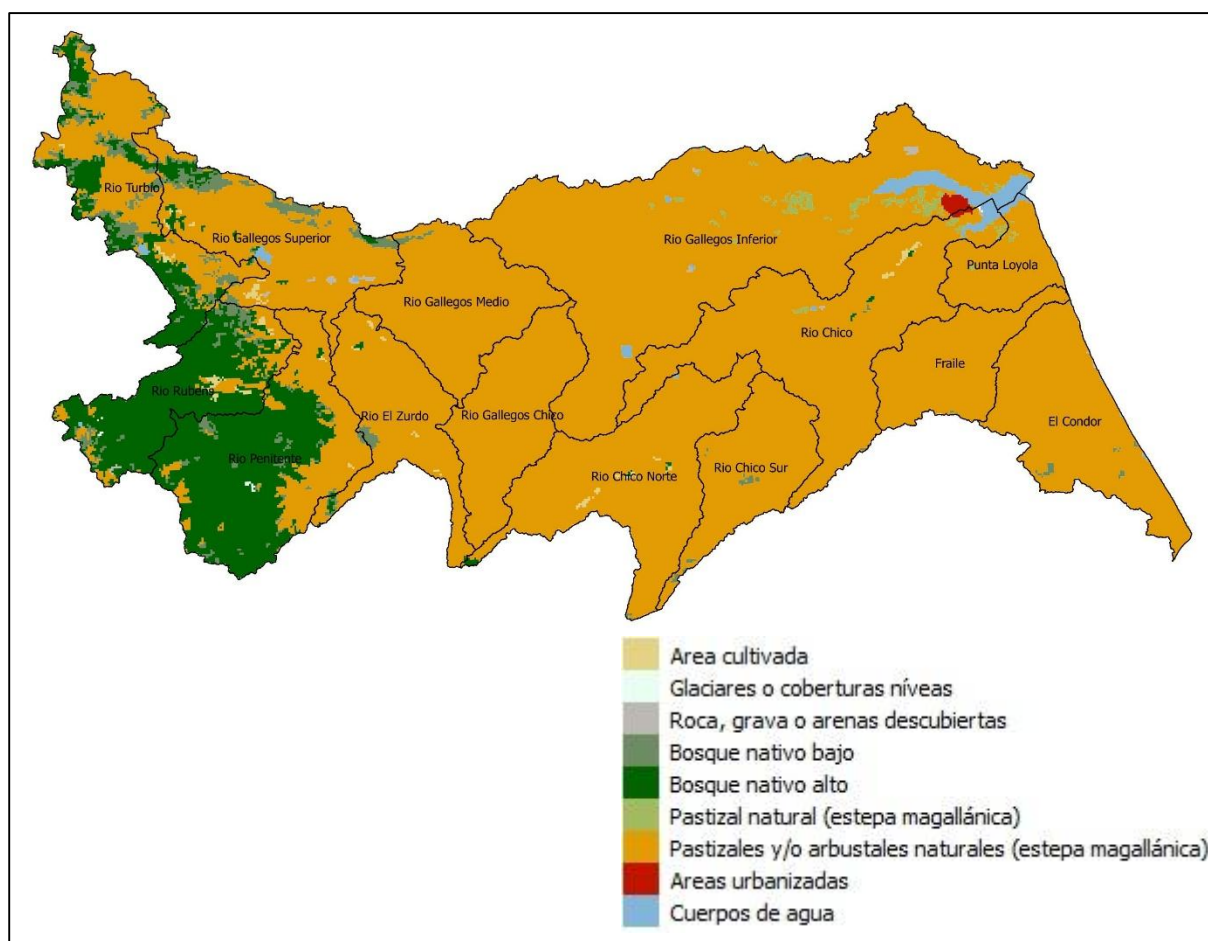
El río Gallegos tiene en un régimen fluvial de tipo pluvionival con un pico de hidrograma histórico estacional entre los meses de setiembre y octubre, si bien en años recientes ha comenzado a adelantarse hacia finales de agosto y comienzo de septiembre coincidiendo con las últimas semanas del invierno. Los menores caudales estacionales ocurren hacia mediados del verano si bien la variabilidad interanual es importante y las fechas específicas suelen presentar corrimientos. Esta variabilidad puede resultar tan grande como para provocar rangos de caudales medios estacionales de 15,3 m<sup>3</sup>/s (verano) a 45,1 m<sup>3</sup>/s (invierno), (promedio documentado de la serie histórica 1993 – 2014), y hasta extremos documentados de 5,3 m<sup>3</sup>/s (febrero de 2002) y hasta 184,9 m<sup>3</sup>/s (octubre de 2005), (Díaz *et al.*, 2016a). A lo largo de su recorrido hasta su desembocadura en el estuario homónimo, el río Gallegos recibe unos pocos tributarios de alguna significación tanto en términos de caudales como de propiedades físicas y químicas, como el Turbio, El Zurdo, Gallegos Chico y, estacionalmente, el arroyo Roble (Tabla 3.3.). Desafortunadamente se carece de registros continuos en ninguno de éstos como para aproximar los comportamientos medios mensuales, estacionales y anuales. Incluso, los escasos registros dispersos disponibles de aforos realizados tampoco permiten dimensionar las producciones extremas regulares de caudales que suelen ser frecuentes en cursos como el Primavera y el Turbio en la región alta del sistema, superando por mucho los registros medios disponibles.

**TABLA 3.3. Antecedentes dispersos de caudales (Q) puntuales estudiados en diversos tributarios menores del río Gallegos, procedente de diversas fuentes (FUENTE) y responsables del dato generado (RESP), (adaptado de Díaz *et al.*, 2016a).**

RIO	SECCION	RESP	DURACION	Q m³/s	FUENTE
Turbio	Turbio medio	UNPA/INTA	2012-2015	1,7	INTA
	Ant. Radio Nacional	AyEE	1975-1978	3,1	UNLP
	YCF	AyEE	1953-1961	sd	UNLP
	Rospentek	SMN	1947-1954	4,5	UNLP
	Confluencia	PASMA II	1998	0,8-1,6	PASMA
Gallegos Chico	Bellavista	UNPA/INTA	2012-2015	0,7	INTA
	Bellavista	SMN	1947-1954	sd	UNLP
		SPSE/UNLP	1993-1998	2,0	UNLP
Primavera	Camping	UNPA/INTA	2011-2015	2,8	INTA
El Zurdo	Puente RN40	UNPA/INTA	2012-2015	0,2-0,8	INTA

No se dispone en la actualidad de cartografía unificada de los diferentes ambientes naturales, paisajes y dominios fisionómicos que componen la región binacional de la RH13. Una interpretación preliminar de los trabajos desarrolladas por Blanco *et al.* (2013), complementado con descripciones de Oliva *et al.* (2001) y Peri y Ormaechea (2013) para el sector argentino así como de Gajardo (1995) y CONAF (1999; 2006) para el sector chileno permite establecer la distribución de las coberturas más importantes en ésta. Los ambientes predominantes son las estepas húmedas y secas (aproximadamente un 82,7% del territorio) que cubre en el centro y oriente de la RH13, seguido por los bosques nativos de lenga y ñire en la porción cordillerana del oeste (aproximadamente un 15,0%), (Mapa 3.4). La menor proporción de coberturas corresponde a áreas urbanizadas, cuerpos y cursos de agua y otros espacios con roca, arenas o gravas expuestas (2,3%). La región es una de las pocas dentro del territorio provincial con desarrollo sobre cordillera que no presenta áreas englasadas (IANIGLA – CONICET, 2017).





Mapa 3.4. Uso y cobertura de suelo en las diferentes cuencas componentes de la RH13. Adaptado de Blanco *et al.* (2013).

### 3.2. Los peces de la RH 13

En los ambientes de la RH 13 se encuentran establecidas poblaciones autosostenidas de las tres principales especies de salmónidos que habitan la provincia, la trucha marrón (*Salmo trutta*), la trucha arco iris (*Oncorhynchus mykiss*) y la trucha de arroyo (*Salvelinus fontinalis*), ocurriendo además regulares ingresiones al sistema en su porción inferior del róbalo (*Eleginops maclovinus*). Otras especies de presencia probable o confirmada en el río son la peladilla (*Aplochiton spp*), el puyen grande (*Galaxias platei*), el puyen chico (*G. maculatus*), la lamprea (*Geotria australis*), la perca o trucha criolla (*Percichthys trucha*), los pejerreyes (*Odonthestes smitti* y *Austroatherium nigricans*), la palometa moteada (*Stromateus brasiliensis*), el salmón chinook (*Oncorhynchus tshawytscha*), y el tiburón espinoso (*Squalus acanthias*), entre otras. En este apartado se describen brevemente las especies de peces de mayor importancia. Se consideran las que



presentan poblaciones autosostenidas y se excluyen las de presencia dudosa o muy restringida.

**3.2.1. Puyen Chico.** El puyen chico, (Figura 3.1) es una especie nativa de la fauna íctica de agua dulce de Sudamérica, donde se distribuye desde los 32° LS en Chile y 39° LS en Argentina hasta Tierra del Fuego (Campos, 1970; Cussac *et al.*, 2004). Es un pez pequeño que crece hasta aproximadamente 12 cm de longitud total y puede alcanzar 10 g de peso, aunque los ejemplares más comunes pesan entre 2 y 4 g. No tiene escamas, al igual que el resto de las especies de la familia a la que pertenece (*Galaxiidae*). Su cuerpo es estilizado, su tronco redondeado y muestra en el lomo un característico patrón de manchas, como el que se observa en la Figura 3.1.



**Figura 3.1. Puyen chico adulto (superior) y juvenil “cristalino” (inferior.). Las fotos no están a escala. Fotos D. Aureliano (CADIC-CONICET).**

Presenta poblaciones dulceacuícolas y poblaciones diádromas. Viven entre dos y tres años y maduran sexualmente al cumplir su primer año de vida. En Sudamérica la temporada reproductiva se extiende por aproximadamente 4-5 meses desde fines de primavera. En las poblaciones diádromas las hembras desovan en sitios cercanos a la desembocadura de los ríos entre la vegetación terrestre que queda cubierta de agua solo durante las mareas de sicigia (Boy *et al.*, 2007).

Los huevos se desarrollan fuera del agua protegidos por la vegetación hasta la próxima marea extraordinaria (generalmente un mes después) cuando son cubiertos nuevamente por el agua. En ese momento eclosionan las larvas que son transportadas por la corriente al mar donde permanecen varios meses

alimentándose, y creciendo como parte del plancton. Luego regresan al río como juveniles llamados “cristalinos” (Figura 3.1). Las poblaciones dulceacuícolas que habitan lagos de Patagonia continental desovan en la zona litoral (Barriga *et al.*, 2002). Embriones y larvas viven en aguas abiertas donde abunda el fitoplancton durante el verano y otoño hasta convertirse en juveniles y luego migran hacia zonas más profundas. El puyen se alimenta de una variedad de invertebrados, entre los que se encuentran adultos y larvas de un tipo de mosquito (Quironómidos), de insectos con larvas de desarrollo acuático (Tricópteros) y crustáceos acuáticos (Anfípodos).

**3.2.2. Puyen Grande.** Es un pez que puede alcanzar el kilogramo de peso y superar los 35 cm de largo. Carece de escamas, como todos los galáxidos y presenta una sola aleta dorsal ubicada en la parte posterior del dorso enfrentada a la aleta anal. La coloración es oscura verdosa con el vientre color crema aunque varía según el ambiente (Figura 3.2). Habita ríos, arroyos, lagos de cordillera y lagunas muy ricas en nutrientes de estepa desde el río Colorado hasta Tierra del Fuego. Se considera que realiza un desove anual en los meses de verano y principios de otoño. Las larvas viven en aguas abiertas y los juveniles habitan zonas costeras, nadando en cardúmenes aunque a medida que crecen se hacen de hábitos bentónicos y solitarios, permaneciendo ocultos entre rocas o troncos sumergidos. Los adultos viven cerca del fondo, pudiendo habitar a grandes profundidades en lagos. Poseen diversas adaptaciones para vivir en zonas profundas, como modificaciones en la retina y presencia de línea lateral cefálica que le permiten orientarse y buscar alimento con poca luz, protección de agallas contra la abrasión dada presencia de sedimentos que pueden dañarlas y resistencia a bajos niveles de oxígeno (Dyer, 2000). Es una especie carnívora que consume organismos del fondo tales como anfípodos e insectos acuáticos (Ruiz y Marchant, 2004). En ambientes sin salmónidos es predominantemente ictiófaga y caníbal, alcanzando altos niveles tróficos (Belk *et al.*, 2014).



Figura 3.2. Puyen Grande adulto. Foto L. Buria (APN).

**3.2.3. Perca.** La perca, también llamada trucha criolla, es un pez de cabeza voluminosa con un cuerpo corto y robusto. Tiene escamas grandes y espinas punzantes en opérculos y aletas. Su boca es relativamente grande y protráctil. Es una especie endémica de Chile y Argentina. La coloración varía con el hábitat, pudiendo ser el cuerpo gris, verdoso, naranja o amarillento, mientras la región ventral del cuerpo puede ser blanca, amarilla o naranja con numerosas motas negras en la cabeza, cuerpo y aletas (Figura 3). Los hábitats característicos de esta especie son los lagos o zonas bajas de los ríos (Campos, 1985), distribuyéndose cerca de fondos pedregosos sin mucho fango y en las cercanías de las corrientes, prefiriendo aguas relativamente lentas y remansos. Son animales predominantemente ictiófagos, aunque tienen una dieta amplia que incluye insectos y crustáceos, no desdeñando presas terrestres si están a su alcance. Se reproducen en primavera en los lagos y ríos. Si bien se consideraba que existían varias especies, los últimos datos moleculares dan cuenta de una sola con una importante variación fenotípica (Ruzzante *et al.*, 2006; 2011). Alcanza tallas mayores a 50 cm y posee valor deportivo, muchas veces subestimado por los pescadores de salmónidos.



Figura 3.3. Perca adulta. Foto M. Casalnuovo.

**3.2.4. Lamprea.** Las lampreas (Figura 3.4) son vertebrados marinos que carecen de mandíbulas, opérculos, hendiduras branquiales y aletas pares. El cuerpo carece además de escamas y es cilíndrico, pudiendo en el adulto superar los 50 cm de longitud. Tienen aletas dorsales y/o aleta caudal. Presentan una única abertura nasal mediana y siete pares de orificios branquiales. Poseen boca redondeada que forma un disco succionador con dientes o placas córneas con los que se fija al hospedador del que obtendrá restos de tejidos y sangre, ya que son parásitos de otros peces marinos. Las lampreas migran a ambientes continentales a desovar donde mueren luego de reproducirse. Los juveniles viven de 2 a 5 años en el agua dulce y se



alimentan de organismos unicelulares, algas y detritos. Luego se convierten en adultos y migran al mar, donde continúa su crecimiento por algunos años más hasta la madurez reproductiva. Son organismos considerados erróneamente nocivos por los pescadores deportivos y por ende suelen ser muertos por los mismos. Sus nidos son frecuentemente confundidos con los de salmónidos a pesar de usar muchas veces sustratos diferentes (Casalnuovo *et al.*, 2014).



Figura 3.4. Lamprea. Foto J. Biott.

**3.2.5. Trucha marrón.** La trucha marrón (Figura 3.5) es originaria de Europa y de las áreas costeras mediterráneas del norte de África y oeste de Asia (Del Valle y Núñez, 1990). Su coloración es muy variable, si bien la mayoría de los ejemplares presentan el dorso marrón-amarillento, con flancos plateados y vientre amarillo. Sus pintas son negras y rojizas, predominando las primeras. Su aleta caudal no presenta por lo general manchas en grandes cantidades. Esta coloración cambia notoriamente en ejemplares provenientes de lagos o del mar, donde el cuerpo se torna plateado, manteniendo escasas pintas negras en forma de “X”, aunque esa coloración cambia al parecer con el tiempo de residencia en agua dulce, en ocasión de remotes reproductivos (Figura 3.6).



**Figura 3.5. Trucha marrón residente mostrando su coloración de freza. Foto M. Casalnuovo.**

Los ejemplares maduran sexualmente entre el primer y octavo año de edad, aunque la mayoría lo hace entre el tercero y el quinto (McFadden *et al.*, 1965; Moyle, 1976). Son las truchas más longevas (Wergzyn y Ortubay, 1991) y que alcanzan los tamaños más importantes en nuestro país. A nivel mundial se han reportado ejemplares de hasta trece años en residentes y hasta dieciocho en anádromas (Raleigh *et al.*, 1986). En Argentina su distribución abarca la Patagonia, Centro y Cuyo. El ejemplar más grande pescado en nuestro país pesó 16,3 kg, proveniente del Lago Nahuel Huapi, en San Carlos de Bariloche (Río Negro), aunque existen capturas mayores no oficializadas en el Río Grande de Tierra del Fuego. En éste y otros ríos de vertiente atlántica de las provincias de Santa Cruz y Tierra del Fuego existen poblaciones anádromas, así como también son capturados en ríos de vertiente pacífica como los de Isla Riesco, frente a la ciudad de Punta Arenas, en Chile. La anadromía implica que los peces presentan una fase de alimentación marina y una de reproducción en agua dulce y se relaciona con la baja productividad de los ambientes fluviales, por ello se encuentra relacionada con las latitudes altas. Para acceder al mar por primera vez, los individuos juveniles deben sufrir previamente un proceso llamado *esmolтификаción* que les permite osmoregular, bajando luego a alimentarse en primavera para volver a pasar el invierno en agua dulce. Esta migración se repite año a año, ya de adultos con fines reproductivos. La esmolтификаción ocurre entre el primer y quinto año de nacidos. Es una especie de reproducción invernal, que desova típicamente en arroyos, entre junio y septiembre. Su alimentación se compone básicamente de insectos, moluscos y crustáceos en los primeros años de vida, volviéndose piscívoras a medida que crecen. Tampoco desdeñan pequeñas aves y hasta roedores.



**Figura 3.6. Truchas marrones anádromas capturadas en el Río Ewan Sur. Obsérvese el dimorfismo entre el macho (superior) y la hembra. Foto M. Casalnuovo.**

**3.2.6. Trucha arco iris.** La trucha arco iris (Figura 3.7) es originaria de la costa Oeste de América del Norte. Como la anterior especie, su distribución actual es prácticamente cosmopolita (del Valle y Núñez, 1990). De dorso verdoso oscuro y flancos y vientre plateados, presenta un moteado negro que cubre la casi totalidad del cuerpo, incluyendo las aletas y una banda iridiscente rosada recorriendo los flancos, la que se acentúa en la época reproductiva, sobre todo en los machos. Los pesos máximos registrados en el país sobrepasan los 11 kg, sin embargo una variedad anádroma de esta especie presente en Norteamérica (la *steelhead* o cabeza de acero) puede alcanzar pesos superiores en virtud de sus incursiones alimenticias al mar. En Argentina se ha detectado un comportamiento anádromo en individuos capturados en el río Santa Cruz (Pascual *et al.*, 2001) (Figura 3.8), y se sospecha la anadromía en ejemplares de Tierra del Fuego (Casalnuovo, inédito). Como sucede con la trucha marrón, tanto los ejemplares provenientes de lagos como del mar, presentan una coloración predominantemente negro-azulada para el dorso y plateado para el resto del cuerpo. Es la especie que tiene el mayor rango de tolerancia a las condiciones ambientales, y una de las más domesticables, por lo cual tiene una amplia distribución en el país. Es de reproducción tardía, en general entre septiembre y diciembre, según los ambientes. Su alimentación se compone principalmente de insectos, moluscos, crustáceos y peces.





Figura 3.7. Trucha arco iris. Foto M. Casalnuovo.



Figura 3.8. Trucha arco iris anádroma. Foto M. Casalnuovo.

**3.2.7. Trucha de arroyo.** La trucha de arroyo, (Figura 3.9) es una especie endémica del Noroeste de América del Norte (Wergzyn y Ortubay, 1991). Como muchos salmónidos, ha sido introducida en muchos ambientes a lo largo del mundo, si bien no alcanza los rangos de distribución de las especies citadas anteriormente. En Argentina, su dispersión es menor que la de las otras dos especies nombradas, aunque se la encuentra en toda la Patagonia, e incluso fuera de ella, como en la Pampa de Achala, en la provincia de Córdoba. El dorso de los ejemplares es oscuro, generalmente marrón hasta llegar en algunos ejemplares al negro, con marcas vermiculadas. Los flancos presentan manchas rojas, blancas y amarillas con el vientre escarlata subido, al igual que las aletas, las que típicamente tienen un borde de color blanco que las hace inconfundibles. Por el color de su carne, de un anaranjado subido, es conocida también como salmonada. Es la especie que

alcanza menores pesos y registros de longevidad. Se reproduce tempranamente, a fines de mayo o junio. Se alimenta básicamente de insectos, crustáceos y peces.



Figura 3.9. Trucha de arroyo. Foto M. Casalnuovo.

**3.2.8. Róbalo.** El róbalo (Figura 3.10) es una especie marina de la familia *Nototheniidae* que se distribuye por el cono sur americano hasta Valparaíso, en Chile, y cercanías del Golfo San Matías, en Argentina, estando presente también en Malvinas e Isla de los Estados (Cosseau y Perrota, 1998).



Figura 3.10. Róbalo del Canal Beagle. Foto M. Casalnuovo.

Es un pez demersal, bentónico, presente siempre en aguas de poca profundidad, que llega a incursionar en ríos y estuarios. No es una especie buscada específicamente por los pescadores deportivos de salmónidos, caracterizándose en general su captura como accidental cuando se buscan truchas marrones anádromas, aunque en algunas localidades del país es buscado activamente en las zonas estuarinas. Es robusto y fusiforme, de cabeza pequeña y escamas evidentes, que presenta dos aletas dorsales, y pectorales llamativamente grandes. Su color es plateado con reflejos grises y suele alcanzar hasta 80 cm de longitud. Su dieta es



muy variada, generalmente basada en organismos bentónicos como lombrices de mar y pequeños crustáceos.

En el canal Beagle, Isla y San Román (1995) encontraron predominancia de algas y crustáceos. Se cree que se reproduce en pozas de marea entre octubre y marzo (San Román, com. pers.). En Santa Cruz esta especie constituye una fuente de recursos a nivel regional y sostiene una pesquería artesanal localizada en ciertos puntos de la costa atlántica para consumo de la zona. Su valor deportivo es generalmente ignorado o subestimado, a pesar de las tallas y la lucha que ofrece al pescador de caña.

### **3.3. Los sistemas fluviales**

Los ríos se encuentran entre los sistemas más complejos y fascinantes del planeta, y debido a que funcionan como integradores y centros de organización dentro del paisaje la relación de éstos con el medio ambiente circundante es muy estrecha (Naiman & Bilby, 1998). El rol de los ríos como proveedores de recursos naturales, tales como alimento o agua potable es conocido desde tiempos ancestrales, tal es así que muchas y variadas civilizaciones se instalaron y evolucionaron principalmente en cercanías de cursos de agua, dado su aprovechamiento como vías de transporte, de difusión de desechos, de proveedores de energía, entre otros. Lo que no es tan conocido, sin embargo, es cómo se estructuran estos ambientes como sistemas ecológicos, y esta es una de las causas de algunos de los impactos más grandes sobre los mismos. Durante milenios, las sociedades humanas han explotado las vías de agua sin conocer su funcionamiento y generando así impactos diversos, pero en la actualidad el incremento poblacional ha llevado las demandas de la sociedad sobre los ríos y arroyos a límites insospechados en la antigüedad, donde primaba (y muchas veces continua así en la actualidad) la visión errónea del “recurso inagotable”, razón por la cual el conocimiento ecológico básico de la estructura y dinámica de las aguas corrientes es esencial para generar políticas de manejo sobre ellas.

La pesca ha sido desde la antigüedad una de las principales actividades del hombre probablemente desde las primeras fases de ocupación humana (Welcomme, 1992). Si bien en sus comienzos surgió como medio para satisfacer necesidades alimentarias, en algún momento de la historia, se desarrollaron a partir de ella otras actividades, tanto comerciales como recreativas. Al presente, las poblaciones de peces tienen importancia mundial como fuente de alimentos, como actividad económica y para satisfacer diversas necesidades sociales (Arlinghaus *et al.*, 2002; Lackey, 2005). Sin embargo los peces son solo parte de las poblaciones que habitan

el sitio, que en su conjunto definen la comunidad a la que pertenecen. Una comunidad es vista generalmente como una entidad dinámica cuyos miembros varían en el espacio y el tiempo, y consiste en poblaciones de especies coadaptadas con distribución geográfica similar en la cual cada especie no necesariamente está asociada con otra u otras debido a que las poblaciones de cada una de ellas tienden a cambiar a lo largo de gradientes medioambientales (Witthaker, 1962). Como consecuencia de ello, es ciertamente difícil identificar a las comunidades como entidades definidas, y por lo tanto, el estudio de las mismas pone el énfasis actualmente en la dinámica y la organización funcional de éstas como un todo, más que la clasificación de las comunidades en entidades discretas.

Los factores que pueden influenciar a una comunidad pueden ser tanto medioambientales como sistémicos (Sousa, 1984; Schlosser, 1987; Menge & Olson, 1990; Rosenzweig, 1994). La heterogeneidad ambiental, la magnitud o frecuencia de disturbios físicos o las historias de vida de los organismos involucrados influyen la composición y la estructura comunitaria (Reeves *et al.*, 1998). Dentro de este contexto es innegable que la acción antrópica es una de las causas más comunes de cambios comunitarios. En la larga historia de la intervención humana sobre los recursos acuáticos, los efectos de la acción del hombre han sido largamente ignorados o subestimados. Como consecuencia hay pocas áreas en el mundo actual que pueden considerarse “intocadas”: Aproximadamente el 80% de los ríos de Norteamérica, Europa y la ex Unión Soviética están considerados como severamente modificados y aún en las “regiones vírgenes”, como las áreas polares, los efectos se hacen sentir por medio de fenómenos globales tales como la lluvia ácida, el efecto invernadero, la disminución de la capa de ozono o la deposición de pesticidas de persistencia ambiental, todos ellos derivados de las actividades humanas (Cowx & Welcomme, 1998). Todo lo expuesto hasta aquí pone en evidencia la complejidad y multidisciplinariedad de cualquier estudio relacionado con la dinámica comunitaria en general o de los stocks de peces en particular, sobre todo cuando éstos están asociados a un sistema de explotación de alguna de ellas, es decir una pesquería.

### **3.4. Uso y cobertura del suelo en la región**

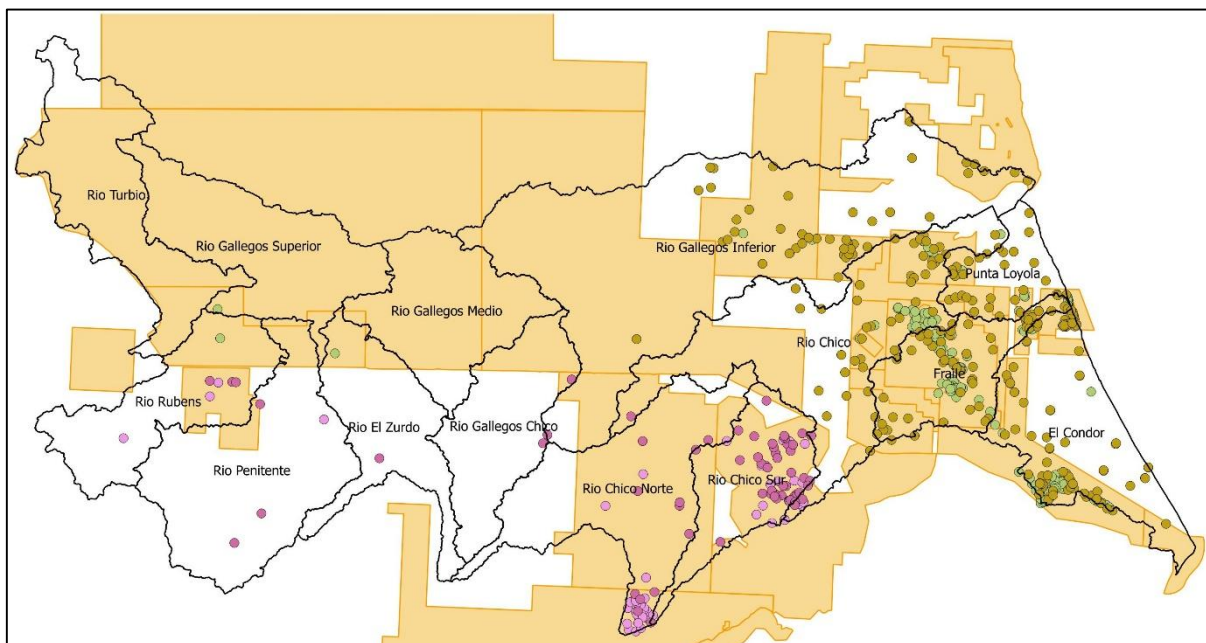
Entre los años 1843 y 1848 con las respectivas fundaciones del Fuerte Bulnes (primera fecha) y el caserío de Punta Arena (segunda fecha) comenzó el proceso de colonización de tierras en la actual región de Magallanes y Antártica Chilena, el que recién durante la década de 1870 se extendería a la región de influencia de la RH13 principalmente a partir de colonos ganaderos (Vera, 1897; Martinic, 2002). En esta década comenzó la ocupación ganadera de regiones como la del río Penitente y El

Zurdo, consolidándose entre mediados de la década de 1880 y 1890 (Municipalidad de Laguna Blanca, 2009). Entre los años 1876 y 1880 comenzó el poblamiento de la zona costera del sureste de la provincia de Santa Cruz en la zona del Cabo Vírgenes en una colonia minera (extremo sur oriental de la RH13) y desde entonces hacia comienzos de la década de 1890 ocurrió un fuerte proceso de expansión y colonización de tierras destinada a la producción ovina desde allí y hacia el oeste asegurando el casi completo poblamiento de la región antes del inicio del siglo XX (Barbería, 1996). Similar proceso ocurrió en el sector chileno consolidándose la ocupación hacia comienzos de la década de 1900 en la forma de grandes latifundios (Martinic, 2006).

En 1899 ocurrió el hallazgo de petróleo en Magallanes, cuya exploración se restringió desde entonces y hasta la década de 1950 a la Península de Brunswick, en la zona de influencia de Punta Arenas y en la Tierra del Fuego chilena (Martinic, 2005), dentro de la cuenca hidrocarburífera austral. A partir de finales de esa década se comenzó la exploración y explotación de gas y petróleo en la zona continental de Magallanes en la influencia de la RH13 y desde entonces las explotaciones se han encontrado en expansión hacia el oeste hasta la actualidad (Martinic, 2005). En el sector argentino, el desarrollo hidrocarburífero estuvo fuertemente concentrado en el norte de la provincia de Santa Cruz durante la primera mitad del siglo XX. Sin embargo hacia finales de la década de 1970 comienza la explotación de hidrocarburos en el sureste de la provincia, dentro de la RH13, a partir de descubrimientos realizados durante la década precedente y que se continúan en expansión hasta el presente (Risuelo, 2012; Cabanillas, 2013). En 1887 se descubre y describen yacimientos de carbón en la región alta de la RH13, en las nacientes del río Turbio del cual procederá décadas después el nombre de la región y la propia explotación. Ésta comenzó recién en 1943 en el sector argentino luego de explotaciones ya iniciadas muy tempranamente en la zona del Seno Skyring en Chile (Barbosa, 1988; Martinic, 2002; 2004).

En la actualidad los usos más importantes del suelo en la región involucran a las producciones ganaderas (fundamentalmente ovina y bovina) generalizadas en toda la RH13 si bien con diferentes proporciones relativas en las diferentes socioeconomías locales. Así por ejemplo en el centro–este de la RH13 dentro de la región de Magallanes esta actividad resulta la preponderante junto a la explotación de hidrocarburos (gas y petróleo) con una menor participación del turismo (Municipalidad de San Gregorio, 2008; Nuevo Siglo Consultores, 2015) incorporándose la explotación forestal hacia el oeste (Municipalidad de Laguna Blanca, 2009; Municipalidad de Natales *et al.*, 2015). En años recientes la explotación de hidrocarburos (gas, pero fundamentalmente petróleo) se ha

desarrollado en la región alcanzando su extremo occidental en la cuenca del río Turbio (Mapa 3.5), en la cual aún se mantiene una mínima actividad minera de carbón.



**Mapa 3.5. Concesiones de explotación de hidrocarburos y perforaciones existentes activas y no activas (petróleo y gas) en la zona de influencia de la RH13. Elaboración propia a partir de información disponible públicamente u obtenida a través de Ministerio de Energía y Minería (2018), SAPIENTIA OIL (2018) y Drilling INFO (2018).**

Con una concentración en la RH de poco más del 41% de la población de la provincia, los actuales usos del suelo permiten suponer un creciente desafío en términos de equilibrar la conservación y el aprovechamiento de sus recursos naturales asegurando calidad del medio natural y hábitat para las especies de interés. Ello justifica acabadamente la necesidad de monitorear las variables físicas, químicas y biológicas del agua y sedimentos, tal que permitan inferir cambios en las poblaciones de salmónidos y otros peces bajo estudio, predecir escenarios futuros de dinámica de sus poblaciones y, en definitiva, contribuir con información de valor para la planificación del uso más eficiente del recurso pesquero regional.

### 3.5. Los ambientes riparios

Los ambientes riparios consisten en una estrecha franja de tierra, adyacente a los cursos y cuerpos de agua e incluso humedales y esteros, caracterizadas por la presencia de comunidades de especies vegetales adaptadas a ambientes húmedos de transición entre el agua y otras tierras más elevadas y relativamente más secas (Kauffman & Krueger, 1984; Elmore & Beschta, 1987). Como sitios de transición, comparten características comunes tanto con las tierras altas como con el ambiente acuático, diferenciándose de ambos en el régimen de humedad que aunque puede llegar a un grado de saturación durante prolongados períodos del año, no suele ser permanente. Así estas tierras, sobre todo en la estepa patagónica, suelen ser las áreas más productivas de los diversos ambientes circundantes aunque representando una pequeña proporción de territorio (Svejcar, 1997; Belsky *et al.*, 1999).

Los ambientes riparios proveen de un importante número de servicios ecológicos (Elmore & Beschta, 1987; Osborne & Kovacic, 1993; Kutschker *et al.*, 2009), muy especialmente en ambientes áridos y semiáridos (Belsky *et al.*, 1999) lo que determina la importancia no solo de su apropiada conservación y protección sino también de la necesidad de priorizar su restauración en casos impactados y degradados (Fisher *et al.*, 2000a; 2000b). Resultan ambientes críticos como condicionantes de hábitats para la vida silvestre; actúan como amortiguadores en la producción de sedimentos, contaminantes y movimiento de nutrientes por lavado desde tierras altas hacia los cursos de agua y tierras bajas lo cual redundo en un filtrado que contribuye al mantenimiento de buenos indicadores de calidad en aguas de superficie, reducen los impactos de ciertos tipo de erosión como el de riberas permitiendo asegurar la estabilidad de la geomorfología de cauces y controlar la producción de sedimentos y representan una interesante oferta forrajera para el ganado doméstico en relación a los ambientes vecinos además de su proximidad al agua de bebida, entre otros (Kauffman & Krueger, 1984; Bettis & Thompson, 1985; Armour *et al.*, 1991; Svejcar 1997; Fisher *et al.*, 2000a; 2000b; Basílico *et al.*, 2015). Ambientes riparios estructural y funcionalmente bien conservados también resultan importantes reguladores de eventos hidrológicos extremos, atenuando el impacto de fuertes crecidas espontáneas así como disponibilizando caudal de base en los cauces durante la estación seca (Belsky *et al.*, 1999). En cursos de régimen permanente, los ambientes riparios proveen de importantes hábitats para peces y otros organismos acuáticos, en crecientes estacionales y torrenciales éstos permiten atenuar los picos de crecida de los hidrogramas atenuando los efectos negativos de las inundaciones y favoreciendo la recarga de acuíferos (Elmore & Beschta, 1987). Incluso contribuyen significativamente a la estética y paisajismo del ambiente, un

elemento no menos importante en regiones en las cuales el turismo representa una alternativa productiva importante.

Estos ambientes ribereños son altamente impactables por malas prácticas de uso de la tierra, degradando o haciendo desaparecer los beneficios que aportan a los ecosistemas inmediatos, como el desarrollo urbanístico sin planificación ni control, excesivas cargas de pastoreo, inapropiadas prácticas silviculturales y la sobreutilización turística, entre otros (Elmore & Beschta, 1987; Armour *et al.*, 1991, Belsky *et al.*, 1999). Estos impactos usualmente se traducen en la reducción y eventual desaparición de la cobertura vegetal, la alteración en la composición de especies vegetales, la alteración geomorfológica de cursos, el ensanchamiento de secciones fluviales, la profundización del nivel freático y la producción de sedimentos, repercutiendo negativamente no tan solo en la biodiversidad terrestre sino también en la acuática, tanto a escala local en el área de influencia directa de los impactos como a escala de cuenca (Kauffman & Krueger, 1984; Armour *et al.*, 1991; Belsky *et al.*, 1999). En particular el sobrepastoreo puede impactar decisivamente sobre la calidad del agua principalmente a partir de una sobreproducción de sedimentos que elevan la turbidez afectando negativamente la capacidad fotosintética de la vegetación acuática y la producción de alimento; también a partir de la incorporación de elementos químicos como nitrógeno y fósforo y microorganismos nuevos determinando un deterioro del hábitat para peces (Armour *et al.*, 1991; Rinne, 1999; Hawes & Smith, 2005) así como para otros usos potenciales aguas abajo de las zonas impactadas.

Los ambientes riparios pueden diferir notablemente en tamaño, composición y complejidad botánica como resultado del universo de combinaciones posibles de factores naturales asociados como la topografía, la pendiente, la exposición, el tipo de suelos, la calidad del agua, las comunidades vegetales predominantes y la evolución geomorfológica del valle, entre otros (Kauffman & Krueger, 1984; Hawes & Smith, 2005). Desde un enfoque orientado al manejo de tierras, el tamaño de un ambiente ripario puede aproximarse como una función del objetivo particular de conservación o ecosistémico que se le atribuya, como por ejemplo el control o prevención de la erosión (entre 10-32 m), la conservación y mejoramiento de la calidad del agua (5-122 m), la preservación de hábitats acuáticos específicos (5-122 m); o la preservación de hábitats terrestres (50-110 m), (Hawes & Smith, 2005). Algunas recomendaciones pueden alcanzar valores extremos de hasta 200 m en proximidad de reservorios naturales de agua (WQPN, 2006). El número de orden de los cursos de interés dentro de una red hidrográfica también juega un papel importante en el significado del área riparia para los beneficios mencionados. Así los primeros órdenes (1, 2 y 3), cursos que se ubican en las nacientes y tributarios de una red de escurrimientos de superficie, suponen un mayor impacto en términos de

los beneficios propios de las áreas riparias que ríos de orden mayor ubicados aguas abajo (Hawes & Smith, 2005).

Los sistemas ribereños son complejos y difíciles de estudiar (Kutschker *et al.*, 2009). El desarrollo y la implementación de índices de calidad de riberas adaptados a las características de los sistemas acuáticos permite detectar, monitorear y gestionar riesgos asociados a la modificación de los ambientes riparios autóctonos (Basílico *et al.*, 2015), hecho que lo convierte en una interesante herramienta para la gestión del recurso agua.

### **3.6. La calidad ambiental de las aguas de superficie**

En las cuencas hidrográficas resulta relativamente sencillo percibir el efecto negativo de las acciones del hombre sobre su entorno, muy especialmente por la contaminación del agua. Su calidad refleja en gran medida el tipo e intensidad de actividades asociadas a la ocupación y uso del territorio y a la capacidad de gestión ambiental que existe dentro de la cuenca (Dourojeanni, 1994).

En este apartado se presenta una síntesis del significado ambiental de las variables más importantes utilizadas en la presente obra para la caracterización de aguas y sedimentos de la región bajo estudio, todos ellos de uso habitual durante la caracterización de aguas naturales con miras al establecimiento de su estado de conservación (Alabaster & Lloyd, 1980; Hem, 1985; McCutcheon *et al.*, 1992). En las aguas naturales, los organismos interactúan y se interrelacionan con su ambiente, hecho que permite establecer su importancia (Stumm & Morgan, 1996). Así, el conocimiento de la química de las aguas naturales y su dinámica espacial y temporal no solo resulta una herramienta esencial para la comprensión de las dinámicas naturales entre sus elementos sino también como pieza práctica para la sustentación de decisiones de aprovechamiento, manejo y conservación de los recursos acuáticos. Los parámetros seleccionados han sido también, de uso frecuente en los diferentes antecedentes disponibles de estudios en la región (Nicolli y Merino, 1993; Arzac y Barbagallo, 1993; CFI, 1995; Esteves *et al.*, 1996; Sami, 1997; CNEA, 1998; Lakefield Research Argentina PASMA II, 2001; SEGEMAR, 2006; Caballero, 2008a; INDUSER, 2008; Casalnuovo *et al.*, 2014; Taboada *et al.*, 2011; UTN, 2015; INTA & UNPA, 2012-2015).

**3.6.1. pH.** Representa el grado de acidez o alcalinidad de un agua y, de tal forma, interviene sobre las formas y procesos químicos e impactos ambientales de numerosas sustancias en el agua (EPA, 2013). Además de la importancia que tiene para la biota, el pH también es un indicador de contaminación. Por ejemplo, diversos metales se disuelven en pH bajos y precipitan en pH elevados, condicionando su presencia en disolución en el agua y por tanto definiendo la calidad de éstas para las comunidades acuáticas (Stumm & Morgan, 1996; Weiner, 2008). En aguas de tendencia ligeramente ácida, la eventual presencia de metales procedentes de fuentes naturales y/o contaminación antrópica determinan una importante vulnerabilidad. No obstante en estos rangos de pH otros elementos como formas del amonio ( $\text{NH}_4^+$ ), tóxicas para la vida acuática, tienden a desaparecer o mantenerse en valores mínimos. El pH condiciona la habilidad de los organismos acuáticos, en especial de los peces, de regular procesos metabólicos fundamentales como por ejemplo el intercambio de gases durante la respiración, condicionando así efectos negativos como la disminución de tasas de crecimiento e incluso alcanzando la muerte cuando pudieran cruzarse umbrales de tolerancia de las diversas especies. Los rangos de pH aceptables para la vida acuática dependen de diversos factores incluyendo la aclimatación previa, la temperatura, la concentración de oxígeno disuelto disponible, la concentración de aniones y cationes y el tiempo de exposición entre otros (McKee & Wolf, 1963), (Figura 3.11). Para diferentes especies los rangos son variables y, en cada caso particular, siempre se presenta un rango aceptable y márgenes por exceso o defecto de pH en los cuales valores progresivamente más alejados de la normalidad representan situaciones de degradación en la calidad requerida (Alabaster & Lloyd, 1980).



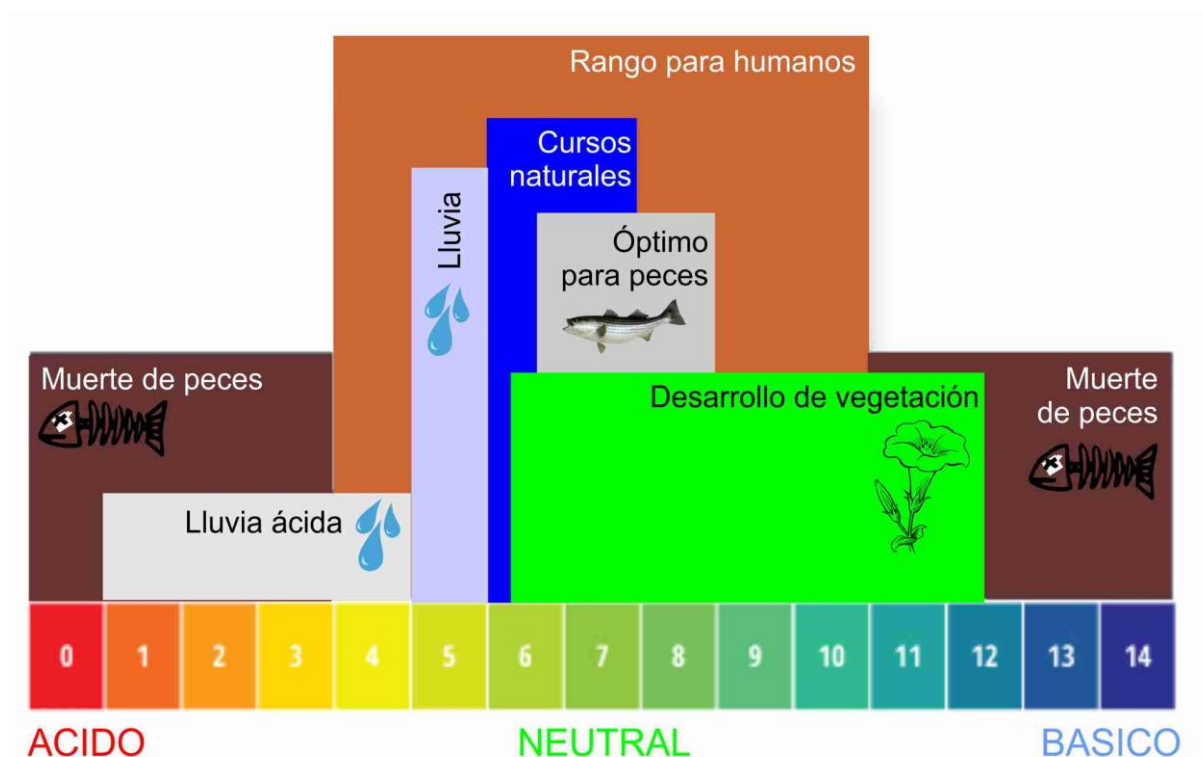


Figura 3.11. Distribución de formas de vida según rangos de pH en medios acuáticos. Adaptado de Fondriest Environmental (2016), <http://www.fondriest.com>.

La dinámica temporal del pH puede ofrecer una importante variabilidad estacional e incluso diaria en cursos naturales de agua. Por ejemplo, la fotosíntesis realizada por organismos acuáticos aumenta el consumo de  $\text{CO}_2$ , el cual se disuelve directamente desde la atmósfera causando un incremento en el pH (Weiner, 2008). En momentos en que esta actividad baja, la tasa de disolución del  $\text{CO}_2$  se incrementa disminuyendo el pH promedio. Así, la disolución del  $\text{CO}_2$  representa uno de los mayores condicionantes de la acidez o alcalinidad de aguas en cursos naturales. La mayoría de las aguas en cursos naturales suelen encontrarse en un rango amplio de pH, entre 5–6 a 9, con valores más frecuentes entre 6,5 y 8,5 (Ellis, 1937; McKee & Wolf, 1963; USEPA, 1976; FAO, 1987; EPA, 1994; EPA 2016) tendiendo a mantenerse, en cualquier caso particular, en valores relativamente constantes (Stumm & Morgan, 1996) si bien siempre podrían esperarse oscilaciones de corta duración (horas o días), como consecuencia probable del impacto de algunos fenómenos naturales y/o antrópicos en la dinámica de los flujos de agua, como por ejemplo la intensidad de lluvias, la calidad de las aguas precipitadas, la interacción química con los sustratos lavados, o incluso la presencia de vertidos (Neal *et al.*, 1997).

Dentro de este rango, habitualmente entre los 6,5 – 9,0 se encuentran los valores óptimos de pH de larga duración tanto para peces como para la casi totalidad de formas acuáticas de vida pudiendo esperarse allí la mayor productividad (Alabaster & Lloyd, 1980). En el caso particular de los salmónidos presentan un rango de tolerancia de pH entre 4,1–4,4 y 8,7 9,5 (McKee & Wolf, 1963).

**3.6.2. Conductividad Eléctrica (CE).** Es una medida de la capacidad de una sustancia para transportar corriente eléctrica y, como tal, permite conocer aproximativamente la concentración de especies iónicas presentes en el agua (conductores) y muy particularmente sales disueltas (McCutcheon *et al.*, 1993; Radtke *et al.*, 2005; Alla & Castillo, 2007). Se encuentra fuertemente relacionada con la composición de los iones más abundantes en el agua (iones mayoritarios) como  $\text{Ca}^+$ ,  $\text{Mg}^+$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$  y  $\text{SO}_4^{=}$  que en conjunto también contribuyen a la definición de los sólidos totales disueltos (STD), (Thirumalini & Kurian, 2009), lo cual permite una evaluación rápida (si bien solo aproximada) del grado de mineralización del agua, e incluso sobre su calidad para la irrigación. En términos generales la CE documentada y analizada consiste en la CE específica, estandarizada a una temperatura de 25°C, dato que usualmente es corregido por el instrumental de campo. Sin embargo existe una fuerte correlación positiva entre CE y la temperatura del agua en el momento mismo de análisis pudiendo esperarse diferencias importantes en este parámetro cuando se realizan evaluaciones estacionales.

**3.6.3. Alcalinidad y dureza de  $\text{CaCO}_3$ .** Consiste en un parámetro que define su capacidad para neutralizar la acidez, sin el cual el pH podría oscilar drásticamente ante determinados cambios en la química del agua (EPA, 1986; Rounds, 2006). Su concentración en un momento dado puede deberse a distintas sustancias presentes en el agua, si bien una de las fuentes más comunes son los bicarbonatos y carbonatos procedentes de la disolución del  $\text{CO}_2$  atmosférico o de la intemperización de rocas (Rounds, 2006). La alcalinidad de  $\text{CaCO}_3$  representa un importante mecanismo de amortiguación de las aguas dulces como así también desempeña un rol esencial en la productividad de los cuerpos de agua naturales, sirviendo como una fuente de reserva de carbono para la vegetación acuática, y en la capacidad para formar complejos neutralizando la toxicidad de los metales (Weiner, 2008). Se acepta generalmente que una alcalinidad de  $\text{CaCO}_3$  de entre 20 y 100 mg/l representa el umbral ideal para mantener la vida acuática (EPA, 1986; OECD, 2007; Weiner, 2008). Cuando se presentan aguas con alcalinidades inferiores éstas se tornan muy sensibles a la contaminación, ya que no disponen de capacidad para oponerse a las modificaciones que generarían disminuciones drásticas del pH (Chapman & Kimstach, 1996). No obstante lo cual, alcalinidades de  $\text{CaCO}_3$  en el rango de 10 a 20 mg/l resultan interesantes para su utilización la irrigación (OECD, 2007). En contrapartida, alcalinidades altas representan una buena capacidad de

neutralizar modificaciones del pH por ejemplo ante la ocurrencia de vertidos minerales o domésticos. Valores por encima de los 200 mg/l resultan de valor para el abastecimiento humano (OECD, 2007) y hasta 500 mg/l de utilidad para la bebida del ganado (Weiner, 2008).

La dureza consiste en un parámetro comúnmente involucrado en los análisis de aguas naturales debido a su importancia en la definición de su calidad como hábitat para la vida acuática, en particular las formas de  $\text{Ca}^+$  y  $\text{Mg}^+$  entre las diferentes posibles de encontrar (Wurts, 1993). El origen de su presencia y concentración en aguas naturales puede ser diverso si bien mayormente puede reducirse a vertidos específicos, entre las fuentes antropogénicas, o bien a la disolución de elementos a partir de los sustratos por los que circulan las aguas, entre las fuentes naturales (Wurts, 1993).

**3.6.4. Sólidos totales disueltos (STD, o TDS).** Junto a los sólidos totales en suspensión (SST) consisten en la materia coloidal y disuelta, en forma iónica, molecular o particulada en una muestra de agua. Los STD representan la suma de concentraciones de los iones mayoritarios disueltos en aguas (Allan & Castillo, 2007). Su composición química y concentración pueden incluir sales inorgánicas e incluso pequeñas cantidades de materia orgánica siendo una consecuencia de eventos naturales como la geología por la que drenan las aguas, el comportamiento atmosférico y el balance hídrico a la vez que de usos del suelo y los vertidos de origen antrópico (escurrimiento superficial en áreas con actividad agropecuaria, forestal, minera, entre otras posibles) en la cuenca vertiente (WHO, 1996; Weber–Scannell & Duffy, 2007; Bilotta & Brazier, 2008). La presencia de STD en cursos naturales de agua pueden producir una diversidad de impactos en su calidad, en general deteriorando severamente los ambientes asociados a partir de, entre otros efectos, el aumento de la salinidad, la variación de la solubilidad del oxígeno, el incremento de la toxicidad cuando determinados compuestos químicos pudieran presentarse asociados a los coloides, e incluso afectando estéticamente (McCutcheon *et al.*, 1993; EPA, 2003; Weber–Scannell & Duffy, 2007; Bilotta & Brazier, 2008; Verma *et al.*, 2012).

El monitoreo permanente junto a la capacidad de predicción de su ocurrencia consisten en importantes herramientas para la gestión de la calidad de aguas (Verma *et al.*, 2012). Esto es particularmente importante en algunas aplicaciones como el consumo humano, la irrigación y algunos usos industriales (McCutcheon *et al.*, 1993). Se consideran umbrales recomendables de STD para el consumo humano hasta un máximo de entre 100-300 mg/l (aguas excelentes), entre 300-600 mg/l (aguas buenas), y/o tolerables de hasta 500-600 mg/l (regulares), (EPA, 1992; WHO, 1996).

En el caso aguas destinadas a la bebida animal y para la propia subsistencia de peces (dependiendo de la tolerancia específica de las diferentes especies), los umbrales de tolerancia pueden alcanzar niveles tan elevados como los 1.000 mg/l o aún más, si bien en este último grupo animal, la afectación de su propio alimento podría presentarse en concentraciones menores de STD dependiendo de la sustancia disuelta y con ello su propia existencia (EPA, 2003; Weber Scanell & Duffy, 2007; Bilotta & Brazier, 2008).

Los sólidos totales en suspensión (SST) por su parte, consisten en un material particulado más grueso presente en las aguas naturales, también considerado un contaminante de éstas. Se encuentran presentes en todas las aguas naturales y, al igual que en el caso de los nutrientes, concentraciones excesivas pueden resultar nocivas para la vida acuática por ejemplo al tapizar el lecho cuando precipitan cubriendo el alimento de peces, al crear bancos de sedimentos que impiden la navegación de cursos, o al transportar elementos químicos asociados a las partículas, entre otros efectos (Sullivan, 2000). Incluso cuando los elementos químicos se concentran en los sólidos sedimentados éstos pueden resuspenderse en grandes cantidades a través de la actividad de la fauna acuática, de las inundaciones, del dragado, entre otros procesos antrópicos, ocasionando así una nueva contaminación de la columna de agua (Sullivan, 2000).

**3.6.5. Oxígeno disuelto (OD).** Representa una medida fundamental de la habilidad de las aguas naturales para sustentar vida acuática (McCutcheon *et al.*, 1993; Weiner, 2008). Su concentración en un momento dado depende en tres grandes factores: la temperatura del ambiente, la presión atmosférica y la concentración de STD (Allan & Castillo, 2007). Su rango de concentración puede variar en aguas naturales de 14,6 mg/l a 0°C y 1 Atm. hasta 6,4 mg/l en similar presión atmosférica y 40°C (McCutcheon *et al.*, 1993). Resultan esperables las variaciones en su presencia a lo largo de las estaciones del año e incluso los días (Allan & Castillo, 2007). Su solubilidad en agua es baja en relación a otras sustancias como el CO<sub>2</sub> si bien más alta que el N<sub>2</sub>, siendo la atmósfera la principal fuente de su presencia en el agua y en menor medida la propia fotosíntesis de plantas acuáticas. El OD guarda una relación inversa con la temperatura, al igual que con la altitud, con lo cual los valores máximos de disolución en un agua natural (en igualdad de condiciones para los restantes parámetros que afectan su grado de disolución como la presión atmosférica) deben esperarse en los meses fríos del año así como en las situaciones topográficas más bajas (Allan & Castillo, 2007). En sistemas fluviales relativamente libres de contaminación, la turbulencia en el agua permite asegurar una concentración de gases como CO<sub>2</sub> y O<sub>2</sub> próximos a los niveles de saturación.

**3.6.6. Salinidad y sodicidad.** La salinidad refiere a la suma de concentraciones iónicas disueltas en un agua y, si bien representa un concepto más inclusivo que los STD, en términos prácticos suelen asumir las mismas cantidades (Allan & Castillo, 2007). Su análisis se centra en una serie de relaciones entre los iones que mayor impacto producen en suelo y cultivo como lo son los mayoritarios  $\text{Ca}^+$ ,  $\text{Mg}^+$ ,  $\text{Na}^+$ ,  $\text{Cl}^-$  y  $\text{SO}_4^{=}$  y los minoritarios  $\text{K}^+$ ,  $\text{CO}_3\text{H}^-$ ,  $\text{CO}_3^{=}$  y  $\text{NO}_3^{=}$  los cuales reconocen como fuente principal de su origen a la erosión del suelo y rocas en la cuenca vertiente (USDA, 1969).

La calidad de un agua para su utilización en irrigación está fuertemente condicionada por la cantidad y tipo de sales disueltas en ella, las cuales en general se presentan en pequeñas aunque significativas cantidades (Ayers & Westcot, 1985). Incluso su significado final se encuentra sujeto al tipo de suelo en que intentará aplicarse y el cultivo de interés a considerar, como así también las tecnologías y modo de uso de éstas al momento de regar. Entre los parámetros químicos de mayor importancia que afectan a la calidad del agua para este uso, la salinidad y sodicidad representan dos de los más significativos.

El sodio (Na) usualmente se encuentra en sociedad con el cloro (Cl) revelando un origen común en la intemperización de rocas, si bien también su presencia en aguas naturales puede reconocer un origen antrópico a través de vertidos como cloacales, excedentes en la aplicación de fertilizantes y de aplicaciones viales, efluentes industriales, entre otros (Allan & Castillo, 2007; Panno *et al.*, 2002).

**3.6.7. Materia orgánica (MO) y demanda de oxígeno.** Todos los ríos de superficie del mundo contienen materia orgánica en dos grandes fracciones, una disuelta y una no disuelta, y sus concentraciones son una función del clima y de la productividad vegetal del paisaje circundante (Davisson, 2001; Mostofa *et al.*, 2013). Así, las mayores concentraciones de carbono orgánico disuelto (DOC), una medida de la materia orgánica disuelta (MOD), suelen encontrarse en áreas de humedal o pantanos (~25 mg/l) mientras en el extremo opuesto, entre las menores concentraciones pueden encontrarse en ambientes árticos, alpino o áridos (~2–3 mg/l), (Davisson, 2001). Su origen puede incluir una mezcla heterogénea de, además del escurrimiento de residuos animales y vegetales desde la superficie del suelo, la descomposición de residuos orgánicos acuáticos e incluso sustancias orgánicas sintéticas de origen antrópico (Mostofa *et al.*, 2013). Las aguas de superficie son altamente susceptibles a la contaminación por encontrarse en las porciones bajas de un terreno y ser los receptores naturales de todo el escurrimiento de una cuenca. Entre estos contaminantes, la MO requiere particularmente de oxígeno para ser degradada, elemento que cuando se encuentra presente, es consumido por microorganismos en procesos aerobios. A mayor concentración de

O<sub>2</sub> y alto contenido de MO tanto mayor el desarrollo de microorganismos, que consume el primero para degradar al segundo, incluyendo la nitrificación del amonio (Sullivan *et al.*, 2010). La demanda bioquímica de oxígeno (DBO) consiste en un indicador fuerte de la intensidad de estos procesos y en tal sentido, representa una buena herramienta como indicador de la contaminación de un agua natural de superficie y de la protección de la vida acuática (McCutcheon *et al.*, 1993; Lecca y Ruiz, 2014). Junto a la DBO, la demanda química de oxígeno (DQO) resulta un indicador complementario de la contaminación de aguas de ríos (Lee & Nikraz, 2015). Mientras que el primer parámetro representa una medida de la cantidad de oxígeno requerida para la descomposición biológica de la materia orgánica bajo condiciones aeróbicas, la DQO representa el oxígeno total requerido para degradar químicamente toda la materia orgánica, es decir la biológicamente degradable más la inerte en este proceso (Lee & Nikraz, 2015).

**3.6.8. Nitrógeno (N).** Representa uno de los elementos más importantes para la evaluación de la calidad del agua tanto como nutriente para las plantas entre otros procesos biológicos, y por tanto esencial, como por la toxicidad de algunas de sus formas para el consumo humano (Weiner, 2008). La principal fuente natural de N<sub>2</sub> en el agua es la atmósfera si bien su capacidad de disolución naturalmente es muy baja, al igual que el O<sub>2</sub>, hasta un máximo posible de 15 mg/l a una temperatura ambiente de 20°C, por lo que usualmente altas concentraciones de este elemento, en diferentes formas químicas, en aguas naturales podría deberse a fuentes antrópicas como los fertilizantes a través del drenaje de áreas agrícolas y los vertidos cloacales, entre otros (McCutcheon *et al.*, 1993). Las principales formas del N<sub>2</sub> en la evaluación de la calidad de aguas naturales son los nitratos (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>) y el amonio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, NH<sub>3</sub>), (McCutcheon *et al.*, 1993). Los Nitratos representan la forma más estable del N<sub>2</sub> en las aguas naturales y la forma química más importante mediante la cual es asimilado por organismos fotosintéticos como nutriente, lo que permite definir su importancia en la fertilidad de aguas y/o suelos. Sin embargo, cantidades excesivas del elemento puede conducir a la proliferación de fitoplancton y macrófitas que alteren el equilibrio ecosistémico en ríos y cuerpos de agua o, en extremos elevados de contaminación, incluso resultar tóxico para animales superiores y humanos (EPA, 2013).

Entre las fuentes más importantes del Nitrato en ambientes naturales se encuentran la descomposición de materia vegetal, los desechos humanos, la fertilización nitrogenada y el bosteo animal (EPA & HSE, 2010). La toxicidad de los nitratos para los seres humanos se debe principalmente a su reducción a la forma de Nitritos (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>). Éstos representan una forma intermedia de oxidación entre el amonio (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>) y los Nitratos, el primero de los cuales suele ser dominante en efluentes urbanos, entre otros. La presencia de NO<sub>2</sub><sup>-</sup> resulta atractiva para el crecimiento de plantas, sin

embargo puede ser indicadora de contaminación de aguas naturales dado que aún en reducidas concentraciones puede manifestar toxicidad para la vida acuática (EPA & HSE, 2010). Su presencia en agua es indicador de contaminación fecal reciente y su concentración en aguas naturales suele no superar una concentración de 0,1 mg/l (Stumm & Morgan, 1995), valor éste de referencia en el Código Alimentario Argentino (CAA) como umbral máximo aceptado en aguas de consumo humano (ANMAT, 2017). EPA (1994) recomienda umbrales máximos en aguas naturales del orden de 1,0 mg/l.

El ion Amonio ( $\text{NH}_3$  o mayormente  $\text{NH}_4^+$ ) suele encontrarse en el rango de concentraciones de 0,01 hasta 3,0 mg/l en aguas naturales de superficie completamente libres de contaminación; concentraciones por encima de este umbral superior y hasta 5–6 mg/l suelen representar mezclas de aguas naturales con presencia de vertidos cloacales urbanos, dependiendo de los caudales involucrados y la distancia a la funete del vertido (McCutcheon *et al.*, 1993). Valores por encima de 0,5 mg/l podrían comenzar a significar toxicidad para algunas especies de peces (McCutcheon *et al.*, 1993).

**3.6.9. Fósforo (P).** Habitualmente el Fósforo (P) en cursos y cuerpos de agua naturales suele presentarse en la forma de Fosfatos ( $\text{PO}_4$ ) y en muy reducidas concentraciones (FAO, 1987; Mylavarapu, 2011). Se trata de un elemento clave, muchas veces limitante, en el crecimiento de las plantas y por lo tanto su valor como nutriente en agua y en suelos es muy importante (McCutcheon *et al.*, 1993; Shock & Pratt, 2003; EPA & HSE, 2010). Sus fuentes principales de producción pueden ser diversas siendo las potencialmente más relevantes en la RH13, las excretas animales, la fertilización, los vertidos cloacales y la descomposición de vegetación (en menor medida), (McCutcheon *et al.*, 1993). La presencia de P en el agua estimula el desarrollo de microorganismos y plantas acuáticas lo que representa un impacto positivo en la cadena trófica, en especial en las poblaciones de peces. Sin embargo elevadas concentraciones, aún sin representar un riesgo directo para la salud humana o animal, dispara el desarrollo de algas pudiendo éstas afectar negativamente, con su presencia en extrema abundancia, la calidad ecosistémica de los ambientes fluviales o lacustres (Shok & Pratt, 2003; Mylavarapu, 2011), a través de la eutrofización (EPA & HSE, 2010). En general, en aguas naturales, pueden esperarse concentraciones muy bajas, del orden de 0,1 mg/l o menos en condiciones de buena conservación; de hasta 1,0 mg/l en el caso de cursos contaminados o más; y entre 1,0–5,0 mg/l en vertidos tratados o mezclas de éstos con aguas naturales (McCutcheon *et al.*, 1993).

**3.6.10. Microbiología.** La calidad microbiológica de un agua de consumo humano es (o debería ser) de gran interés para el público, para los prestadores de servicios de captación, distribución y abastecimiento de agua en poblaciones, de organismos públicos reguladores y autoridades de aplicación, así como de organismos de salud pública, entre otros. El potencial de las aguas naturales para transportar patógenos a un gran número de personas desencadenando potenciales enfermedades y muerte se trata de un riesgo muy bien documentado a nivel mundial (WHO, 1993) por lo que asegurar la calidad en un modo confiable a través de su monitoreo se trata de una cuestión vital para la planificación del manejo (Morris, 2017). La mayoría de las bacterias presentes en cursos naturales de superficie son entéricas, provenientes del tracto intestinal de animales y humanos, y de tal forma denominadas fecales (Ríos Tobón *et al.*, 2017). Su capacidad de supervivencia en medios acuosos naturales es muy limitada por lo que la comprobación de su presencia suele asociarse a contaminaciones recientes o permanentes, en un medio con presencia de materia orgánica y condiciones de pH y temperatura favorables (Ríos Tobón *et al.*, 2017). Las bacterias coliformes definen genéricamente a un grupo de microorganismos con características bioquímicas tales que permiten utilizarlas como indicadores de contaminación del agua (Arcos Pulido *et al.*, 2015). En este grupo existe una amplia variedad de representantes dispersos en todo tipo de ambientes aunque particularmente en el intestino de humanos y animales y en consecuencia, en sus desechos, especialmente los coliformes fecales o enterobacterias (Schuettpeitz, 1969; The British Columbia Ground Water Association, 2007; Ríos Tobón *et al.*, 2017). Estos últimos son indicadores de contaminación fecal reciente y muy particularmente de la presencia de otras bacterias, parásitos y virus potencialmente peligrosos para la salud (Morris, 2017). Todo ello es particularmente importante en fuentes naturales de agua de las cuales la población local pudiera estar abasteciéndose para consumo propio y animal si asegurar tratamientos específicos de potabilización, como si podría realizarse durante la distribución pública en una urbanización. Entre las bacterias de interés para su monitoreo por su impacto en la calidad de aguas de consumo humano se encuentra *Pseudomonas aeruginosa*, especie muy común en aguas subterráneas debido a sus bajos requerimientos nutritivos si bien también en ambientes acuosos superficiales en coincidencia con los hábitat de las bacterias entéricas. Presenta una gran relevancia sanitaria por su capacidad de infección y resistencia a antibióticos (Luján Roca, 2014; Nasreen *et al.*, 2015) como así también la capacidad de colonizar múltiples ambientes entre los cuales se encuentran las aguas superficiales (Freitas *et al.*, 2008; Ullah *et al.*, 2012). Su origen no es fecal, sin embargo la presencia de elevados contenidos de materia orgánica y aportes contaminantes de efluentes cloacales sin tratamiento pueden conducir a una presencia significativa y con una supervivencia significativa (Freitas *et al.*, 2008). En tal sentido también representa un importante bioindicador de la calidad de las aguas (Arcos Pulido *et al.*, 2015).







**3.6.11. Hidrocarburos.** Los productos asociados al petróleo, al carbón y/o sus derivados consisten en la mezcla de una gran variedad de compuestos de hidrocarburos (WHO, 2005; 2008). Se trata de uno de los principales problemas ambientales de la industria petroquímica y extractiva dado que los derrames originados en pérdidas dentro de una red o infraestructura (tuberías, tanques, piletas, entre otros) son la principal fuente de contaminación de suelos, aguas superficiales y subterráneas en espacios naturales, en especial con la intervención de la gravedad y de las precipitaciones que facilitan la infiltración y el escurrimiento. Cuando un derrame no es detectado a tiempo o remediado de forma apropiada, los hidrocarburos pueden permanecer en el ambiente durante años. Sus componentes más livianos se separan por volatilización cerca de la fuente del derrame. Sin embargo otras fracciones pueden migrar y depositarse en agua o sedimentos por mucho más tiempo dependiendo de diversos factores y a distancias considerables desde la fuente. Debido al gran número de químicos involucrados, generalmente no es práctico medir todos durante una evaluación de contaminación, siendo más útil medir la cantidad total del conjunto de hidrocarburos que se encuentran en una muestra de agua o suelo. La determinación de los hidrocarburos totales de petróleo (TPH) resulta una herramienta útil a este fin. Cuando existen derrames de TPH directamente al agua, algunas fracciones de éstos flotarán en el agua y formarán una capa delgada en superficie. Otras fracciones más pesadas se acumularán en el sedimento del fondo, lo que puede afectar a peces y a otros organismos que se alimentan en el mismo.

### **3.7. Pesca y pesquerías**

Se define la pesca como la acción de sacar peces u otros animales del agua y a la pesquería, como se ha explicitado anteriormente, como a la suma de todas las actividades relacionadas con la pesca. Puede hacer alusión a una especie blanco (por ejemplo, pesquería de bacalao), o a un método de pesca, (por ejemplo pesquería artesanal agallera). Esto motiva que las pesquerías se puedan clasificar de varias maneras, tales como tipo de ambiente, organismo de interés, método de cosecha o según el propósito de la pesca (García Asorey, 2011). En ese sentido, la pesca recreacional tiene como objeto el disfrute de quien la practica, pudiendo ser o no la captura objeto de consumo, y actualmente es una de las principales actividades en los cuerpos de agua dulce (Vigliano y Alonso, 2000; Arlinghaus *et al.*, 2002; Pascual *et al.*, 2009) y en las zonas costeras de muchas regiones del mundo (National Research Council, 1998; Leal & Maharaj, 2009), constituyendo un importante componente de las economías regionales (Maharaj & Carpenter 1996; Cowx 2002; Vigliano y Alonso 2007; Arlinghaus *et al.*, 2002; Pascual *et al.*, 2009).

Una pesquería, por otro lado, puede ser definida como un sistema compuesto por cuatro componentes:

-  *el factor humano*, que consiste en la percepción y el uso que el hombre hace del recurso acuático en general y de la especie blanco en particular. Abarca no sólo a los pescadores, sino a las personas indirectamente involucradas, tales como los proveedores de servicios e infraestructura;
-  *el ambiente acuático*, que incluye los componentes estructurales del sistema;
-  *las especies blanco*, que comprende las categorías taxonómicas objeto de explotación y
-  *las especies acompañantes*, que comprende el resto de los seres vivos que componen la comunidad en donde se asienta la pesquería.

### 3.8. Manejo de pesquerías recreacionales

El manejo del recurso pesquero en pesquerías recreacionales es una práctica ampliamente utilizada en todo el mundo. Las herramientas de manejo pueden ser clasificadas en tres grandes categorías: a) *manipulación de los stocks*, b) *manipulación del hábitat* y c) *manipulación de los usuarios* (Casalnuovo *et al.*, 2002; 2014). La manipulación de los stocks consiste en la alteración de la abundancia y/o composición de especies de una comunidad, incluyendo entre sus prácticas la remoción total de una especie considerada perjudicial, y la introducción y/o resiembra de especies, sean éstas autóctonas o exóticas. Esta última práctica es una de las más comunes: millones de individuos son liberados anualmente en programas de repoblamiento (Hickley, 1994), actividad que involucra gran cantidad de dinero a pesar de lo cual pocos de estos programas tienen un sustento biológico acorde a los objetivos planteados. El consenso general entre los especialistas es que esta práctica, al menos en nuestro país es aplicada frecuentemente de manera injustificada, por ignorancia o motivos políticos ya que la demanda de siembra es continua por parte de los usuarios del recurso. La manipulación del hábitat implica la alteración del mismo en función de un objetivo específico, tal como provisión de refugios, de estructuras de desove, la fertilización, el control de macrofitas acuáticas, la eliminación de castoreras, entre otras. Por último, la manipulación de los usuarios se refiere principalmente todo aquello que regule la actividad de los mismos en relación al recurso pesquero. Esto incluye los cupos de cañas, las horas de actividad, las reglamentaciones de veda, de tamaño capturable, etc. En general, puede decirse que para cualquier pesquería, un plan de manejo coherente debe estar basado en un adecuado establecimiento de objetivos y para ello debe contemplar tanto sus componentes biológicos (especies blanco, otros componentes comunitarios, etc.), como los humanos (actores sociales, idiosincrasias, conflictos de

intereses, situación socioeconómica, etc.), además de los ambientales (componentes abióticos del sistema, etc.) (Casalnuovo *et al.*, 2002; 2014).

Históricamente este tipo de pesquerías no han sido percibidas como agentes de impacto profundo sobre las poblaciones de peces, tales como aquellos provocados por las pesquerías comerciales tradicionales que maximizaban la cosecha de biomasa (Kearney, 1999; McPhee *et al.*, 2002). Desde esa convicción, se planteaba que las pesquerías recreacionales no eran impulsadas por las mismas fuerzas económicas y sociales comúnmente citadas como promotoras de la sobrepesca en las pesquerías comerciales. Tradicionalmente se las consideró como sistemas autorregulados, donde el esfuerzo de pesca se disipaba a medida que declinaba la calidad de pesca (Johnson & Carpenter, 1994; Hansen *et al.*, 2000; Walters & Martell 2004; García Asorey, 2011). Por estos motivos, se consideró usualmente que regulaciones simples, que involucran principalmente límites de tallas y/o capturas diarias, eran suficientes para asegurar la sustentabilidad y la calidad pesquera (Noble & Jones 1999; Radomski 2003; García Asorey, 2011). Sin embargo, cada vez hay más evidencias de que estos supuestos son erróneos, siendo los impactos de las actividades del sector recreativo cada vez más aparentes, particularmente en áreas con mucha afluencia de pescadores, donde se evidencia una baja de la calidad pesquera que puede denominarse *sobrepesca por tamaño* (McPhee *et al.*, 2002; Post *et al.*, 2002; Schroeder & Love, 2002; Sullivan, 2003; Coleman *et al.*, 2004; Arlinghaus & Cooke, 2005; Cooke & Cowx 2004; 2006; García Asorey, 2011). Ante estas situaciones no deseadas, la respuesta más común de los encargados de la administración del recurso es instaurar políticas de manejo más restrictivas. Las más usuales son el establecimiento de regulaciones que limitan el número y el tamaño de los peces capturados por los pescadores, y, en menor medida, de la presión pesquera. El intento en este sentido se centra en reducir la mortalidad media poblacional y modificar la abundancia relativa de los distintos tamaños de peces y la cantidad de los mismos (Post *et al.*, 2003). A continuación se analizan brevemente estas medidas conjuntamente con otras tomadas tradicionalmente.

La disminución de la mortalidad media debida a una baja en el *cupó de capturas individuales* en principio parece obvia: si se pescan menos peces, mueren menos peces. Sin embargo los resultados de esa práctica de por si no garantizan que la mortalidad total por ambiente disminuya. Esto se debe a que estas medidas solo restringen el efecto sobre cada pescador individual, pero la mortalidad total es el producto de las capturas individuales y total de pescadores en ese ambiente. Los resultados informados en la literatura mundial muestran que los mismos son muchas veces equívocos (Post *et al.*, 2003), puesto que la respuesta numérica de los pescadores a las regulaciones varían (pueden abandonar ambientes o concentrarse en otros, entre otras opciones). Por ejemplo, la adopción de medidas más

restrictivas sobre tamaño mínimo de captura en un lago estadounidense de Wisconsin dio como resultado un aumento de la tasa de explotación del mismo (Johnson & Carpenter, 1994). En contraste, en Texas medidas similares hicieron bajar la presión pesquera (Muoneke, 1994). Como conclusión las medidas de cupo *per se* no garantizan una disminución de la mortalidad debido a los complejos comportamientos de los pescadores que no pueden asociarse a los típicos de un sistema depredador-presa (Krebs, 1985). En un caso más sencillo, sin que jueguen otras variables, el establecimiento de un cupo diario de captura sin limitar la presión de pesca para cada ambiente no garantiza el correcto manejo del ambiente. Se impone considerar, por ejemplo, la lógica de permitir a 300 pescadores capturar un ejemplar diario en una laguna somera de 2 hectáreas.

Respecto a la imposición de *tallas de captura*, estas restricciones han sido usadas en Patagonia y el mundo desde hace décadas. En Tierra del Fuego, por ejemplo y hasta no hace mucho tiempo, las tallas de sacrificio del reglamento general eran “mayores que” una medida estandarizada. La lógica argumentada pasaba en “permitir al menos un evento de reproducción natural de los ejemplares”. Actualmente el criterio es no especificar sino sugerir medidas en todas las provincias patagónicas. Al respecto cabe acotar que existe abundante literatura que demuestra que los pescadores ante la libertad de elegir, tienden a seleccionar los peces más grandes (y por ende de más edad o mejor crecimiento) para retención (Biro & Post, 2008). El resultado final de dicha práctica selectiva muchas veces es la remoción de los individuos de crecimiento rápido, grandes, agresivos, de madurez sexual retrasada y gran fecundidad. Por tanto la población remanente estará formada por animales pequeños, de rápida madurez sexual y baja fecundidad (Biro & Post, 2008; Conover & Munch, 2002). Como conclusión principal, tanto la falta de límites como la adopción de límites mayores que una medida estándar, llevarían a las poblaciones a este escenario ante el aumento de la presión pesquera, si no son acompañadas de otras medidas complementarias.


En el caso de los sitios sin muerte o de *captura y devolución* (C&D, en inglés C&R), en ciertos ambientes ligados a la pesca recreacional se promueve, a veces erróneamente, esta práctica como la panacea para la calidad de una pesquería. Si bien en muchas situaciones esto no es cierto (por ejemplo factores densoindependientes de crecimiento o mortalidad, o altas presiones de pesca), se reconoce actualmente que es una herramienta de manejo que en general da resultados acordes a las expectativas (Dempson *et al.*, 2002, Post *et al.*, 2002, O’Neal *et al.*, 2007, Almodóvar & Nicola, 1998). No todos los pescadores acuerdan con esta práctica pues tienen diferentes motivos para explotar el recurso, algunos porque consideran válida la remoción de ejemplares para consumo propio, otros porque consideran que las mortalidades son igualmente altas (en salmónidos las

mortalidades con un adecuado manejo post captura son de entre 8 y 20 % por término medio, o por ser éticamente inaceptables. La conclusión que se desprende de esto es que sin un adecuado cupo de cañas o capacidad de carga pesquera, la mortalidad puede ser de todas maneras inaceptablemente alta, sobre todo ante el manejo inadecuado post captura. Otro efecto no deseado por los pescadores de la implementación de programas de C&R es la disminución de la probabilidad de recaptura de los ejemplares debido al aprendizaje.


Queda por ultimo analizar el caso de las *siembras*. En principio los riesgos de una siembra indiscriminada y sin sustento científico van desde aumentar la mortalidad de las poblaciones de peces asilvestrados por competencia (alimento y espacio), hasta la contaminación genética. Esto sucede porque se agregan a los ambientes ejemplares que inmediatamente entran en competencia intraespecífica o interespecífica con los residentes. Si el ambiente no necesita de un plus de siembra, esto es claramente contraproducente, sobre todo porque si hay reproducción natural, los ejemplares de piscicultura no necesariamente tienen el mismo grado de adaptación (y/o no son los mismos genéticamente) que los naturalizados. En parte esto puede ser soslayado si se resiembran ejemplares del mismo ambiente (por ejemplo incubando los huevos de reproductores naturales del sitio), y aun así esto debería tomarse con cuidado, pues si la reproducción natural es suficiente lo ideal es no intervenir ya que los factores de mortalidad natural pueden actuar en estadíos tan tempranos como los huevos o alevinos recién emergidos. Entre los pescadores el pedido de más siembras es una demanda constante, olvidando, además de lo expuesto, que los ambientes tienen una capacidad de carga limitada.


Este diagnóstico indica que la situación es compleja y que son necesarios nuevos enfoques que incluyan por ejemplo las distintas visiones sociales del problema o la anticipación de los conflictos, junto con plataformas técnicas que permitan apuntalar el manejo de las pesquerías deportivas en vistas a una mayor satisfacción del usuario.

Según García Asorey (2011), pueden reconocerse tres características particulares de este tipo de pesquerías:

-  *La talla de los peces como valor primordial.* Mientras el objetivo típico del manejo de pesquerías comerciales es maximizar la biomasa extraída (cosecha) y las medidas de manejo están orientadas a tal fin, en las pesquerías recreacionales, los objetivos se basan en la satisfacción de los usuarios según alguna definición de calidad de pesca basada en el perfil de los mismos. Variables como la tasa de captura, el peso de los ejemplares

capturados y la probabilidad de capturar una pieza de excepción (trofeo) cobran importancia como indicadores de satisfacción o calidad de pesca (Hilborn & Walters, 1992; Pereira & Hansen, 2003). Por tanto, la sobrepesca puede definirse en base a aquellos niveles de pesca que restrinjan la satisfacción de los pescadores (Radomski *et al.*, 2001). Si bien la definición de sobrepesca por calidad no está estandarizada y varía según el entendimiento subjetivo de “calidad”, en general para muchas pesquerías recreacionales, la sobrepesca puede definirse en base la presión pesquera que no permite que la población produzca suficientes peces de tamaño trofeo (Jensen 1981; Wright 1992). En general los pescadores coinciden en calificar positivamente los ambientes donde la cantidad y la calidad de los peces presentes y capturables les reporta un grado de satisfacción acorde con sus expectativas. Estas expectativas son percibidas en la mayoría de los casos como la captura de peces de gran talla, denominados trofeo, como ya se ha expresado. Este concepto está ligado a cuestiones ambientales, puesto que no es lo mismo un pez de talla trofeo en el río Grande de Tierra del Fuego, que puede ser considerado como tal a partir de los 76 cm (Pascual *et al.*, 2010), que el de un río cordillerano pequeño, donde un ejemplar de 45 cm puede ser una captura de excepción. Esto nos lleva a definiciones biológicas y al comportamiento de las poblaciones de peces sometidas a factores de mortalidad selectiva tales como la pesca recreacional, de manera de aplicar criterios de explotación sustentables y que al mismo tiempo no defrauden dichas expectativas.

 *Distancia entre los objetivos globales de manejo y las reglamentaciones particulares.* Si bien este apartado ha sido desarrollado previamente, cabe acotar que las regulaciones aplicadas en este tipo de pesquerías típicamente norman al pescador en tanto agente individual de impacto, limitando generalmente el número y la talla de los peces que pueden ser sacrificados. Estas regulaciones pueden fallar en su objetivo ya que siendo muchas veces estas pesquerías abiertas (donde no se limita el acceso de pescadores), la suma de las capturas individuales pueden superar las tasas generales de cosecha pretendidas (Hansen *et al.*, 2000; Post *et al.*, 2002; Cox & Walters, 2002; Post *et al.*, 2003). Aun aplicando pesca con captura y liberación obligatoria, este tipo de regulaciones no tienen en cuenta la mortalidad post-liberación y su impacto en la mortalidad total.



 *El desafío de manejar la pesca en numerosos ambientes y poblaciones.* Las pesquerías recreacionales típicamente operan en cuencas complejas, con mosaicos ambientales multiespecíficos y muchas veces con varios stocks de peces. Un manejo adecuado requeriría un programa virtualmente inalcanzable para las capacidades técnicas y de infraestructura de cualquier administración de pesca, particularmente, aquellas de los países en vías de


desarrollo. Por lo cual, muy a menudo los administradores del recurso deben hacer frente a condiciones de manejo con escasa disponibilidad de datos o de pobre calidad (Pitcher y Hollingworth, 2002). Los protocolos de manejo generados por lo tanto, deben considerar la provisión de recomendaciones a partir de índices relativamente sencillos de relevar.

### 3.9. El uso de modelos de simulación pesquera






De lo expresado hasta aquí se desprende que el manejo de las pesquerías recreacionales requiere un entendimiento de la dinámica de los stocks bajo explotación de modo que el impacto de las regulaciones pueda ser predicho. En este sentido, los modelos de simulación son herramientas disponibles para evaluar los efectos de las regulaciones sobre las poblaciones (Jensen, 1981; Johnson & Martínez, 1995; Hilborn & Mangel, 1997). Los modelos tradicionalmente utilizados para analizar las regulaciones de pesca representan el crecimiento promedio de los peces. Estos modelos no contemplan la variabilidad individual debido a que asumen que todos los peces tienen la misma historia de crecimiento y, por lo tanto, el mismo tamaño a una determinada edad (Sainsbury 1980; Parma y Deriso 1990). Debido a esta simplificación no permiten evaluar el efecto que produce la pesca recreacional al remover diferencialmente aquellos individuos con tasas de crecimiento mayor, como se explicitó anteriormente. Por ello, modelos como el desarrollado por García Asorey (2011), que capturan dicha variabilidad, son los más adecuados a los objetivos de manejo y han sido aplicados con éxito en varias pesquerías de salmónidos patagónicas tales como la de trucha marrón anádroma (*sea trout*) del río Grande de Tierra del Fuego y la de la trucha arco iris anádroma (*steelhead* o cabeza de acero) del río Santa Cruz.

Básicamente, la secuencia de estudios a realizar en ambientes en los cuales se piensa establecer una explotación del recurso (o donde se lo explota y se quiere seguir haciéndolo en forma sustentable) debe ser abordada desde tres puntos fundamentales:

-  *Establecimiento de las condiciones de base*, es decir, del estado de las poblaciones de peces previo a la explotación (si esto es posible, caso contrario se deberá definir la situación de partida).
-  *Definición de los Indicadores de Calidad Pesquera (ICP)* los que permiten establecer por un lado el estado poblacional y por el otro el grado de satisfacción del usuario.

-  *Establecimiento de un plan de monitoreo continuo de los stocks sometidos a pesca que permita evaluar la eficacia de las medidas adoptadas para mantener la calidad pesquera, definida por los ICP.*

Se comprende que un modelo predictivo es de gran ayuda, ya que un monitoreo muestra los efectos reales de un plan de manejo dado, que puede ser erróneo, por ello tiene valor modelar anticipadamente los distintos niveles de presión pesquera, entendida como cupo de cañas (y reglamentaciones de captura, piezas sacrificables y tallas en casos más generales). En el caso de los ambientes citados precedentemente (García Asorey, 2011, Pascual *et al.*, 2010) se aplicó un modelo demográfico que representa los cambios en las abundancias y las tallas de la población de truchas en función de parámetros vitales de mortalidad y crecimiento. El modelo se implementa como un simulador que permite explorar la evolución de la población y de la calidad de pesca cuando ésta es sometida a determinado régimen de explotación (nivel de mortalidad por pesca y regulación de talla). La calidad de la pesca en esta plataforma se representa en términos relativos mediante cinco ICP:

-  *El número de peces que puede capturar un pescador promedio.*
-  *La talla media de los peces capturados.*
-  *La probabilidad de capturar una pieza de talla trofeo.*
-  *La probabilidad de captura media medida en número de ejemplares.*
-  *La biomasa removida por captura y muerte.*

Los datos biológicos que se utilizan para dar forma al modelo provienen del análisis de las estructuras de tallas y edades del crecimiento individual de los peces. Los escenarios de captura se basan en utilizar el estado actual de la pesquería, real en el caso de poblaciones vírgenes (tasa de captura igual a cero) o estimado en caso contrario, como valor de referencia para analizar alternativas de manejo posteriores. En general se observa, dada la selectividad hacia peces grandes y longevos de los pescadores recreacionales, que el incremento de la intensidad o presión de pesca, medida como un porcentaje de la población de peces de un ambiente muertos en forma voluntaria (extracción) o involuntaria (mortalidad asociada a peces liberados y muertos por stress) hace que todos los ICP bajen. En términos sencillos, los pescadores experimentan la mejor calidad de pesca cuando la población se encuentra en su condición virgen. Como corolario se puede establecer que todo nivel de captura genera una declinación en dicha calidad: cuánto más intensidad de pesca, menor calidad. Por último, es importante destacar que de todos los ICP, el más sensible, o sea el que más rápidamente decae, aún a tasas de mortalidad bajas es la abundancia de peces de mayor talla y, por ende, la probabilidad de extraer una pieza de tamaño trofeo. El problema del manejo del recurso puede expresarse



entonces como tomar las decisiones adecuadas sabiendo en donde se encuentra la población blanco y a dónde queremos llegar.

En resumen, reemplazar los actuales sistemas de gestión de la pesca recreativa por mecanismos y protocolos más eficientes requerirá del desarrollo de métodos que contemplen en forma explícita la distribución de tallas en las poblaciones de peces y el modo en el que las mismas son afectadas por la explotación. Para procurar su aplicación, deberán además contemplar los aspectos logísticos particulares de las pesquerías recreativas para generar regulaciones de manejo robustas con economía de recursos. Es imperativo en todos los casos también no dejar de lado a las especies acompañantes, las que muchas veces no son objeto de cuidado, como ocurre en Patagonia con los peces autóctonos, los que no han sido sujetos de conservación seria para las administraciones provinciales, salvo la excepción del Sistema de Parques Nacionales.

### **3.10. Pesquerías de salmónidos**

Un caso particular de desarrollo de una pesquería ocurre cuando se introducen una o varias especies exóticas con el fin de establecer poblaciones autosostenidas o no para su explotación por su valor recreacional, alimenticio o estético, entre otras causas. Este ha sido el caso de los salmónidos en Santa Cruz, donde desde hace más de un siglo las introducciones de estos peces y su resiembra han sido una de las estrategias para sostener pesquerías recreacionales como en los casos de los ríos Gallegos y Santa Cruz, o extractivas comerciales como muchas lagunas de meseta. Dichas pesquerías no han sido caracterizadas aún, incluso en su valor económico real y potencial, si bien pueden señalarse dos peculiaridades con respecto a gran parte del resto de la Patagonia continental argentina, y que comparten con Tierra del Fuego (Casalnuovo *et al.*, 2002; 2014): a) *las capturas promedio se distinguen por su calidad relativa* y b) *salvo casos particulares y aislados, existe una carencia de servicios e infraestructura para los pescadores recreacionales*. A grandes rasgos, estas pesquerías pueden dividirse en dos grupos, a) *las pesquerías de salmónidos anádromos* y b) *las pesquerías de salmónidos no anádromos (residentes)*. Cabe aclarar que ambas categorías se superponen temporal y espacialmente en muchos ambientes.

*Las pesquerías de salmónidos anádromos* incluyen principalmente a los ambientes ubicados en las regiones hidrográficas de los ríos Gallegos y Santa Cruz. Estos ríos, de relativamente escasa pendiente, meandrosos y con un régimen de flujo más o menos variable son los sitios elegidos por algunas especies para su migración reproductiva, sin perjuicio de sostener además ejemplares residentes de la misma

y/u otras especies. En el río Gallegos y algunos de sus tributarios, la especie blanco es la trucha marrón, mientras que en el río Santa Cruz existen dos pesquerías distintas y de alguna importancia. La primera se da en la cuenca baja y media, siendo la especie blanco la trucha arco iris y en la cuenca alta de salmón chinook, aunque en los últimos años y a consecuencia de lo que parece ser un fenómeno de dispersión, esta especie es cada vez más capturada en más ambientes patagónicos, incluyendo la cuenca baja del río Santa Cruz. Estas pesquerías se caracterizan por ofrecer ejemplares que alcanzan tallas de clase mundial. Muchas veces son fuente de conflictos entre usuarios, ya que van acompañadas de restricciones de acceso por parte de algunos superficiarios, sobre todo si se las explota comercialmente.

Las pesquerías de salmónidos no anádromos se ubican en el resto de los ambientes provinciales. La calidad de las mismas es generalmente ignorada o subestimada por el pescador local promedio, eclipsada por las pesquerías anteriormente citadas. Cuentan además con el agregado de estar enmarcadas en general dentro de paisajes con un alto valor escénico y tener escasa o limitada accesibilidad y casi ningún servicio turístico específico en muchos casos. Mención especial debe hacerse de las pesquerías ubicadas en algunos de los lagos o lagunas de meseta, donde por sus particulares condiciones ambientales, en algunas de ellas con un adecuado manejo, los salmónidos alcanzan altas tasas de crecimiento y tallas similares a las de ejemplares anádromos. Algunos de estos ambientes son explotados en forma comercial extractiva y sembrados periódicamente.

La pesquería de truchas marrones anádromas del río Gallegos, como pudo determinarse en un primer estudio integral financiado por el CFI (Casalnuovo *et al.*, 2014), presenta algunas características particulares respecto a otras similares de la Argentina. Principalmente se trata de una pesquería abierta en gran parte de su extensión, con un amplio estuario donde se permite la pesca artesanal extractiva de otras especies blanco como ejemplo el róbalo. A decir de muchos usuarios y administradores del recurso, la calidad de la pesca de salmónidos del río medida tanto en cantidad de capturas como en tallas de las mismas ha decrecido en el tiempo mencionándose como causas principales la sobrepesca legal y el furtivismo. En el río Gallegos, algunas existen algunas estancias turísticas que proveen el servicio de alojamiento y guiada. Por otro lado, la pesca recreacional es un aliciente importante para un número cada vez mayor de personas que se manejan de forma autónoma, generado por su lado un movimiento económico que es sustento de muchas economías regionales en la forma de ventas de permisos de pesca, equipos, hotelería, insumos varios, etc. (Casalnuovo *et al.*, 2014).

Los factores de mortalidad de esta pesquería han sido identificados pero no mensurados y se relacionan principalmente con las actividades extractivas (capturas intencionales legales o no) y la mortalidad indirecta (mortalidad post-liberación, capturas incidentales en redes, etc.). Por ello, en una primera etapa de este proyecto se implementó un Sistema de Información Pesquera (SIP) y se generaron las primeras capas geográficas necesarias para construir mapas temáticos pesqueros. Del análisis del SIP, conjuntamente con información previa generada por la Provincia pudo realizarse una primera descripción del estado actual de la población de la trucha marrón del sistema y de sus principales amenazas, identificando además los faltantes de datos que deben ser estimados. Al momento, la Provincia cuenta con una propuesta de estandarización en la toma de datos y personal entrenado en el marco del proyecto mencionado para realizar los relevamientos necesarios en lo referente a datos pesqueros. La situación descripta plantea importantes incertidumbres y desafíos para el planteo del manejo integrado de recursos naturales asociados al ambiente acuático, resultando necesaria la generación e integración de conocimientos mínimos indispensables que permitan apoyar procesos de toma de decisión por parte de las Autoridades de Aplicación provinciales en la materia como la Dirección Provincial de Recursos Hídricos, la Secretaría de Estado de Ambiente y la Dirección Provincial de Pesca Continental, esta última en lo referente al manejo de las poblaciones de salmónidos del río Gallegos.

### **3.11. Antecedentes recientes en la zona de estudio**

El presente trabajo representa la continuidad de una serie de estudios precedentes. En lo referido a pesquerías, consiste en la segunda etapa de los trabajos iniciados entre los años 2013–2014 con el proyecto financiado por CFI “*Generación de información tendiente al manejo de las poblaciones de salmónidos del río Gallegos*”, orientado a actualizar y aumentar el nivel de confianza de los conocimientos y conclusiones generados preliminarmente en 2014 a través de un Relevamiento Ambiental Rápido (RAR), junto a la implementación del Sistema de Información Pesquero (SIP). Ambos, RAR y SIP, permiten relacionar los datos biológicos con los ambientales en un marco geográfico amplio y representan una base fundamental para la toma de decisiones en materia de pesquerías.

En términos de recursos hídricos de superficie, la región comenzó a ser estudiada en forma continua y sistemática a partir del año 2010, a través de proyectos de investigación aplicada tanto por parte de la Universidad Nacional de la Patagonia Austral (UNPA) como desde el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria (INTA). Estos esfuerzos complementan numerosos trabajos en ocasiones similares, dispersos en espacio y tiempo, con la utilización de metodologías y alcances muy diversos, realizados en la misma región desde el primer antecedente conocido

desarrollado por Nicolli y Merino entre los años 1982–1983. Los trabajos recientes han permitido ordenar y actualizar el conocimiento disponible, principalmente estableciendo las zonas de vacío de información para el planteo de una gestión integrada de recursos hídricos (GIRH), de los ambientes fluviales y los recursos pesqueros a escala de cuenca. Entre los antecedentes más importantes pueden mencionarse los siguientes proyectos: (a) *“Evaluación de aptitudes del medio biofísico para realización de actividades e instalación humana en la región patagónica: indicadores, unidades espaciales e información geográfica”*, PICTO UNPA–UARG 2010-0020 (2010-2011); (b) *“Línea de base hidrometeorológica preliminar y planificación territorial a escala de cuenca en el sistema hidrográfico del río Gallegos”*, PI2 UNPA–UARG 29/A288-2012 (2012-2013); (c) *“Dinámica hidrológica y balance hídrico superficial en la cuenca del río Gallegos (Santa Cruz, Argentina)”*, PI2 UNPA–UARG 29/A326-2017 (2014-2016). Desde 2014 la región y los objetivos de trabajo también son parte de dos líneas en INTA EEA Santa Cruz como parte del Proyecto Regional con Enfoque Territorial (PRET) Zona Sur vinculadas a Proyectos Específicos del Programa Nacional AGUA de INTA: (a) *“Dinámica hidrometeorológica en la Cuenca del Río Gallegos”*, PN AGUA PE 1.33.0.2.2 (Componente: 1.c2013.1.33.2.1) y PRET Zona Sur (Componente 1.c2013.2.91.3.8); y (b) *“Banco de datos hidrológicos de superficie y subterráneos (BDHM)”*, PN AGUA PE 1.33.0.2.2 (Componente: 1.c2013.1.33.2.1) y PRET Zona Sur (Componente 1.c2013.2.91.3.8).

Desde el año 2015 y hasta la actualidad la región integra, en la figura de un Nodo Provincial, el Proyecto Red para la Conservación de los Ecosistemas Fluviales de la Patagonia (RedEco), una iniciativa orientada a la realización de estudios aplicados y caracterización del estado de los recursos naturales de la provincia, principalmente asociados a ambientes fluviales en cuencas piloto en las diferentes provincias patagónicas, conducida y financiada mayormente por CONICET – CENPAT y la ONG TNC (*The Nature Conservancy*). En la provincia de Santa Cruz, el nodo se integra por la Dirección Provincial de Recursos Hídricos dependiente del Consejo Agrario Provincial, la Dirección Provincial de Pesca Continental y la Dirección Provincial de Tecnología Aplicada a la Producción, dependientes del Ministerio de la Producción, Comercio e Industria, la Secretaría de Estado de Ambiente, dependiente del Ministerio de Salud y Ambiente de Santa Cruz, el Instituto Provincial de Energía (IESC) y el Laboratorio Regional de Investigación Forense, dependiente del Tribunal Superior de Justicia de Santa Cruz.

## 4. ORGANIZACIÓN DE LA OBRA

La obra se presenta en dos formatos, digital y papel. A continuación se describe el contenido y organización de cada formato:






A) SOPORTE DIGITAL. Se organiza en varias subcarpetas:

1. *CAPAS GEOGRÁFICAS. Incluye la totalidad de las capas geográficas generadas por el SIG del proyecto.*
2. *BASES DE DATOS. Incluye las bases de datos de peces, macroinvertebrados y calidad de agua y sedimentos generada por el SIP, SIA y SIB del proyecto.*
3. *CURSOS. Incluye toda la información pertinente a cursos y encuentros con los diferentes actores sociales de la RH 13, incluyendo el material de estudio*
4. *PRESENTACIONES. Presenta la totalidad de las presentaciones de diapositivas utilizadas en los diferentes encuentros y reuniones.*
5. *INFORME. Presenta el informe final y sus anexos.*
6. *FOTOS. Contiene toda la información gráfica y multimedia.*

B) SOPORTE PAPEL. Se organiza en Tomos Temáticos:

1. *TOMO I. PRESENTACIÓN. Se expone sobre la información de interés de la zona de estudio que sirva para entender el contexto y los objetivos del presente trabajo.*
2. *TOMO II. SISTEMA DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA. Presenta la metodología y los productos del SIG de la RH 13 que se incluyen en la carpeta digital CAPAS GEOGRÁFICAS.*
3. *TOMO III. AGUA Y SEDIMENTOS. Presenta la metodología, los productos y el análisis de los resultados de calidad de agua y sedimentos de la RH 13, cuyos datos se incluyen en la carpeta digital BASES DE DATOS.*
4. *TOMO IV. PESQUERÍAS Y AMBIENTE. Presenta la metodología, los productos y el análisis de los resultados de las especies de peces capturadas en la RH 13, cuyos datos se incluyen en la carpeta digital BASES DE DATOS*
5. *TOMO V. ENCUENTROS. Presenta la información de los cursos, talleres y encuentros durante el proyecto, cuya información adicional se encuentra en las carpetas digitales PRESENTACIONES Y CURSOS.*

## 5. OBJETIVOS

-  Contribuir a establecer un sistema de consulta y manejo de la pesquería del río Gallegos a través del enriquecimiento y actualización de la información de base de los salmónidos presentes, centrado principalmente en datos aportados por las operaciones privadas de pesca del sistema.
-  Desarrollar, analizar y discutir conocimientos que contribuyan a una línea de base del sistema hidrológico y que permitan la comprensión de su dinámica actual y pasada reciente en términos de producción y calidad de las aguas de superficie, la dinámica de poblaciones de salmónidos y la relación entre éstos y sus ecosistemas asociados directamente, como los ambientes ribereños.
-  Contribuir a la toma de decisiones públicas en materia ambiental, pesquera e hídrica por parte de las autoridades competentes mediante la generación de geoinformación actualizada y sistematizada en herramientas prácticas de gestión.
-  Poner a punto y evaluar de dichas herramientas en talleres conjuntos.
-  Capacitar y entrenar personal de la administración pública provincial en áreas de gestión hídrica, ambiental y pesquera.

### **NOTA IMPORTANTE**

El proyecto tal cual fue presentado consideración fue diseñado para la toma de datos en dos momentos representativos de la dinámica conocida en la calidad de aguas: creciente y estiaje. El financiamiento del CFI se hizo efectivo a posteriori de la fecha en que fue necesaria la realización de la campaña, debido a que en 2017 existió una importante anticipación en la estación de crecida en los caudales de los ríos objeto de estudio. La situación obligó a la realización de modificaciones de las algunas actividades programadas y en el mismo cronograma, que debió ser modificado tanto en las fechas de muestreos como en las actividades complementarias como por ejemplo los talleres. Este adelantamiento en los trabajos de campo fue autorizado por la Contraparte Provincial y financiado en parte por Yacimientos Carboníferos Río Turbio, Sociedad del Estado (YCRT), sin cuya intervención oportuna no se hubiese podido completar de manera satisfactoria este proyecto.

## 6. BIBLIOGRAFIA

- Alabaster JS, Lloyd R. 1982. Water quality criteria for freshwater fish. FAO, Great Britain University Press. 365p.
- Allan JD, Castillo MM. 2007. Stream ecology: Structure and function of running waters. Springer (Ed.), The Netherlands. 444p.
- Almodóvar A, Nicola G.. 1998. Assessment of a brown trout *Salmo trutta* population in the River Gallo (central Spain): angling effects and management implications (Salmonidae). Ital. J. Zool., 65: 539-543.
- Amaya Santi M, Pascual M. 2006a. Caracterización de los pescadores y la pesca deportiva en el río Gallegos: Temporada 2005-2006. Grupo técnico SPSC-GESA (CENPAT-CONICET). Reporte Técnico 02- 06: 18 pp.
- Amaya Santi M, Pascual M. 2006b. Determinación de edad y crecimiento de la trucha marrón (*Salmo trutta*) del río Gallegos. Grupo técnico SPSC-GESA (CENPAT-CONICET). Reporte Técnico 03-06: 8 pp.
- Amaya Santi M, Pascual M. 2006c. Censos de captura y esfuerzo en la pesquería deportiva de trucha marrón (*Salmo trutta*) del río Gallegos: Temporada 2004-2005. Grupo técnico SPSC-GESA (CENPAT-CONICET). Reporte Técnico 4-06. 18 pp.
- Arcos Pulido MP, Ávila de Navia SL, Estupiñán Torres SM, Gómez Prieto AC. 2005. Indicadores microbiológicos de contaminación de fuentes de agua. NOVA - Publicación Científica 3(4), Julio-Diciembre: 1-116.
- Arlinghaus R, Cooke SJ. 2005. Global impact of recreational fisheries. Science, 307: 1561-1562.
- Arlinghaus R, Mehner T, Cowx IG. 2002. Reconciling traditional inland fisheries management and sustainability in industrialized countries, with emphasis on Europe. Fish and Fisheries, 3: 261-316.
- Armour CL, Duff DA, Elmore W. 1991. He effects of livestock grazing on riparian and stream ecosystems. Fisheries 16: 7-11.
- Arzac G, Barbagallo JA. 1993. Evaluación del sistema de captación de agua – Río Gallegos. Informe Final. Consejo Federal de Inversiones y Gerencia de Saneamiento Empresa Servicios Públicos S.E. 79p.+anexos.
- Ayers RS, Westcot DW. 1985. Water quality for agriculture. FAO Irrigation and Drainage Paper No.29 Rev.1. 186p.
- Barbería EM. 1996. Los dueños de la tierra en la Patagonia Austral, 1880-1920. Ed. Universidad Nacional de la Patagonia Austral. 2da. Ed. 475p.
- Barbosa VH. 1988. La industria del carbón en la Argentina y el Mundo. Secretaría de Energía de la Nación, Buenos Aires. 96p.
- Barriga JP, Battini MA, Macchi PJ, Milano D, Cussac VE. 2002. Spatial and temporal distribution of landlocked *Galaxias maculatus* and *Galaxias platei* (Pisces: Galaxiidae) in a lake in the South American Andes. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research, 36: 345-359.
- Basílico GO, De Cabo L, Faggi A. 2015 Adaptación de índices de calidad de agua y de riberas para la evaluación ambiental en dos arroyos de la llanura pampeana. Rev. Mus. Argentino Cienc. Nat, 17: 119-134.
- Belsky AJ, Matzke A, Uselman S. 1999. Survey of livestock influences on stream and riparian ecosystems in the Western United States. Journal of Soil and Water Conservation 54: 419-431.

Berelson WL, Caffrey PA, Hamerlinck JD. 2004. Mapping hydrologic units for the National Watershed Boundary Dataset. *Journal of the American Water Resources Association (JAWRA)*, October: p1231-1246.

Bettis EA, Thompson DM. 1985. Gully erosion. *Rangelands* 7: 70-72.

Bilotta GS, Brazier RE. 2008. Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota. *Water Research* 42: 2849-2861.

Biro P, Post J. 2008. Rapid depletion of genotypes with fast growth and bold personality traits from harvested fish population. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA*. 2919-2922.

Blanco PD, Colditz RR, López Saldaña G, Hardtke LA, Llamas RM, Mari NA, Fischer A, Caride C, Aceñolaza P, Del Valle H, Lillo-Saavedra M, Coronato F, Opazo SA, Morelli F, Anaya JA, Sione WF, Zamboni P, Barrena Arroyo V. 2013. A land cover map of Latin America and the Caribbean in the framework of the SERENA project. *Remote Sensing of Environment* 132: 13-31.

Boy CC, Morriconi E, Calvo, J. 2007. Reproduction in puyen, *Galaxias maculatus* (Pisces: Galaxiidae) in the southernmost extreme of distribution. *Journal of Applied Ichthyology* 23: 547-554.

Bren L. 2015. Forest hydrology and catchment management: An Australian perspective. Springer Science, Australia. 276p.

Brooks KN, Ffolliott PF, Magner JA. 2003. Hydrology and the management of watersheds. Wiley - Blackwell Pub. 4th. Ed.; 545p.

Caballero AL. 2008a. Valoración cuantitativa del impacto minero industrial del carbón en un curso de agua – caso del arroyo San José de río Turbio, Santa Cruz. Informe Técnico No.3. UNPA, UART. 67p.

Caballero AL. 2009a. Evaluación preliminar de depósitos de estériles y sedimentos provenientes de la actividad carbonífera en río Turbio. ICT-UNPA-3-2009, ISSN: 1852-4516. 25p.

Caballero AL. 2009b. Diferenciación de efluentes minero industriales del carbón y poblacionales mediante el uso de la estadística multivariada: un análisis sobre las descargas al arroyo San José de Río Turbio en la provincia de Santa Cruz. ICT-UNPA-1-2009, ISSN: 1852-4516. 29p.

Caballero AL. 2009c. Valoración del impacto de efluentes minero industriales del carbón en el arroyo San José de Río Turbio en Santa Cruz. ICT-UNPA-4-2009. 28p.

Cabanillas L, Carstens G, Lovecchio JP, Marshall PA, Rebori L, Soldo JC, Vallejo E, Vergani G. 2013. Petróleo y gas en la Argentina: cuencas productivas. *Revista Asociación Argentina de Geólogos y Geofísicos del Petróleo* 23: 49-51.

Campos H. 1970. *Galaxias maculatus* (Jenyns) en Chile, con especial referencia a su reproducción. *Boletín del Museo de Historia Natural, Chile* 31: 5-20.

Casalnuovo MA, Luizón C, Sberna C, Vigliano P, Macchi P, Lattuca ME. 2002. Recursos Pesqueros Recreacionales de Tierra del Fuego. Primera Etapa: Las Poblaciones de Salmónidos del Río Ewan Sur. Informe Final. Consejo Federal de Inversiones: 233 pp.

Casalnuovo MA, Castro F, Guglielminetti G. 2014. Generación de información tendiente al manejo de las poblaciones de salmónidos del río Gallegos. Informe Final Consejo Federal de Inversiones (CFI). 165pp.

CFI. 1995. Mapa hidrogeológico, Zona Sur de la Provincia de Santa Cruz. Informe Final. Consejo Federal de Inversiones. 80p.+ anexo cartográfico.

Chapman D, Kimstach V. 1996. Selection of water quality variables. Chap.3: 60p. In: Water quality assessments, A guide to use of biota, sediments and water in environmental monitoring. 2nd. Edition. Chapman D. (Ed.), UNESCO/WHO/UNEP.

CNEA. 1998. Análisis de aguas superficiales a demanda de la empresa Servicios Públicos Sociedad del Estado. Laboratorio de la Comisión Nacional de Energía Atómica. Inédito.

COHIFE. 2013. Principios rectores de política hídrica de la República Argentina. En: <http://www.cohife.org.ar/PrincipiosRPH.html>. Fundamentos del Acuerdo Federal del Agua. 24p.



Coleman FC, Figueira WF, Ueland JS, Crowder LB. 2004. The impact of United States recreational fisheries on marine fish populations. *Science*, 305: 1958–1960.

CONAF. 1999. Catastro y evaluación de recursos vegetacionales nativos de Chile. Proyecto CONAF – CONAMA – BIRF, Santiago de Chile. 89p.

CONAF. 2006. Catastro de uso del suelo y vegetación, Región de Magallanes y Antártica Chilena. Monitoreo y actualización. Públ. Corporación Nacional Forestal y Comisión Nacional del Medio Ambiente, Chile. 14p.

Conover D, Munch S. 2002. Sustaining fisheries yields over evolutionary time scales. *Science* 297: 94-96.

Cooke SJ, Cowx IG. 2004. The role of recreational fishing in global fish crisis. *BioScience*, 54: 857-859.

Cooke SJ, Cowx IG. 2006. Contrasting recreational and commercial fishing: Searching for common issues to promote unified conservation of fisheries resources and aquatic environments. *Biological Conservation*, 128: 93-108.

Cosseau MB, Perrota RG. 1998. Peces marinos de la Argentina. Biología, distribución, pesca. Publicación del INIDEP. Mar del Plata. 163 pp.

Cowx IG, Welcomme RL. 1998. Rehabilitation of rivers for fish. Oxford, UK, Fishing News Books, Blackwell Science. 260 pp.

Cowx IG. 2002. Recreational Fishing. En: Hart, P.J.B. y J.D. Reynolds (Editores). *Handbook of Fish Biology and Fisheries Volume 2 Fisheries*.: 367-390. Blackwell Publishing. Malden, USA.

Cowx SP, Walters CJ. 2002. Maintaining quality in recreational fisheries: how success breeds failure in the management of open-access fisheries.: 107 – 119. En: T.J. Pitcher and C. Hollingworth (Editores). *Recreational fisheries: Ecological, Economic, and Social Evaluation*. Blackwell Science, Oxford, UK.

Cussac VE, Ortubay S, Iglesias G, Milano D, Lattuca ME, Barriga JP, Battini M, Gross M. 2004. The distribution of South American galaxiid fishes: the role of biological traits and post-glacial history. *Journal of Biogeography* 31: 103-121.

Davisson ML. 2001. Organic matter in rivers: The crossroads between climate and water quality. 21st. Century River City Symposium, Missouri Botanical Garden, April 27: 28p.

Del Valle A, Núñez P. 1990. Los Peces de la Provincia de Neuquen. CEAN-JICA, Informe Técnico N° 1. 85 pp.

Dempson J, Furey G, Bloom M. 2002. Effects of catch and release angling on Atlantic salmon *Salmo salar* L., of the Cone River, Newfoundland. . *Fisheries Management and Ecology* 9: 139-147.

Diaz BG, Giménez M. 2015. Zonificación y codificación hidrográfica en Santa Cruz (Patagonia Austral, Argentina). *Actas Congreso Nacional del Agua*, 15 al 19 de Junio. Paraná, Entre Ríos. 12p.

Diaz BG, Bonfili O, Monserrat MC, Almonacid L, Sturzenbaum S. 2016b. Red de cooperación hidrometeorológica en Santa Cruz. RALDA2016, XVI Reunión Argentina y VIII Latinoamericana de Agrometeorología, 20 al 23 de setiembre. Puerto Madryn Chubut (Arg.), *Actas AT4-021*: p78-79.

Diaz BG, Monserrat MM, Tiberi PE, Marderwald G, Hofmann C, Caparrós L, Mattenet F, Zerpa D, Billoni SL, Martínez L. 2016a. Hidrología superficial de la Región Hidrográfica del río Gallegos (Sur de la provincia de Santa Cruz, Argentina). *Revista Digital UNPA ICT-151-2016*, Vol.8: 136-161.

Diaz BG, Tiberi PE, Marderwald G. 2015. Morfometría fluvial de la cuenca del río Gallegos (Patagonia Austral, Argentina). *Actas V Jornadas y II Congreso Argentino de Ecología de Paisajes (CAEP2015)*. Azul, provincia de Buenos Aires, Argentina. 27 al 29 de Mayo, 2015. Organizado por IHLLA y ASADEP. 3p.

Dourojeanni A. 1994. La gestión del agua y las cuencas en América Latina. *Revista CEPAL* No.54, Chile: 111-127.

Dourojeanni A, Jouravlev A, Chávez G. 2002. Gestión del agua a nivel de cuencas: teoría y práctica. Pub. Técn. CEPAL–ECLAC Serie Recursos Naturales e Infraestructura No.47, Sgo. Chile. 83p.

DRILLINGINFO. 2018. En: <https://info.drillinginfo.com/>

Elliott M, McLusky DS. 2002. The need for definitions in understanding estuaries. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 55: 815-827.

Ellis MM. 1937. Detection and measurement of stream pollution. US Dept. Commerce, Bureau of Fisheries, USA. 86p.

Elmore W, Beschta RL. 1987. Riparian areas: Perceptions in management. *Rangelands* 9: 260-265.

EPA & HSE. 2010. Joint position paper No.1 – Nitrates in water. Environmental Protection Agency, Health Service Executive (Ireland). 5p. En: <http://www.epa.ie/pubs/advice/drinkingwater/nitratepositionpaper.html>

EPA. 1986. Quality criteria for water. Environmental Protection Agency, Office of Water, USA. EPA 440/5-86-001. 900p.

EPA. 1992. Secondary Drinking Water Regulations: Guidance for Nuisance Chemicals. PA810/K-92-001. <http://www.epa.gov/safewater/consumer/2ndstandards.html>. United States Environmental Protection Agency.

EPA. 1994. Water Quality Standards Handbook. 2nd Ed. Environmental Protection Agency, Office of Water, USA. EPA 823-B-94-005a. 202p.

EPA. 2003. Developing water quality criteria for suspended and bedded sediments (SABS): potential approaches. United States Environmental Protection Agency, Office of Water. 58p.

EPA. 2013. Integrated water quality report 2012 – Monaghan and Louth. Environmental Protection Agency, Ireland. 80p. <https://www.epa.ie/pubs/reports/water/waterqua/iwqmolou/>

EPA. 2016. Aquatic life ambient water quality criteria. US Environmental Protection Agency. <https://www.epa.gov/wqc/aquatic-life-ambient-water-quality-criteria>

Esteves JL, Gil M, Harvey M. 1996. Evaluación de la contaminación por metales en sedimentos y material en suspensión de la cuenca Turbio – Gallegos. Informe Técnico No.12, Plan de Manejo Integrado de la Zona Costera Patagónica. GEF/PNUD/WCS/FPN. 12p.

FAO. 1987. Chemical features of water. United Nations Development Programme PROJECT RAF/82/009. En: <http://www.fao.org/docrep/field/003/AC183E/AC183E00.htm#TOC>

Fischer RA, Martin CO, Fischenich CJ. 2000a. Improving riparian buffer strips and corridors for water quality and wildlife. Int. Conf. on Riparian Ecology and Management in Multi Land Use Watersheds, Proceedings Am. W. Res. Assoc.: 7p.

Fischer RA, Martin CO, Fischenich CJ. 2000b. Design recommendations for riparian corridors and vegetated buffer strips. Town of Canterbury, ERDC-TN-EMRRP-SR-24: 17p. <http://canterburyct.org/>

Freitas MP, Moreira Laskowski MM, Dalke CR, Dalzoto PR, Pimentel IC. 2008. Persistence of total and fecal coliforms and *Pseudomonas aeruginosa* in natural water samples from rivers that supply a water treatment station in Curitiba, Brazil. *Estud. Biol.* 30: 63-69.

Gajardo R. 1995. La vegetación natural de Chile, clasificación y distribución geográfica. Ed. Universitaria, Chile: 165p.

García Asorey M. 2011. La variación individual en el crecimiento somático de salmónidos y su incorporación en modelos para el manejo de pesquerías recreativas. Trabajo para optar por el título de Doctor en Ciencias Biológicas. CRUB. Universidad del Comahue: 93 pp.

Hansen MJ, Beard TD Jr, Hewett SW. 2000. Catch rates and catchability of walleyes in angling and spearing fisheries in northern Wisconsin lakes. *North American Journal of Fisheries Management*, 20: 109-118.

- Hawes E, Smith M. 2005. Riparian buffer zones: Function and recommended widths. Eighthmile River Wild and Scenic Study Committee.
- Hem JD. 1985. Study and interpretation of the chemical characteristics of natural waters. USGS Water Supply Paper 2254, 3rd Ed. USA. 272p.
- Hickley P. 1994. Stocking and introduction of fish- a synthesis. En IG Cowx (ed) The rehabilitation of freshwater fisheries. Oxford. Fishing News Books: 247-254.
- Hilborn R, Walters CJ. 1992. Quantitative Fisheries stock assessment: choice, dynamics and uncertainty. Chapman and Hall. New York, USA. 570pp.
- Hilborn R, Mangel M. 1997. The Ecological Detective: confronting models with data. Princeton University Press, Princeton, N.J. USA. 315 pps.
- Hollingworth (Editores). Recreational fisheries: ecological, economic and social evaluation: 1-16. Fish and Aquatic Resources Series No 8, Blackwell Science, Oxford, UK
- Horton RE. 1945. Erosional development of streams and their drainage basins, hydrophysical approach to quantitative morphology. Bulletin of the Geological Society of America 56: 275-330.
- IANIGLA – CONICET. 2017. Informe de la subcuenca del río Turbio y Rubens, cuenca de los ríos Gallegos y Chico, Provincia de Santa Cruz. Inventario Nacional de Glaciares, Ministerio de Ambiente y Desarrollo Sustentable de la Nación. 24p.
- IGM. 1947. Hoja 5172-34 Estancia Glencross. E.1:100.000. Instituto Geográfico Militar de la República Argentina. 1° Edición.
- IGM. 1950. Hoja 5172-27 Mina Río Turbio. E. 1:100.000. Instituto Geográfico Militar de la República Argentina. 1° Edición.
- INDUSER. 2008. Análisis de aguas superficiales. Informe de laboratorio para SERMAN y Asociados SRL para muestreo de aguas superficiales realizadas entre los días 3-15 de abril de 2008. 29p.
- INTA & UNPA. Inédito. Informes Finales de Proyectos de Investigación Aplicada "Línea de base hidrometeorológica preliminar y planificación territorial a escala de cuenca en el sistema hidrográfico del río Gallegos", UNPA PI2 29/A288-2012 (2012-2013); "Dinámica hidrológica y balance hídrico superficial en la cuenca del río Gallegos (Santa Cruz, Argentina), UNPA PI2 29/A326-2017 (2014-2016); y "Dinámica hidrometeorológica en la Cuenca del Río Gallegos" INTA PRET Zona Sur 1.c2013.2.91.3.8.
- Isla MS, San Román NA. 1995. Alimentación de *Eleginops maclovinus* (Pisces, Nototheniidae) en el Canal Beagle, Argentina. Naturalia Patagónica, Serie Cs. Biológicas 3: 107-327.
- Jensen AL. 1981. Optimum size limits for trout fisheries. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, 38: 657-661.
- Johnson BM, Carpenter SR. 1994. Functional and numerical responses: a framework for fish-angler interactions? Ecological Applications, 4: 808-821.
- Johnson BM, Martinez PJ. 1995. Selecting Harvest Regulations for Recreational Fisheries: Opportunities for Research/Management Cooperation. Fisheries, 20: 22-29.
- Kauffman JB, Krueger WC. 1984. Livestock impacts on riparian ecosystems and streamside management implications. A review J. of Range Management 37: 430-438.
- Kearney RE. 1999. Evaluating recreational fishing: managing perceptions and/or reality. En: Pitcher, T. (Editor). Evaluating the Benefits of Recreational Fisheries. University Of British Columbia Fisheries Centre Research Reports, 7: 9-14.
- Krebs Ch. 1985. Ecology: the experimental analysis. Third edition. Harper Collins pub. 800 pp.
- Kutschker A, Brand C, Miserendino ML. 2009. Evaluación de la calidad de bosques de ribera en ríos del NO del Chubut sometidos a distintos usos de la tierra. Ecología Austral 19: 19-34.

Lackey RT. 2005. Fisheries: history, science, and management. En: Lehr, J.H y J. Keeley (Editores) Water Encyclopedia: Surface and Agricultural Water: 121-129. John Wiley and Sons, Inc. Publishers. New York, USA.

Lakefield Research Argentina. 2001. Agua Superficial y Subterránea, Provincia de Santa Cruz. Tarea 3 Segundo Proyecto de Asistencia Técnica para el Desarrollo del Sector Minero Argentino (PASMA II), Inventario de Recursos Naturales y Humanos Zona Sur. Convenio BIRF 4282-AR.

Leal D, Maharaj V (Editores). 2009. Evolving approaches to managing marine recreational fisheries. Rowman & Littlefield Pub. Inc.. New York, USA. 245pp.

Lee AH, Nikraz H. 2015. BOD: COD Ratio as an indicator for river pollution. International Proceedings of Chemical, Biological and Environmental Engineering, 88: 89-94.

Lecca RE, Ruiz LE. 2014. Caracterización de las aguas residuales y la demanda bioquímica de oxígeno. Industrial Data 17: 71-80.

Luján Roca DA. 2014. *Pseudomonas aeruginosa*: un adversario peligroso. Acta Bioquím. Clin. Latinoam 48: 465-474.

Maharaj V, Carpenter J. 1996. The 1996 Economic Impact of Sport Fishing in Hawaii. American Sportfishing Organization. 10pp.

Martinic MB. 2002. Breve historia de Magallanes. Ed. Universidad de Magallanes, Punta Arenas, Chile. 137p.

Martinic MB. 2004. La minería del carbón en Magallanes entre 1868 – 2003. En: Historia 37(1), Instituto de Historia, Pontificia Universidad Católica de Chile: 129-167.

Martinic MB. 2005. La historia del Petróleo en Magallanes. Unidad de Comunicaciones ENAP Chile, 3er. Ed., Punta Arenas, Chile. 166p.

Martinic MB. 2006. El poblamiento rural en Magallanes durante el siglo XX: Realidad y utopía. Magallania 34(1), Chile: 5-20.

McCutcheon SC, Martin JL, Barnwell TO Jr. 1992. Water quality. Ch.11. In: Handbook of hydrology. Maidment D.R. (Ed.), McGraw-Hill, USA.

McFadden JT, Cooper EL, Anderson JK. 1965. Some effects of environment on egg production in brown trout *Salmo trutta*. Trans. Am. Fish. Soc. 10: 88-95.

McKee JE, Wolf H.W. 1963. Water quality criteria. 2nd Ed., Publication 3-A, California State Water Resources Control Board, USA. 583p.

McPhee DP, Leadbitter D, Skilleter GA. 2002. Swallowing the bait: is recreational fishing in Australia ecologically sustainable? Pacific Conservation Biology, 8: 40-51.

Menge BA, Olson OM. 1990. Role of scale and environmental factors in regulating community structure. Trends in Ecology and Evolution, 5: 52-57.

Minterio de Energía y Minería. 2018. "Datos MINEM". Portal del Sistema Unificado de Información Energética del Ministerio de Energía y Minería de la Nación. En: <http://datos.minem.gob.ar/>. Servicio WMS en: <http://sig.se.gob.ar/wmsenergia>.

Morris WC. 2017. Coliform bacteria – An indicator of water quality. Doc. SP392-B 6/07 07-0293. En: <https://extension.tennessee.edu/publications/Documents/Forms/AllItems>. Inst. of Agriculture, Univ. of Tennessee. 2p.

Mostofa KMG, Cong-qiang L, Mottaleb MA, Wan G, Ogawa H, Vione D, Yoshioka T, Wu F. 2013. Dissolved organic matter in natural waters. Chap.2: 138p. In: Photobiogeochemistry of Organic Matter, Mostofa K.M.G. (Ed.), Springer – Verlag, Berlin.

Moyle PB. 1976. Inland fishes of California. University of California Press. Berkeley: 546 pp.

Municipalidad de Laguna Blanca. 2009. Plan de Desarrollo Comunal (PLADECO). F&S Consultores, Chile. 89p.

- Municipalidad de Natales, Universidad de la Frontera y IDER. 2015. Actualización del Plan de Desarrollo Comunal (PLADECO) 2011-2015. Informe Etapa 1: Análisis y complementación global del diagnóstico, Municipalidad de Natales, Chile. 115p.
- Municipalidad de San Gregorio. 2008. Actualización del Plan de Desarrollo Comuna de San Gregorio (PLADECO). Período 2008-2012, Chile. 149p.
- Muoneke MI, Childress MW. 1994. Hooking mortality: a review for recreational fisheries. *Reviews in Fisheries Science*, 2: 123–156.
- Mylavarapu R. 2011. Impact of phosphorus on water quality. University of Florida IFAS Extension SL275, Soil and Water Science Dept. 4p.
- Naiman RJ, Bilby RE. 1998. River Ecology and Management in the Pacific Coastal Ecoregion. En *River Ecology and Management. Lesson from the Pacific Coastal Ecoregion*. Naiman, R. J. & R. E. Bilby ed. 705 pp.
- Nasreen M, Sarker A, Malek MA, Ansaruzzaman M, Rahman M. 2015. Prevalence and resistance pattern of *Pseudomonas aeruginosa* isolated from surface water. *Advances in microbiology*, 5: 74-81.
- National Research Council. 1998. Sustaining marine fisheries. National Academy Press, Washington, D.C. 184 pp.
- Neal C, Wilkinson J, Neal M, Harrow M, Wickham H, Hill L, Morfitt C. 1997. The hydrochemistry of the headwaters of the river Severn, Plynlimon. *Hydrology and Earth System Sciences* 1: 583-617.
- Nicolli HB, Merino MH. 1993. Caracterización geoquímica de las aguas de la cuenca de los ríos Turbio y Gallegos, provincia de Santa Cruz. Informe Final Conejo Federal de Inversiones (CFI). 81p.
- Noble RL, Jones TW. 1999. Managing fisheries with regulations. En: Kohler, C.C. and W.A. Hubert (Editores) *Inland Fisheries Management in North America*.: 455–480. American Fisheries Society, Bethesda, USA.
- Nuevo Siglo Consultores. 2015. Actualización del Plan Comunal de Desarrollo de San Gregorio 2015-2020 (PLADECO). Informe Final. Municipalidad de San Gregorio, Chile. 169p.
- O'Neal S, Stanford J, Liberoff A. 2007. Population status and ecology of brown trout: Rio Grande, Tierra del Fuego, Argentina, 2007 season. FLBS Report 198-07. 30 pp.
- OECD. 2007. Proposed system of surface water quality standards for Moldova. Technical Report. EAP Task Force. 49p.+annexes.
- Oliva G, García G, Ferrante D, Massara V, Rimoldi P, Diaz BG, Paredes P, Gaitán J. 2017. Estado de los recursos naturales renovables en la Patagonia Sur Extraandina. Centro Regional Patagonia Sur INTA. Ministerio de Agroindustria. 66p.
- Oliva G, González L, Rial P, Livraghi E. 2001. El ambiente en la Patagonia Austral: Áreas ecológicas de Santa Cruz y Tierra del Fuego. Cap.2: 41-82. En: *Ganadería ovina sustentable en la Patagonia Austral*. Borrelli y Oliva Ed., PRODESAR, INTA, GTZ, UNPA, CAP. 272p.
- Osborne LL, Kovacic DA. 1993. Riparian vegetated buffer strips in water quality restoration and stream management. *Freshwater Biology*, 29: 243-258.
- Parma A, Deriso RB. 1990. Dynamics of age and size composition in a population subject to size selective mortality: effects of phenotypic variability in growth. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 47: 274-289.
- Pascual MA, García Asorey M, Casalnuovo M. 2010. Los impactos de la pesca de la trucha marrón en el Río Grande: algunos elementos para la evaluación y manejo de la pesquería. Informe Técnico para la Dirección General de Recursos Hídricos de la Provincia de Tierra del Fuego: 30 pp.
- Pascual M, Bentzen P, Riva Rossi C, Mackey G, Kinnison MT, Walker R. 2001. A First Documented Case of Anadromy in a Population of Introduced Rainbow Trout in Patagonia, Argentina. *Trans. of Am. Fish. Soc.*, 130: 53-67.

- Pascual MA, Lancelotti J, Ernst-Elizalde B, Ciancio JE, Aedo-Marchant E, García-Asorey M. 2009. Scale, connectivity, and incentives in the introduction and management of non-native species: the case of exotic salmonids of Patagonia. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7: 533-540.
- Pascual MA, Lancelotti J, Ernst-Elizalde B, Ciancio JE, Aedo-Marchant E, García-Asorey M. 2009. Scale, connectivity, and incentives in the introduction and management of non-native species: the case of exotic salmonids of Patagonia. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7: 533-540.
- Pereira DL, Hansen MJ. 2003. A perspective on challenges to recreational fisheries management: summary of the symposium on active management of recreational fisheries. *North American Journal of Fisheries Management*, 23: 1276-1282.
- Peri PL, Ormaechea S. 2013. Relevamiento de los bosques nativos de ñire (*Nothofagus antarctica*) en Santa Cruz: base para su conservación y manejo. Ed. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, 1er. Ed. 88p.
- Pitcher TJ, Hollingworth CE. 2002. Fishing for Fun: Where is the Catch?. En: T.J. Pitcher, y C.E.
- Post JR, Mushens C, Paul A, Sullivan M. 2003 Assessment of Alternative Harvest Regulations for Sustaining Recreational Fisheries: Model Development and Application to Bull Trout. *North American Journal of Fisheries Management*, 23: 22-34.
- Post JR, Sullivan M, Cox S, Lester NP, Walters JC, Parkinson EA, Paul AJ, Jacson L, Shuter BJ. 2002. Canada's Recreational Fisheries: The Invisible Collapse? *Fisheries*, 27: 6-17.
- Radomski PJ. 2003. Initial attempts to actively manage recreational fishery harvest in Minnesota. *North American Journal of Fisheries Management*, 23: 1329-1342.
- Radtke DB, Davis JV, Wilde FD. 2005. Specific electrical conductance (ver. 1.2). Chap. A6., sec. 6.3 (August). In: U.S. Geological Survey Techniques of Water-Resources Investigations, Book 9. Accesado el 09/01/2018 en: <http://pubs.water.usgs.gov/twri9A6/>.
- Raleigh RF, Zuckerman LW, Nelson PC. 1986. Habitat suitability index models and instream flow suitability curves: Brown trout. U. S. Fish and Wildlife Service publications. Biological Report 82 (10.124). 65 pp.
- Reeves GH, Bisson PA, Dambacher JM. 1998. Fish Communities. En *River Ecology and Management. Lesson from the Pacific Coastal Ecoregion*. Naiman, R. J. & R. E. Bilby ed. 705 pp.
- Rinne JN. 1999. Fish and grazing relationships. *Fisheries habitat* 24: 12-21.
- Ríos-Tobón S, Agudelo-Cadavid RM, Gutiérrez-Builes LA. 2017. Patógenos e indicadores microbiológicos de calidad del agua para consumo humano. *Rev. Fac. Nac. Salud Pública* 35: 236-247. DOI: 10.17533/udea.rfnsp.v35n2a08.
- Risuelo F. 2012. Historia del petróleo en Argentina. Públ. Cámara Argentina de la Construcción, Buenos Aires. 58p.
- Rosenzweig ML. 1994. Species diversity in space and time. Cambridge Univ. Press, New York, New York, U. S. A.
- Rounds SA. 2006. Alkalinity and acid neutralizing capacity. Chap. A6., sec. 6.6 (July). In: U.S. Geological Survey Techniques of Water-Resources Investigations, Book 9. Accesado el 09/01/2018 en: <http://pubs.water.usgs.gov/twri9A6/>.
- Ruzzante D, Walde S, Macchi P, Alonso M, Barriga JP. 2011. Phylogeography and phenotypic diversification in the Patagonian fish *Percichthys trucha*: the roles of Quaternary glacial cycles and natural selection. *Biological Journal of the Linnean Society*, 103: 514-529.
- Ruzzante D, Walde S, Cussac V, Dalebout M, Seibert J, Ortubay S, Habit E. 2006. Phylogeography of the *Percichthyidae* (Pisces) in Patagonia: roles of orogeny, glaciation, and volcanism. *Molecular Ecology*, 15: 2949-2968.
- Sainsbury J. 1980. Effect of individual variability on the von Bertalanffy growth equation. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37: 241-247.



Sami K. 1997 Impacto de la actividad minera de Yacimientos Carboníferos Fiscales en los recursos de agua del sistema del río Turbio, provincia de Santa Cruz, Argentina. Report No.1997-0303, Consejo de Geociencia, República de África del Sur., Pretoria. 37p.

SapientiaAPIENTIA OilIL SRL. 2018. En: <https://es-la.facebook.com/Sapientia-Oil-SRL-156121475172404/>

Schroeder DM, Love MS. 2002. Recreational fishing and marine fish populations in California. California Cooperative Oceanic Fisheries Investigations Reports: 182–190.

Schuettpehl DH. 1969. Fecal and total Coliform tests in water quality evaluation. Research Report No.42, Dept. Natural Resources, Madison, USA. 36p.

SEGEMAR. 2006. Estudio de impacto ambiental de la Central Termoeléctrica Río Turbio, provincia de Santa Cruz. Instituto de Geología y Recursos Minerales – SEGEMAR e YCRT. 263p.

SERMAN. 2011. Monitoreos ambientales, Central Termoeléctrica a Carbón Río Turbio, Santa Cruz.

Shlosser IJ. 1987. A conceptual framework for fish communities in small warmwater streams. Páginas 12-74 en W. J. Mathews and D. C. Heins (eds.) Community and evolutionary ecology in north American stream fishes. Univ. of Oklahoma Press. Norman, Oklahoma, U.S.A.

Shock CC, Pratt K. 2003. Phosphorus effects on surface water quality and phosphorus TMDL development. Western Nutrient Management Conference vol.5, Salt Lake City, USA: p211-220.

Solanez M, Villarreal FG. 1999. The Dublin principles for water as reflected in a comparative assessment of institutional and legal arrangements for integrated water resources management. In: Background Papers No.3, Global Water Partnership, TAC. Sweden. 48p.

Sousa WP. 1984. The role of disturbance in natural communities. Annual Review of Ecology and Systematics, 15: 353-391.

SPSE. 2000. Análisis de aguas superficiales. Laboratorio de Aguas de SPSE. Inédito.

Strahler AN. 1957. Quantitative analysis of watershed geomorphology. Transactions, American Geophysical Union, 38: 913-920.

Stumm W, Morgan JJ. 1995. Aquatic chemistry: chemical equilibria and rates in natural waters. Ed. Wiley, ISBN: 978-0-471-51185-4. 1040p.

SUBDERE–CEPAL. 2013. Guía análisis y zonificación de cuencas hidrográficas para el ordenamiento territorial. Pub. Técn. Subsecretaría de Desarrollo Regional y Administrativo (Chile) y División de Desarrollo Sostenible y Asentamientos Humanos (CEPAL). 142p.

Sullivan AB, Snyder DM, Rounds SA. 2010. Controls on biochemical oxygen demand in the upper Klamath River, Oregon. Chemical Geology, 269: 12-21.

Sullivan DJ. 2000. Nutrients and suspended solids in surface waters of the Upper Illinois River Basin in Illinois, Indiana and Wisconsin, 1978 – 1997. Water Resources Investigations Report 99-4275, USGS.62p.

Svejcar T. 1997. Riparian zones: What are they and how do they work?. Rangelands 19: 4-7.

Taboada O, Andreone R, Nuñez U, Calafiore A, Balcazar E, Luna R. 2011. Informe de Impacto Ambiental Yacimientos Carboníferos Río Turbio.

The British Columbia Ground Water Association. 2007. Total, fecal and *E. Coli* bacteria in groundwater. Water Stewardship Information Series (February): 2p.

Thirumalini S, Kurian J. 2008. Correlation between electrical conductivity and total dissolved solids in natural waters. Malaysian Journal of Science, 28: 55-61.

Ullah A, Durrani R, Ali G, Ahmed S. 2012. Prevalence of antimicrobial resistant *Pseudomonas aeruginosa* in fresh water spring contaminated with domestic sewage. Journal of Biological and Food Science Research, 1: 19-22.

- USDA. 1969. Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. Agr. Handbook No.60, US Salinity Lab. Staff. Richards LA Ed. 172p.
- USEPA. 1976. Quality criteria for water. Environmental Protection Agency, Office of Water, USA. EPA-440/9-76-023. 501 p.
- UTN. 2015. Línea de Base Ambiental de la Central Termoeléctrica Río Turbio (CTRT). Cap.5, Addenda EIA de Operación de la CTRT. 278p.
- Valle-Levinson A. (2010). Definition and classification of estuaries. Chap.1: 1-11. In: Contemporary issues in estuarine physics. Valle-Levinson (Ed.), Cambridge University Press. 327p.
- Vera R. 1897. La colonia de Magallanes y Tierra del Fuego (1843 a 1897). Imprenta de la Gaceta, Santiago de Chile. 507p.
- Verma A, Xiupeng W, Kusiak A. 2012 Predicting the total suspended solids y wastewater: a data-mining approach. Engineering Applications of Artificial Intelligence, 26: 1366-1372.
- Vigliano PH, Alonso MF. 2000. Potencial económico de la pesca recreacional en la Argentina: una forma de pesca artesanal poco conocida y su posible impacto en economías regionales de países no desarrollados. Gayana Zoológica, 64: 109-114.
- Vigliano PH, Alonso MF. 2007. Salmonid Introductions in Patagonia: a mixed blessing. En: Bert T.M. (Editor). Ecological and Genetic Implications of Aquaculture Activities: 315-331. Kluwer Academic Publishers, Nordstadt, The Netherlands.
- Walters CJ, Martell SJ. 2004. Fisheries ecology and management. Princeton University Press.
- Weber Scanell P, Duffy LK. 2007. Effects of total dissolved solids on aquatic organisms: A review of literature and recommendation for salmonid species. American Journal of Environmental Sciences, 3: p1-6.
- Weiner ER. 2008. Applications of Environmental Aquatic Chemistry, a practical guide. CRC Press, Second Ed. USA. ISBN 978-0-8493-9066-1. 436p.
- Welcomme RL. 1992. Pesca Fluvial. FAO Documento Técnico de Pesca 262. 303 pp.
- Wegrzyn D, Ortubay S. 1991. Nuestros Salmónidos. Publicación de la Dirección de Pesca de la Provincia de Río Negro. 120 pp.
- Whittaker M. 1962. Classification of natural communities. Botanical Review, 28: 1-239.
- WHO. 1993. Assessing microbial safety of drinking water: Improving approaches and methods. Organization for Economic Co-operation And Development (OECD). 291p.
- WHO. 1996. Total dissolved solids in drinking-water: background document for development of WHO guidelines for drinking-water quality. Health Criteria and Other Supporting Information 2nd. Edition, Vol.2: 8p.
- WHO. 2005. Petroleum products in drinking water. WHO Guidelines for drinking-water quality. WHOSDE/WSH/05.08/123, 20p.
- WHO. 2008. Guidelines for drinking water quality. World Health Organization. Vol.I. Recommendations. 668p.
- WQPN. 2006. Vegetation buffers to sensitive water resources. Dept. of Water, Gov. Western Australia. 16p.
- Wright S. 1992. Guidelines for Selecting Regulations to Manage Open-Access Fisheries for Natural Populations of Anadromous and Resident Trout in Stream Habitats. North American Journal of Fisheries Management, 12: 517-527.
- Wurts WA. 1993. Understanding water hardness. World Aquaculture, 24 18.