



UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS FÍSICAS Y MATEMÁTICAS
DEPARTAMENTO DE INGENIERÍA CIVIL

**ANÁLISIS DE INSTRUMENTOS ECONÓMICOS COMO MEDIDA PARA EL
CUMPLIMIENTO DE LA NORMA SECUNDARIA DE CALIDAD AMBIENTAL
DEL LAGO VILLARRICA**

MEMORIA PARA OPTAR AL TÍTULO DE INGENIERO CIVIL

FRANCISCO JAVIER PEILLARD CALDERÓN

PROFESOR GUÍA:
MARCELO OLIVARES ALVEAL

MIEMBROS DE LA COMISIÓN:
RAÚL O'RYAN GALLARDO
ALBERTO DE LA FUENTE STRANGER

SANTIAGO DE CHILE

2017

RESUMEN DE MEMORIA PARA OPTAR
AL TÍTULO DE INGENIERO CIVIL
POR: FRANCISCO PEILLARD C.
PROF. GUÍA: MARCELO OLIVARES A.
FECHA: 17/05/2017

“ANÁLISIS DE INSTRUMENTOS ECONÓMICOS COMO MEDIDA PARA EL
CUMPLIMIENTO DE LA NORMA SECUNDARIA DE CALIDAD AMBIENTAL DEL
LAGO VILLARRICA.

El lago Villarrica, durante las últimas décadas ha sufrido un acelerado aumento de nivel trófico, pasando de oligotrófico a mesotrófico. El aumento de las actividades productivas en la cuenca ha significado el incremento de los nutrientes que ingresan al lago, lo cual, en conjunto con la legislación actual, han permitido alcanzar el estado en el que se encuentra hoy en día.

En este contexto, el objetivo principal de este trabajo es aportar al debate y analizar nuevas opciones de regulación, de tal manera que las metas de calidad ambiental estipuladas en la norma secundaria del lago Villarrica no sean sobrepasadas. Para esto se realizó una revisión bibliográfica sobre casos similares a la cuenca del lago Villarrica, en donde se han utilizado instrumentos económicos, incluidos en un plan de descontaminación. Para el análisis, fue necesario elaborar un modelo sencillo de calidad del agua del lago, el cual relaciona las emisiones de nutrientes con las concentraciones que se encontrarían en el lago. A partir de este modelo, con el fin de acoplar los resultados a un modelo de optimización, se derivó una función impulso-respuesta.

Se analizan tres sistemas de regulación que permitirían el cumplimiento de la norma secundaria. Dos corresponden a esquemas en comando y control: Reducción homogénea y descarga máxima. El tercer sistema corresponde al basado en instrumentos económicos, el cual es modelado mediante un problema de optimización de minimización de costos. Finalmente, se entrega una serie de recomendaciones para el diseño de instrumentos económicos, basadas en la experiencia internacional y los resultados de este trabajo.

Como resultados de este estudio, se cuenta con las curvas de costo de las diferentes opciones de regulación a descargas puntuales estudiadas, en función del porcentaje de tratamiento de contaminación difusa. Se realiza un análisis comparativo de estas en términos de costos y emisiones. Finalmente, se presenta la solución óptima en términos de costos totales para toda la cuenca.

AGRADECIMIENTOS

Hoy, el día en que finalmente me encuentro defendiendo mi memoria de título, debo agradecer especialmente a mi profesor guía Marcelo Olivares. Su ayuda durante el último año y su buena disposición conmigo son algo por lo que siempre estaré agradecido. A los profesores miembros de la comisión, Raúl O’Ryan y Alberto de la Fuente, agradecer el tiempo que han dedicado y los aportes que han realizado a este trabajo.

Con esto se termina mi época universitaria, o incluso una más larga, la de estudiante. Siempre me fueron entregadas todas las herramientas que necesité en el camino, por lo que sólo me tuve que concentrar en no desperdiciar las oportunidades que me dieron. Gracias a lo anterior, el proceso fue mucho más fácil. Así que, Lore y Juan, ¡al fin lo logramos! Gracias por todo.

Te agradezco Claudia por apoyarme y estar a mi lado durante este trabajo, incluso cuando lo veía imposible. Por tu ayuda directa en la preparación de la defensa y por guardar los “secretos de estado” cada vez que alguien preguntó por la memoria jaja.

Al Martín, que pasó tantas noches acompañándome mientras estudiaba, subiéndome el ánimo cuando ya no quería más guerra.

A mis amigos universitarios, especialmente a los que hice al ingresar a la especialidad. Hidráulicos y estructurales, hicieron mucho más divertida esta etapa y me ayudaron bastante en el ámbito académico. Fue un gusto dar tantas batallas con ustedes.

A mis amigos del colegio por ayudarme a olvidar cada fin de semana las penurias de la universidad. Por presionarme para salir las veces que pensaba quedarme estudiando. Y hacerme sufrir las veces que sí me quedé estudiando.

Finalmente, al Bienvenidos por amenizar mis mañanas de trabajo.

“... And lastly, I just want to say this: Making The Revenant was about man’s relationship to the natural world. A world that we collectively felt in 2015 as the hottest year in recorded history. Our production needed to move to the southern tip of this planet just to be able to find snow. Climate change is real, it is happening right now. It is the most urgent threat facing our entire species, and we need to work collectively together and stop procrastinating. We need to support leaders around the world who do not speak for the big polluters, but who speak for all of humanity, for the indigenous people of the world, for the billions and billions of underprivileged people out there who would be most affected by this. For our children’s children, and for those people out there whose voices have been drowned out by the politics of greed. I thank you all for this amazing award tonight. Let us not take this planet for granted. I do not take tonight for granted. Thank you so very much”.

Leonardo DiCaprio

TABLA DE CONTENIDO

1. INTRODUCCIÓN.....	1
1.1. Motivación.....	1
1.2. Objetivos	2
1.2.1. Objetivo general.....	2
1.2.2. Objetivos específicos	2
1.3. Metodología.....	2
2. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA.....	3
2.1. Normativa vigente para el lago Villarrica	3
2.1.1. DS 90.....	3
2.1.2. Norma secundaria	5
2.2. Instrumentos económicos para el control de la calidad del agua	7
2.2.1. Lago Taupo (Nueva Zelanda).....	8
2.2.2. Río Tar-Pamlico (Estados Unidos)	10
2.2.3. Río Hawkesbury-Nepean (Australia)	11
2.3. Función de transferencia.....	11
3. RECOPIACIÓN DE ANTECEDENTES.....	13
3.1. Área de estudio.....	13
3.1.1. Cuenca del lago Villarrica.....	13
3.1.2. Agentes contaminantes en la cuenca	16
3.1.3. Caracterización del lago.....	17
3.2. Niveles de emisiones	19
3.3. Caracterización de los costos de reducción.....	21
3.3.1. Pisciculturas	21
3.3.2. Agricultura.....	22
3.3.3. PTAS Pucón y alcantarillado Curarrehue	22
4. MODELACIÓN DE CALIDAD DE AGUAS	24
4.1. Marco teórico.....	24
4.2. Resultados del modelo de calidad	27
4.3. Resultados función de transferencia	29
5. ESQUEMAS DE CONTROL DE CONTAMINACIÓN	32
5.1. Situación actual.....	33

5.2.	Regulación mediante normativa en esquema comando y control.....	34
5.2.1.	Comando y control sin fuentes difusas	34
5.2.2.	Comando y control con fuentes difusas.....	34
5.3.	Regulación mediante instrumento económico	37
5.3.1.	Instrumento económico según porcentaje de reparación de riberas exógeno 39	
5.3.2.	Solución de mínimo costo con selección endógena de nivel de restauración 40	
5.4.	Análisis comparativo de marcos regulatorios.....	41
6.	RECOMENDACIONES PARA EL DISEÑO DE INSTRUMENTOS ECONÓMICOS EN LA CUENCA.....	44
6.1.	Recomendaciones generales	44
6.2.	Permisos transables de emisión	45
6.3.	Pago por servicios ambientales	45
6.4.	Fuente única de compensación	46
7.	CONCLUSIONES.....	47
8.	BIBLIOGRAFÍA.....	50
	ANEXO A: DECISIONES DE ABATIMIENTO	52
	DECISIONES ABATIMIENTO PARA REGULACIÓN POR DESCARGA MÁXIMA.....	52
	DECISIONES DE ABATIMIENTO PARA REGULACIÓN POR REDUCCIÓN UNIFORME	58
	DECISIONES DE ABATIMIENTO INSTRUMENTO ECONÓMICO.....	64

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 2.1: Zonas de vigilancia estipuladas en la norma secundaria. (Fuente: NSCA lago Villarrica, 2013).....	6
Figura 3.1: Cuenca del lago Villarrica (Fuente: MMA, 2011)	14
Figura 3.2: Climograma estación Temuco-Manquehue. (Fuente: Rozas, 2011)	15
Figura 3.3: Perfiles de temperatura en el centro del lago correspondiente a meses representativos de los períodos de estratificación (enero) y mezcla (verano) del año 2008. (Fuente: MMA, 2011).....	15
Figura 3.4: Ubicación en la cuenca de fuentes de emisión puntuales. (Fuente: UDD, 2016)	16
Figura 3.5: Uso de suelo al interior de la cuenca del lago Villarrica. (Fuente: UDD, 2016, en base a CONAF, 2014).....	17
Figura 3.6: Batimetría del lago Villarrica. (Fuente: Meruane, 2005).....	18
Figura 3.7: Curvas hipsométricas del lago Villarrica. (Fuente: Meruane, 2005)	18
Figura 4.1: Representación esquemática del modelo “Simplest seasonal approach”. SRP: Fósforo soluble reactivo. NSRP: Fósforo no soluble reactivo. Fuente: (Elaboración propia)	25
Figura 4.2: Ubicación de las estaciones fluviométricas ubicadas en afluentes y efluentes del lago Villarrica (Fuente: Mapa hidrometeorológico DGA).	28
Figura 4.3: Comparación de los resultados de la simulación realizada para el período de tiempo invierno 2005-verano 2015 con los datos medidos en la estación de calidad Lago Villarrica en bahía Villarrica.	29
Figura 4.4: Comparación del modelo original vs función impulso respuesta para un caso de doble nivel de emisiones con respecto a la situación actual.	30
Figura 5.1: Comparativa de calidad de agua en el lago entre el escenario actual y un escenario que sólo considera la existencia de contaminación difusa.....	34
Figura 5.2: Reducción uniforme de descargas necesaria y costos de implementación para cada uno de los escenarios de reforestación de riberas.....	35
Figura 5.3: Carga máxima permitida y costos de implementación para cada uno de los escenarios de restauración de riberas.	36
Figura 5.4: Emisiones totales de fuentes puntuales y costo de implementación para el caso de asignación óptima para cada escenario de restauración de riberas.....	39
Figura 5.5: Curva de costos totales correspondientes al uso de instrumentos económicos para un cierto nivel de concentraciones de fósforo en el lago, dado un nivel de restauración de riberas.....	40
Figura 5.6: Comparación de los marcos regulatorios. Descargas acumuladas de fuentes puntuales en función del porcentaje de reparación de riberas. El costo de implementación viene dado por el tamaño del círculo.	42

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 2.1: Valores de contaminantes a exceder en las descargas para estar ser considerado fuente emisora según el decreto 90. (Fuente: DS 90).....	4
Tabla 2.2: Límites máximos permitidos de contaminantes para descargas realizadas directamente a cuerpos de agua lacustre naturales o sus afluentes. (Fuente: DS 90).	5
Tabla 2.3: Niveles de calidad por áreas de vigilancia en el lago Villarrica (Fuente: elaboración propia en base a la NSCA del lago Villarrica).....	7
Tabla 3.1: Parámetros morfológicos del lago Villarrica. (Fuente: Rozas, 2011)	18
Tabla 3.2: Caracterización de fuentes contaminantes. * Por falta de información se impone ese valor. (Fuente: Elaboración propia en base a UDD, 2016 y UACH,2008).....	20
Tabla 3.3: Funciones de costo de las tecnologías de abatimiento de pisciculturas. (Elaboración propia en base a Fuente: UDD, 2016).....	21
Tabla 3.4: Costos establecidos por CONAF para reforestación considerando franjas de 5 metros de ancho, temporada 2010. (Fuente: AGIES, 2011)	22
Tabla 4.1: Diferencia del modelo impulso-respuesta en comparación al modelo original para un caso de doble nivel de emisiones con respecto a la situación actual.	31
Tabla 5.1: Costo anualizado de las medidas de abatimiento adoptadas en la situación actual. Tasa de descuento=6%.....	33
Tabla 5.2: Costo de abatimiento anualizado teórico al utilizar instrumentos económicos para cumplir la norma secundaria. Tasa de descuento = 6%.	41

1. INTRODUCCIÓN

1.1. Motivación

En el año 2013 se promulgó la Norma Secundaria de Calidad Ambiental (NSCA) para la Protección de las Aguas Continentales Superficiales del Lago Villarrica. Que establece una serie de valores máximos de concentraciones para distintos contaminantes. En caso de superar los valores estipulados por la norma, la zona se decreta zona saturada. Sin embargo, no se especifica ningún plan de mitigación para revertir la situación.

Previo a la promulgación de la NSCA, se efectuó el Análisis General de Impacto Económico y Social (AGIES) al proyecto de norma (MMA, 2011). En dicho trabajo se identifican las principales fuentes de contaminación, las cuales provienen de descargas puntuales como contaminación difusa.

En el informe realizado por el Instituto para la Política Ambiental Europea e Internacional (Kraemer et al, 2003), se destaca la deseabilidad de contar con sistemas de permisos transables de emisión para el manejo de la contaminación hídrica, siempre que se tenga la seguridad de que se efectuarán transacciones. Además, el trabajo indica que es muy importante contar con un sistema de monitoreo, el cual debe ser resuelto antes a la implementación del sistema transable.

Existen diversos instrumentos económicos que se han utilizado en el mundo con el propósito de preservar la calidad de las aguas. Se pueden encontrar casos de estudio en ríos y lagos de Estados Unidos, Australia y Nueva Zelanda, principalmente. En Chile no se ha incursionado en el uso de estos esquemas para proteger sistemas acuáticos, dejando de lado un sin número de herramientas que han demostrado ser funcionales en otros países.

En la NSCA, no se plantea ninguna acción previa a la declaración de zona saturada del lago. Un plan de descontaminación puede estar basado en esquema comando y control (regulación directa mediante instituciones) o en instrumentos económicos. El principal interés en estudiar la oportunidad de utilizar instrumentos económicos es la mayor eficiencia que estos tendrían, en comparación a métodos de regulación directa. En este sentido, este trabajo pretende impulsar medidas preventivas para asegurar el cumplimiento de la norma, no esperar que la norma sea sobrepasada para recién analizar qué hacer.

1.2. Objetivos

1.2.1. Objetivo general

El objetivo general es analizar instrumentos económicos que permitan el cumplimiento de la norma secundaria de calidad ambiental del Lago Villarrica y comparar resultados con respecto a medidas de comando y control.

1.2.2. Objetivos específicos

- Identificar alternativas de diseño de instrumentos económicos de regulación y definir un sistema acorde a las características del Lago Villarrica.
- Identificar y definir un mecanismo de cumplimiento de la norma secundaria en esquema comando y control.
- Comparar los esquemas en función de criterios económicos y de cumplimiento.

1.3. Metodología

Para diseñar un instrumento económico de regulación, se debe hacer una revisión bibliográfica con el fin de conocer la experiencia internacional al implementar estos marcos regulatorios con el fin de proteger ambientalmente los cuerpos de agua.

Se requiere la elección e implementación de un modelo de emisión-concentración que relacione la carga de contaminantes provenientes de diferentes actividades de la cuenca con la concentración del contaminante deseado en el lago.

Se plantea un modelo económico (modelo de optimización cuya principal hipótesis es la minimización de costos de abatimiento de contaminación de nutrientes) que se ajuste a las características ambientales que interesa proteger en el Lago Villarrica, de acuerdo a la norma secundaria. Luego se desea conocer la arista económica que tendría el esquema, es decir, obtener las decisiones y costos de abatimiento de los agentes contaminantes. El modelo económico debe incluir aspectos técnicos la caracterización de tecnologías de tratamiento y funciones de costos de abatimiento. Además, debe acoplarse al modelo de emisión concentración, con el objetivo de contener la restricción de cumplir la norma secundaria.

Se cuantifican los costos de los diferentes sistemas a evaluar. Con los resultados obtenidos de las diferentes opciones de mitigación, se realiza un análisis comparativo de estas, tomando en cuenta los costos, beneficios, efectividad, entre otros aspectos. Por último, discutir la factibilidad de medidas de este tipo en el lago Villarrica.

2. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

2.1. Normativa vigente para el lago Villarrica

Las aguas del lago Villarrica se encuentran protegidas por dos cuerpos normativos. Por un lado, está la norma secundaria del lago Villarrica, la cual es una norma de calidad. Por otra parte, está el decreto supremo 90, el cual es una norma de emisiones en las descargas de contaminantes a cuerpos y cursos de agua.

2.1.1. DS 90

El decreto 90 es la principal norma de emisión de contaminantes asociados a descargas de residuos líquidos que protege los cursos de agua continentales superficiales y marinos en nuestro país. Dicho marco regulatorio se centra en parámetros límites que son permitidos (concentraciones, Ph, temperatura, entre otros), sin mencionar en ningún momento la carga contaminante total que es emitida.

El decreto 90 rige desde el 7 de marzo de 2001 las descargas de contaminantes en residuos líquidos a aguas continentales superficiales y marinas. No todos los establecimientos que descarguen residuos líquidos a cuerpos de agua son reglamentados en esta norma. Para ser considerado por el documento, se debe exceder en la descarga uno o más de los valores de los parámetros indicados en la tabla 2.1.

Tabla 2.1: Valores de contaminantes a exceder en las descargas para estar ser considerado fuente emisora según el decreto 90. (Fuente: DS 90).

Contaminante	Valor Característico	Carga contaminante media diaria (equiv. 100 Hab/día) *
PH **	6-8	---
Temperatura **	20°C	---
Sólidos Suspendedos Totales	220 mg/L	3520 g/d
Sólidos Sedimentables **	6 ml/L 1h	---
Aceites y Grasas	60 mg/L	960 g/d
Hidrocarburos fijos	10 mg/L	160 g/d
Hidrocarburos totales	11 mg/L	176 g/d
Hidrocarburos volátiles	1 mg/L	16 g/d
DBO5	250 mg O2/L	4000 g/d
Aluminio	1 mg/L	16 g/d
Arsénico	0,05 mg/L	0,8 g/d
Boro	0,75 mg/L	12,8 g/d
Cadmio	0,01 mg/L	0,16 g/d
Cianuro	0,20 mg/L	3,2 g/d
Cloruros	400 mg/L	6400 g/d
Cobre	1 mg/L	16 g/d
Cromo Total	0,1 mg/L	1,6 g/d
Cromo Hexavalente	0,05 mg/L	0,8 g/d
Estaño	0,5 mg/L	8 g/d
Fluoruro	1,5 mg/L	24 g/d
Fósforo Total	10 mg/L	160 g/d
Hierro	1,0 mg/L	16 g/d
Manganeso	0,3 mg/L	4,8 g/d
Mercurio	0,001 mg/L	0,02 g/d
Molibdeno	0,07 mg/L	1,12 g/d
Níquel	0,1 mg/L	1,6 g/d
Nitrógeno total kjeldahl	50 mg/L	800 g/d
Nitrito más Nitrato (lagos)	15 mg/L	240 g/d
Pentaclorofenol	0,009 mg/L	0,144 g/d
Plomo	0,2 mg/L	3,2 g/d
Selenio	0,01 mg/L	0,16 g/d
Sulfato	300 mg/L	4800 g/d
Sulfuro	3 mg/L	48 g/d
Tetracloroetano	0,04 mg/L	0,64 g/d
Tolueno	0,7 mg/L	11,2 g/d
Triclorometano	0,2 mg/L	3,2 g/d
Xileno	0,5 mg/L	8 g/d
Zinc	1 mg/L	16 g/d
Indice de Fenol	0,05 mg/L	0,8 g/d
Poder espumógeno **	5 mm	5 mm
SAAM	10 mg/L	160 g/d
Coliformes Fecales o termotolerantes	107 NMP/100 ml	1,6x10 ¹² coli/d

*Se consideró una dotación de agua potable de 200 L/hab/día y un coeficiente de recuperación de 0,8.

**Expresados en valor absoluto y no en términos de carga.

En caso que un establecimiento cumpla con los requisitos para ser considerado una fuente emisora, éste tendrá diferentes exigencias según el tipo de cuerpo de agua donde se produzca la descarga. Se diferencian en términos generales tres grandes alternativas:

- Aguas marinas
- Cuerpos de agua fluviales
- Cuerpos de agua lacustres naturales o sus afluentes

Para este estudio, la opción de interés es indudablemente la de cuerpos de agua lacustres. En definitiva, la normativa que se debe cumplir para el caso del lago Villarrica es que las fuentes emisoras no pueden descargar más contaminantes que los estipulados en la tabla 2.2.

Tabla 2.2: Límites máximos permitidos de contaminantes para descargas realizadas directamente a cuerpos de agua lacustre naturales o sus afluentes. (Fuente: DS 90).

Contaminantes	Unidad	Expresión	Límite Máximo Permisible
Aceites y Grasas	mg/L	A y G	20
Aluminio	mg/L	Al	1
Arsénico	mg/L	As	0,1
Cadmio	mg/L	Cd	0,02
Cianuro	mg/L	CN-	0,5
Cobre Total	mg/L	Cu	0,1
Coliformes Fecales o Termotolerantes	NMP/100 ml	Coli/100 ml	1000-70 *
Índice de Fenol	mg/L	Fenoles	0,5
Cromo Hexavalente	mg/L	Cr6+	0,2
Cromo Total	mg/L	Cr Total	2,5
DBO5	mgO2/L	DBO5	35
Estaño	mg/L	Sn	0,5
Fluoruro	mg/L	F-	1
Fósforo	mg/L	P	2
Hidrocarburos Totales	mg/L	HCT	5
Hierro Disuelto	mg/L	Fe	2
Manganeso	mg/L	Mn	0,5
Mercurio	mg/L	Hg	0,005
Molibdeno	mg/L	Mo	0,07
Níquel	mg/L	Ni	0,5
Nitrógeno Total **	mg/L	N	10
PH	unidad	pH	6,0 - 8,5
Plomo	mg/L	Pb	0,2
SAAM	mg/L	SAAM	10
Selenio	mg/L	Se	0,01
Sólidos Sedimentables	ml/l/h	S SED	5
Sólidos Suspendidos Totales	mg/L	SS	80
Sulfatos	mg/L	SO42-	1000
Sulfuros	mg/L	S2-	1
Temperatura	°C	T°	30
Zinc	mg/L	Zn	5

*En áreas aptas para la acuicultura y áreas de manejo y explotación de recursos bentónicos, no se deben sobrepasar los 70 NMP/100 ml. **La determinación del contaminante corresponderá a la suma de las concentraciones de nitrógeno total kjeldahl, nitrito y nitrato.

2.1.2. Norma secundaria

Como complemento al decreto 90, existen diversas normas secundarias de calidad de aguas que apuntan a proteger zonas específicas. Debido al peligro latente y a evidencias de un grado de eutrofización avanzado en el Lago Villarrica (UACH, 2008), se decretó la Norma Secundaria de Calidad Ambiental para las Aguas Continentales Superficiales del Lago Villarrica (2013). Esta norma entrega una serie de concentraciones de contaminantes máximas en el lago.

La norma secundaria de calidad ambiental del lago Villarrica fue promulgada el 27 de mayo de 2013. Su principal objetivo es prevenir un aumento acelerado de su estado trófico, provocado por la actividad antrópica dentro de su cuenca hidrográfica.

Su cumplimiento se debe verificar en cada una de las seis áreas de vigilancias estipuladas en la norma. Cinco zonas corresponden a las determinadas litorales (LIT-Norte, LIT-Pucón, LIT-Poza, LIT-Sur, LIT-Villarrica), las cuales comprenden desde el veril 25 (punto del lago medido desde la tierra, donde el fondo alcanza una profundidad de 25

metros) hacia la orilla del lago, mientras que la restante es la zona pelagial (PEL), la cual va desde el veril 25 hacia el centro del lago. La importancia del veril 25 es que, durante el verano, la termoclina que estratifica al lago se ubica aproximadamente a 25 metros de profundidad. La ubicación espacial de las zonas descritas anteriormente se muestra en la figura 2.1.

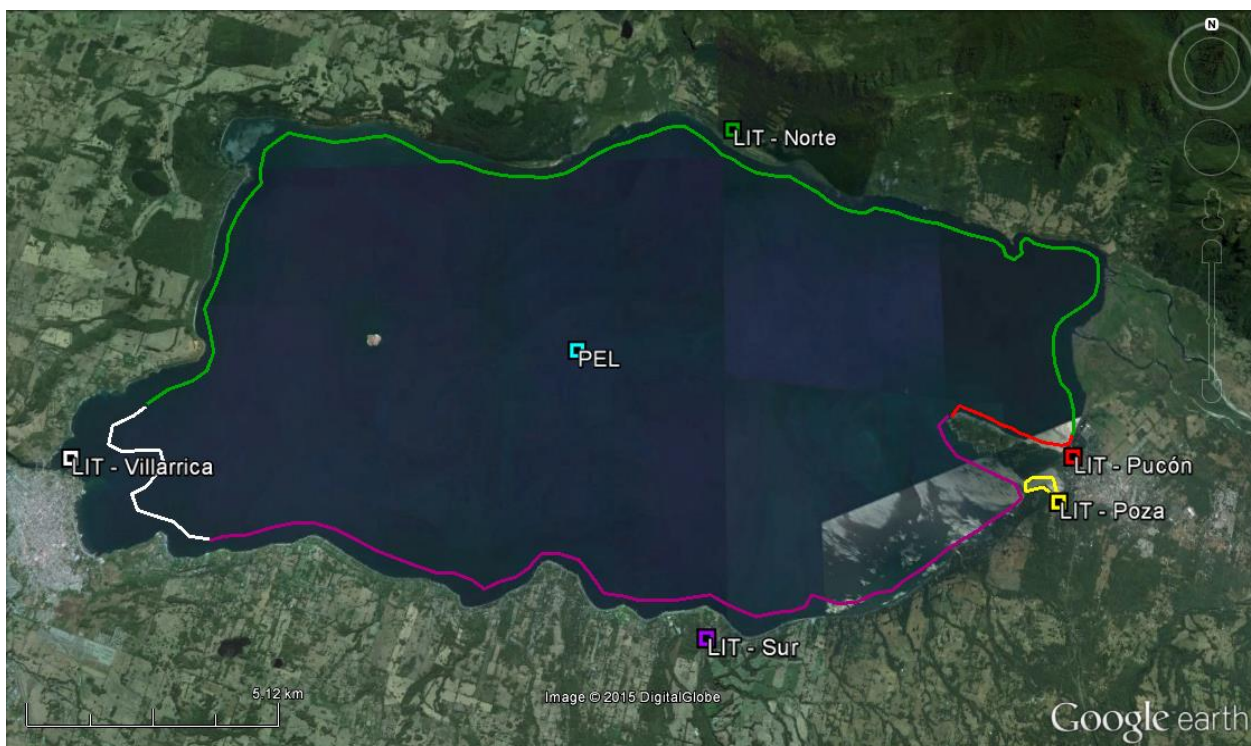


Figura 2.1: Zonas de vigilancia estipuladas en la norma secundaria. (Fuente: NSCA lago Villarrica, 2013)

Los parámetros reglamentados en la norma secundaria son los que de una u otra manera entregan información sobre el nivel trófico del lago. Así, son importantes la concentración de nutrientes (nitrógeno y fósforo), transparencia, porcentaje de saturación de oxígeno y clorofila "a". La norma indica los valores promedios anuales para los diferentes parámetros y los límites máximos o mínimos para cada caso. Estos valores se muestran en la tabla 2.3.

Tabla 2.3: Niveles de calidad por áreas de vigilancia en el lago Villarrica (Fuente: elaboración propia en base a la NSCA del lago Villarrica).

Parámetro	Unidad	Criterio	Área de vigilancia					
			PEL	LIT-Poza	LIT-Pucón	LIT-Norte	LIT-Villarrica	LIT-Sur
Trofia deseada			Oligo-trófico	Oligomeso-trófico	Oligomeso-trófico	Oligomeso-trófico	Oligomeso-trófico	Oligomeso-trófico
Transparencia (Secchi)	M	Promedio anual	≥9	≥7	≥7	≥7	≥7	≥7
		Mínimo	≥5	≥4	≥4	≥4	≥4	≥4
Fósforo (P) disuelto	mg/L	Promedio anual	≤0.010	≤0.015	≤0.015	≤0.015	≤0.015	≤0.015
		Máximo	0.015	≤0.025	≤0.025	≤0.025	≤0.025	≤0.025
Fósforo (P) total	mg/L	Promedio anual	≤0.010	≤0.015	≤0.015	≤0.015	≤0.015	≤0.015
		Máximo	≤0.015	≤0.025	≤0.025	≤0.025	≤0.025	≤0.025
Saturación Oxígeno	%	Mínimo	≥80	≥70	≥70	≥70	≥70	≥70
Nitrógeno (N) disuelto	mg/L	Promedio anual	≤0.10	≤0.15	≤0.15	≤0.15	≤0.15	≤0.15
		Máximo	≤0.15	≤0.3	≤0.3	≤0.3	≤0.3	≤0.3
Nitrógeno (N) total	mg/L	Promedio anual	≤0.15	≤0.15	≤0.15	≤0.15	≤0.15	≤0.15
		Máximo	≤0.2	≤0.3	≤0.3	≤0.3	≤0.3	≤0.3
Clorofila "a"	µg/L	Promedio anual	≤3	≤5	≤5	≤5	≤5	≤5
		Máximo	≤6	≤10	≤10	≤10	≤10	≤10

Como se puede apreciar, la norma secundaria básicamente consiste en indicar valores que se espera no sean excedidos. De ocurrir lo contrario con alguno de estos parámetros, se debe declarar el lago como zona saturada según sea el caso.

2.2. Instrumentos económicos para el control de la calidad del agua

Además de los instrumentos de regulación directa, existen diversas herramientas económicas que han sido utilizados en el mundo con el propósito de preservar la calidad del agua. Woodward & Kaiser (2002) identifican cuatro principales modelos que se han aplicado en Estados Unidos:

- **Mercado centralizado:** Caso análogo a la bolsa de valores. Compradores y vendedores se reúnen en una entidad pública donde los precios son observados y un bien uniforme es transado, en este caso, permisos de emisión.
- **Negociaciones bilaterales:** Análogo a la transacción de derechos de agua en Chile. Un comprador y un vendedor acuerdan bilateralmente los términos de la venta del permiso de emisión.
- **Pago por servicios ambientales:** En este sistema, el estado o alguna otra entidad paga por reducciones de contaminación y luego vende créditos a un precio fijado a los contaminantes que requieran exceder sus cargas de contaminantes

permitidas. En este caso, se elimina toda conexión contractual o regulatoria entre el vendedor y el comprador.

- **Fuente única de compensación:** Esta estructura, aunque basada en el mercado, no involucra ninguna transacción. Consiste disminuir la contaminación neta de un agente por medio de acciones que no involucran la descarga que excede lo permitido. Por ejemplo, un contaminador que excede en un 10% la norma de emisión en un lago puede compensarlo disminuyendo las emisiones de fuentes difusas mediante la reparación de la vegetación riparia en las riberas.

La aplicación de instrumentos económicos es una alternativa de interés creciente para proteger la calidad del agua en países de América Latina y el Caribe (Acuña, 2002). Las ventajas teóricas que se señalan en dicho documento acerca de los instrumentos económicos se resumen en las siguientes:

- Proveen incentivos dinámicos a los agentes económicos, los cuales se pueden reflejar en la reducción de la contaminación, como para el desarrollo y uso de tecnologías limpias.
- Permiten obtener el objetivo de calidad ambiental deseada a un mínimo costo posible.
- Facilitan la obtención de recaudaciones financieras que pueden ser utilizadas en favor de la preservación de las aguas, ya sea en perfeccionamiento de infraestructura e investigación científica y tecnológica para el manejo del recurso.

El Instituto para la Política Ambiental Europea e Internacional (2003), destaca la deseabilidad de contar con sistemas de permisos transables de emisión, siempre que se tenga la seguridad de que se efectuarán transacciones. Además, el trabajo indica que es muy importante contar con un sistema de monitoreo, el cual debe ser resuelto antes a la implementación del sistema transable.

En la práctica, estos esquemas pueden ser difíciles de implementar. Su principal dificultad radica en la distinción que puede haber entre fuentes contaminantes difusas y puntuales y los problemas que pueden aparecer al transar dos bienes que no tienen las mismas características.

La implementación de herramientas económicas con el fin de preservar la calidad del agua ha evidenciado resultados promisorios en casos de ríos y lagos de países como Estados Unidos, Canadá y Nueva Zelanda. A continuación, se destacan tres casos que cuentan con características similares al caso del lago Villarrica.

2.2.1. Lago Taupo (Nueva Zelanda)

A finales del siglo XX, se identificó que las aguas del lago Taupo estaban siendo amenazadas por las emisiones de nitrógeno, las cuales principalmente provienen de la actividad agrícola. Este caso es de particular interés porque es el primer sistema de permisos transables que considera sólo transacciones entre fuentes difusas (Shortle,

2012). Debido a esto, se instauró un sistema de permisos de emisión transable. El año 2011 se ejecutan un conjunto de políticas de mejoramiento de calidad de aguas dentro de las cuales se incluyen:

- Creación de un mercado de transacción de nitrógeno.
- Inclusión de software de modelación de nitrógeno en la cuenca.
- Desarrollo del fondo “Lake Taupo Protection Trust (LTPT)”, agencia no gubernamental que mediante fondos públicos puede comprar reducciones de nitrógeno.
- Informar a la comunidad sobre el problema de la calidad del agua del lago y la necesidad de efectuar cambios en el manejo de la agricultura.

El programa tiene como metas reducir en un 20% los niveles de nitrógeno en el lago, en relación a la situación base. Esto equivale a una emitir 153 toneladas menos de nitrógeno anualmente para el año 2018.

Esto significó que para cada agricultor se definió un nivel de descarga permitido, consecuente con el objetivo global de emisión. Para estimar las emisiones, se basaron en modelos de manejo de nutrientes, que determinan la cantidad de nitrógeno que cada agricultor puede emitir. Para que el sistema funcione, se requieren planes de manejo y la existencia de un programa de monitoreo que sancione el no cumplimiento.

Para el año 2012, 30 de aproximadamente 180 agricultores ya habían participado en alguna transacción. Esto significa que un 17% de los participantes del sistema habían efectuado al menos una compra o venta de permisos (Duhon et al, 2015).

Al año 2015, el LTPT estuvo involucrado en la compra de 151 toneladas de nitrógeno efectuadas en 23 transacciones. Entre agricultores, se realizaron 12 transacciones equivalentes a 17 toneladas. Estas transacciones permitieron alcanzar la meta de reducción de nitrógeno para el año 2018.

Los costos administrativos del mercado de nitrógeno bordean los 136 mil dólares en el año 2011, pero reduciendo a 100 mil en los siguientes años. Por otra parte, debido a que el lago está certificado que se maneja de forma sostenible, los agricultores pueden vender productos con sello verde, agregando un beneficio adicional para la agricultura.

En definitiva, el sistema se considera que ha sido exitoso y demuestra que es posible el funcionamiento de un mercado de permisos transables que involucre a fuentes difusas. Para esto, los derechos de propiedad deben estar claramente definidos y el compromiso de la comunidad es fundamental. Se considera que el modelo de manejo de nutrientes para la determinación de los niveles de nitrógeno permitidos ha sido clave para el éxito, junto con el sólido sistema de monitoreo y regulación (Duhon et al, 2015).

2.2.2. Río Tar-Pamlico (Estados Unidos)

El caso del río Tar-Pamlico (Carolina del Norte) es nombrado recurrentemente en la literatura como uno de los más exitosos sistemas de permisos transables implementados. El esquema consiste en un programa de transacción de nutrientes, el cual es regulado por la División de Manejo Ambiental (DEM) (Kraemer et al, 2004).

El año 1989, la bahía de Tar-Pamlico fue declarada zona sensible de nutrientes, debido a los grandes niveles de eutrofización del río y estuario. Por este motivo, la DEM debió ejecutar un plan de control.

La contaminación del río provenía principalmente de fuentes difusas, como desechos agrícolas y descargas puntuales como plantas de tratamiento. Dichas actividades aportaban altos niveles de nitrógeno y fósforo.

El programa consiste en la generación de un sistema de créditos. La DEM estableció una carga máxima de descarga diaria mediante la modelación del estuario. Se estableció la meta de reducción de nitrógeno de un 30% de los niveles registrados el año 1991. Para el caso del fósforo se buscó no superar los niveles registrados para el mismo año. En el programa, están involucradas tanto fuentes puntuales como difusas.

El programa fue aprobado el año 1992 e involucra controles a fuentes fijas, modelación del estuario y transacciones de nutrientes para financiar programa de manejo de agricultores (BMP).

El sistema se implementó en tres etapas. En la primera (1990-1994) se mejoraron los sistemas de tratamiento de aguas servidas y la identificación de posibles BMP. Se realizaron las primeras transacciones, las cuales sólo involucraron a fuentes puntuales. Se financió el desarrollo de la modelación computacional del estuario.

En la segunda etapa (1995-2004) se establecieron normas con respecto al uso de suelo de riberas, el uso de fertilizantes y agricultura. Las fuentes fijas se mantuvieron dentro de los límites fijados y sólo se observaron transacciones entre ellas.

Por último, en la tercera etapa (2005-2014), se establecieron nuevos límites de nutrientes. No se realizaron transacciones entre fuentes difusas y puntuales.

Se estima que la mitigación del programa está entre las 100 y 200 toneladas de nutrientes por año. Esto se traduce en gastos cercanos a los 2 millones de dólares, valor inferior al proyectado inicialmente. El programa es visto como un éxito por la Division of Water Quality porque ha logrado sus metas de reducción de nutrientes a un costo significativamente menor (Breetz et al, 2004).

La existencia de un marco regulatorio claramente definido, previo a su implementación, es señalada como uno de los elementos claves en el éxito del programa del río Tar-Pamlico.

2.2.3. Río Hawkesbury-Nepean (Australia)

En este río, tres plantas de tratamiento de aguas servidas de la Sydney Water Corporation (SWC) en el área de South Creek del río Hawkesbury-Nepean, están autorizadas a transar parte de sus asignaciones por descarga de nutrientes, siempre que no excedan el límite total para el conjunto. El sistema comenzó en 1996, en que la EPA de New South Wales fijó metas de reducción de un 83% de fósforo y un 50% de nitrógeno para el año 2004.

El programa no incluye a las fuentes difusas de la cuenca ya que no son directamente comparables. Sin embargo, incluirlas puede resultar particularmente beneficioso si los costos de reducir cargas difusas fueran significativamente menores que los de fuentes puntuales (Kraemer et al, 2004).

En general, el sistema ha sido considerado exitoso porque ha permitido flexibilidad en el manejo del capital. Esto ha posibilitado que se invierta mayoritariamente en una o dos plantas en lugar de las tres, como hubiera sido bajo límites de concentración uniforme. Los ahorros a largo plazo en costos se estiman en un 37% del gasto que correspondería a una reducción uniforme de contaminación. (NSW EPA, 2001 c).

2.3. Función de transferencia

La función de transferencia tiene como objetivo simplificar un modelo complejo, asumiendo que la relación entre las entradas y salidas del modelo es lineal. En este caso, las entradas del modelo corresponden a las descargas, mientras que las salidas corresponden a las concentraciones en los diferentes tiempos. El propósito de realizar este análisis es acoplar el modelo de calidad de aguas como una restricción al modelo económico de optimización.

El procedimiento de cálculo consiste, en primer lugar, en realizar una simulación, la cual se denomina situación base. Luego, alternadamente se modifican uno a uno los inputs del modelo (en este caso, las descargas y la condición de borde) y se registran los valores de salida para cada variación.

En términos generales, la relación se puede representar para cada tiempo t , de la siguiente manera:

$$C_t = C_t(base) + \sum_{i=0}^n (W_{t,i}(base) - W_{t,i}(a\ similar)) * A_{t,i}$$

Donde

C_t : Concentración de fósforo en el tiempo t .

$C_t(base)$: Concentración base de fosforo en el tiempo t . En este caso, calculado para la situación actual.

$W_{t,i}(base)$: Inputs base en el tiempo t .

$W_{t,i}$ (*a simular*): Inputs a simular en el tiempo t .

$A_{t,i}$: Matriz que relaciona el impacto unitario del input (descarga) i en el tiempo t .

Y el valor de los coeficientes $A_{t,i}$ viene dado por

$$A_{t,i} = \frac{C_t(\text{variación}) - C_t(\text{base})}{W_{t,i}(\text{variación}) - W_{t,i}(\text{base})}$$

Donde $C_t(\text{variación})$ corresponde al valor de la concentración de fósforo en el tiempo t , como resultado de variar solamente el valor de la entrada $W_{t,i}(\text{variación})$, es decir, la descarga.

3. RECOPIACIÓN DE ANTECEDENTES

En el presente capítulo se presenta la información recopilada correspondiente a la zona de estudio y fuentes de emisión, que será utilizada en los capítulos posteriores. La información relevante para este estudio corresponde a los niveles de emisión de cada una de las fuentes contaminantes que aportan nutrientes al lago Villarrica, posibles medidas de abatimiento y funciones de costos de las diferentes tecnologías de reducción de contaminantes.

El análisis en este documento se centrará principalmente en el fósforo total, debido a que es el nutriente que estaría sobrepasando la norma secundaria, no así el nitrógeno, el cual tiene una mayor holgura (MMA, 2011). Sin embargo, se presenta la información tanto para fósforo como nitrógeno.

Para este trabajo, fueron consideradas como fuentes una serie de empresas pisciculturas, la planta de tratamiento de aguas servidas de la comuna de Pucón, el alcantarillado de Curarrehue y la contaminación difusa proveniente de la escorrentía de sectores con diferentes usos de suelos. No se incluye la planta de tratamiento de aguas servidas de la localidad de Villarrica, ya que esta descarga aguas abajo del lago.

3.1. Área de estudio

3.1.1. Cuenca del lago Villarrica

El lago Villarrica es un sistema lacustre ubicado en la parte media de la cuenca hidrográfica del río Toltén. En dicha hoya se encuentran ubicados los territorios de las comunas de Villarrica, Pucón, Curarrehue y Cunco, abarcando un área de drenaje de 2.805 km². El principal afluente del lago Villarrica es el río Pucón, el cual nace en la confluencia de los ríos Trancura y Maichin. Otro contribuyendo importante es el río Liucura, el cual a su vez es efluente del lago Caburgua. La forma del cuerpo de agua es elíptica con un eje mayor de 22 km y uno menor de 11 km. Cuenta con una profundidad media de 120 m y un volumen aproximado de 21 km³ (MMA, 2011).

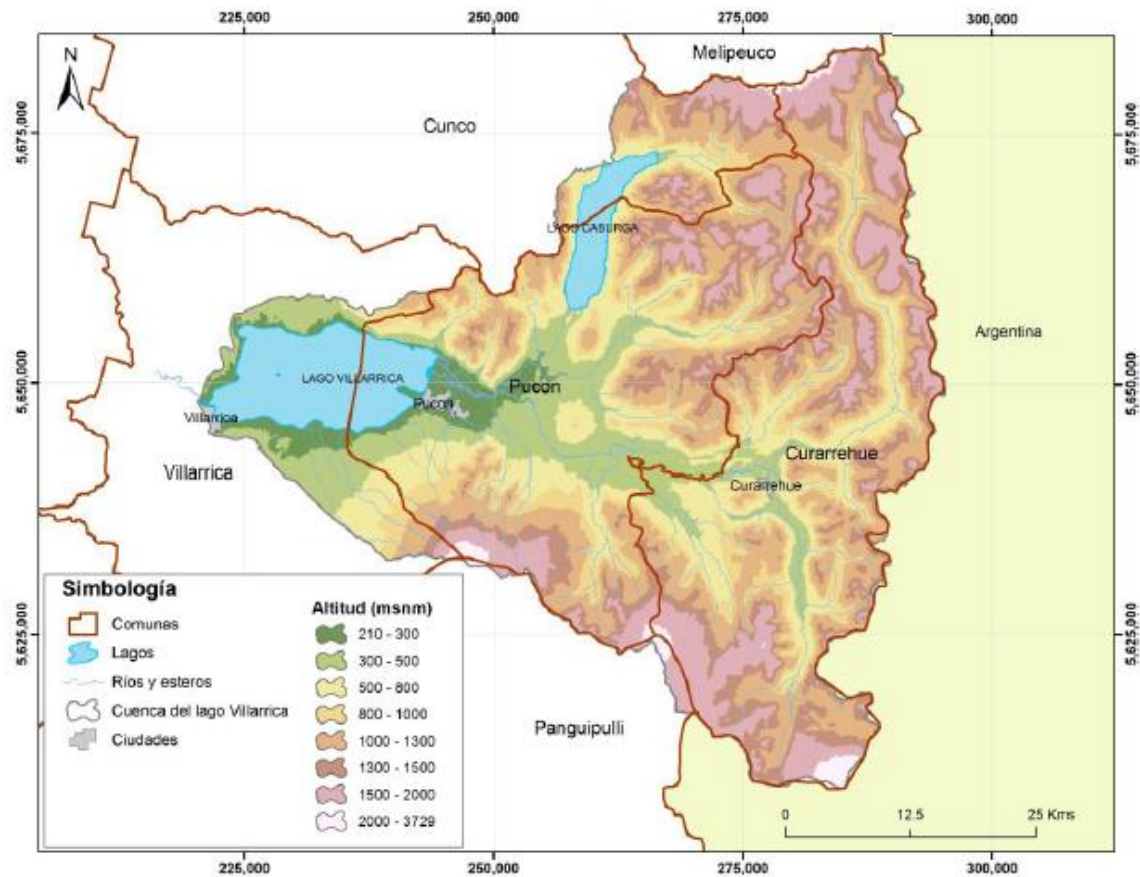


Figura 3.1: Cuenca del lago Villarrica (Fuente: MMA, 2011)

La zona se caracteriza por ser húmeda durante todos los meses del año, aunque con una notoria disminución de las precipitaciones durante el verano, de acuerdo a la figura 3.2. Las temperaturas medias mensuales se mueven entre los 7°C en invierno y 16°C en verano (Meruane, 2005).

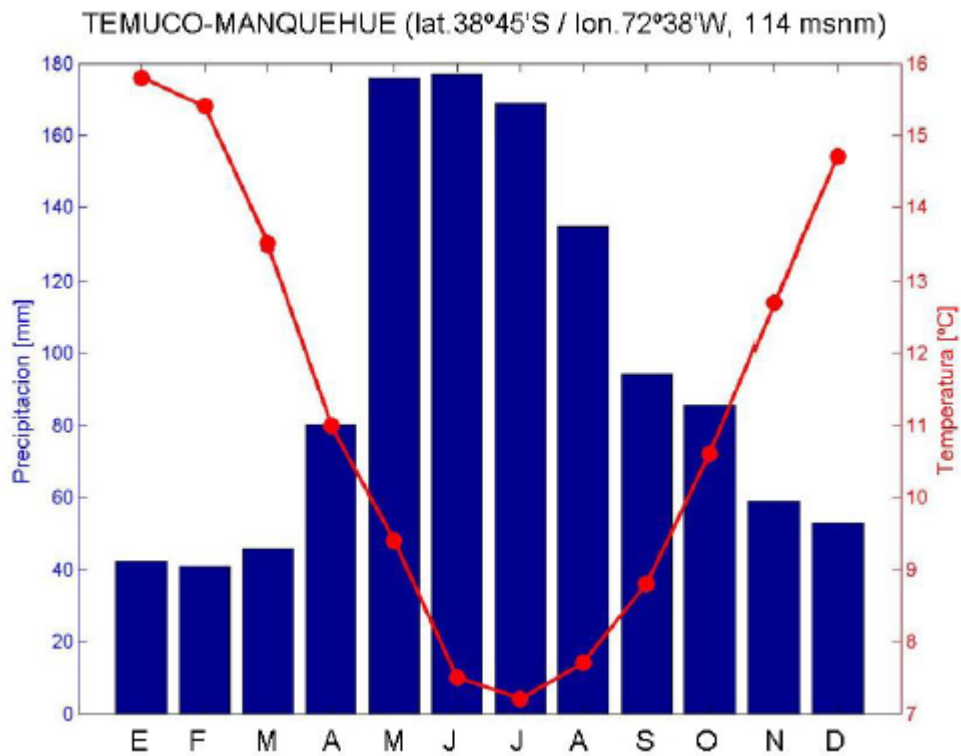


Figura 3.2: Climograma estación Temuco-Manquehue. (Fuente: Rozas, 2011)

El lago presenta una marcada estratificación en los meses estivales, mientras que cuenta con su período de mezcla en invierno, según se observa en los perfiles verticales de temperatura de la figura 3.3. Esto acentúa los posibles problemas de eutrofización a los que el lago es susceptible (MMA, 2011).

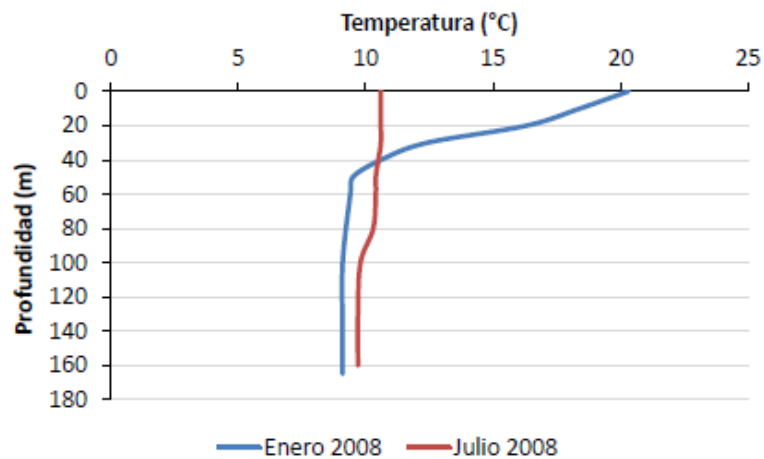


Figura 3.3: Perfiles de temperatura en el centro del lago correspondiente a meses representativos de los períodos de estratificación (enero) y mezcla (verano) del año 2008. (Fuente: MMA, 2011)

3.1.2. Agentes contaminantes en la cuenca

En el AGIES (MMA, 2011) se identificaron las principales fuentes contaminantes del lago, centrando el estudio en el fósforo total y el nitrógeno total.

Dentro de las fuentes puntuales, se identificaron tres descargas directas de nutrientes a cursos de agua a través de tuberías y alcantarillas. En primer lugar, está la piscicultura salmoacuícola (única actividad productiva de la cuenca que cuenta con proyectos que deben cumplir el Decreto Supremo N°90). Por otra parte, está el sistema de alcantarillado de Curarrehue, el cual no dispone de tratamiento de aguas. Por último, se destaca la planta de tratamiento de aguas servidas de Pucón. La ubicación espacial de estas fuentes dentro de la cuenca se muestra en la figura 3.4.

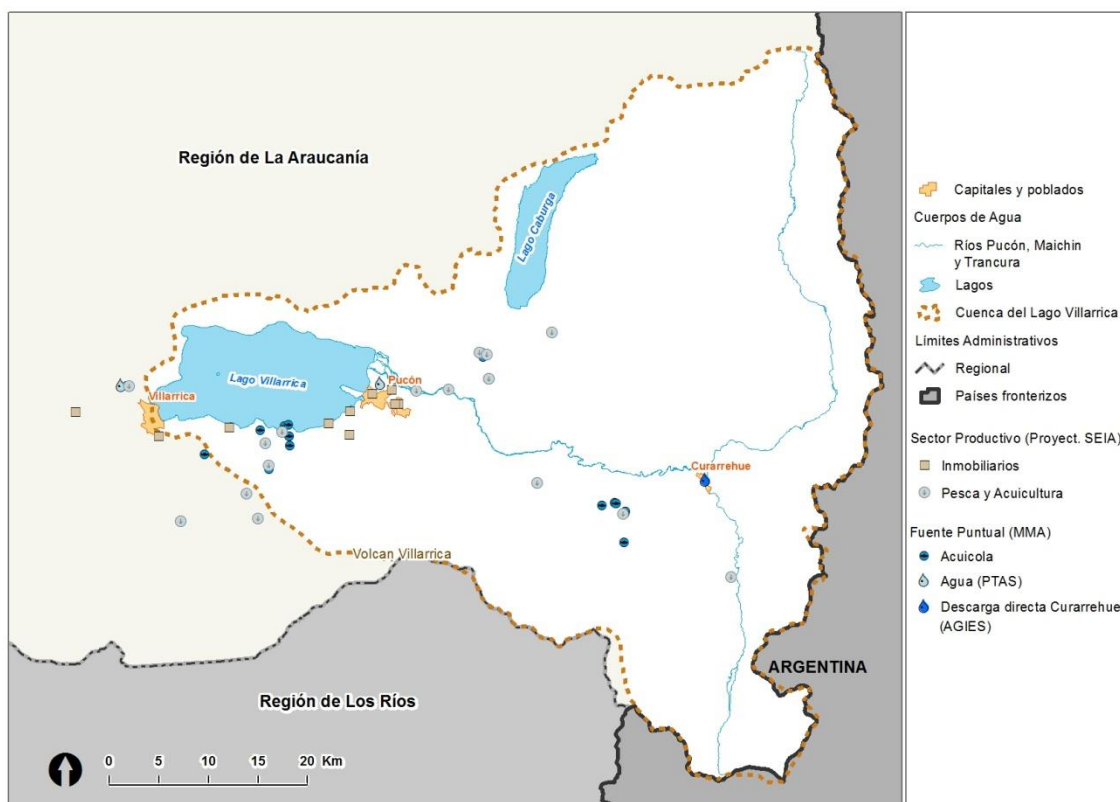


Figura 3.4: Ubicación en la cuenca de fuentes de emisión puntuales. (Fuente: UDD, 2016)

Las fuentes difusas son aquellas cuya ubicación física no es posible identificar con precisión, siendo más complicada su caracterización. Se identificaron dos tipos de cargas difusas de nutrientes al interior de la cuenca. La primera es la escorrentía desde sectores con usos de suelo tales como la actividad agrícola y la reducción de vegetación ripariana. La segunda fuente difusa son los pozos sépticos ubicados en las riberas del lago y ríos afluentes, resultado del atractivo turístico de la zona. La intensidad de la contaminación difusa va en directa relación con el uso de suelo al interior de la cuenca, el cual se muestra en la figura 3.5.

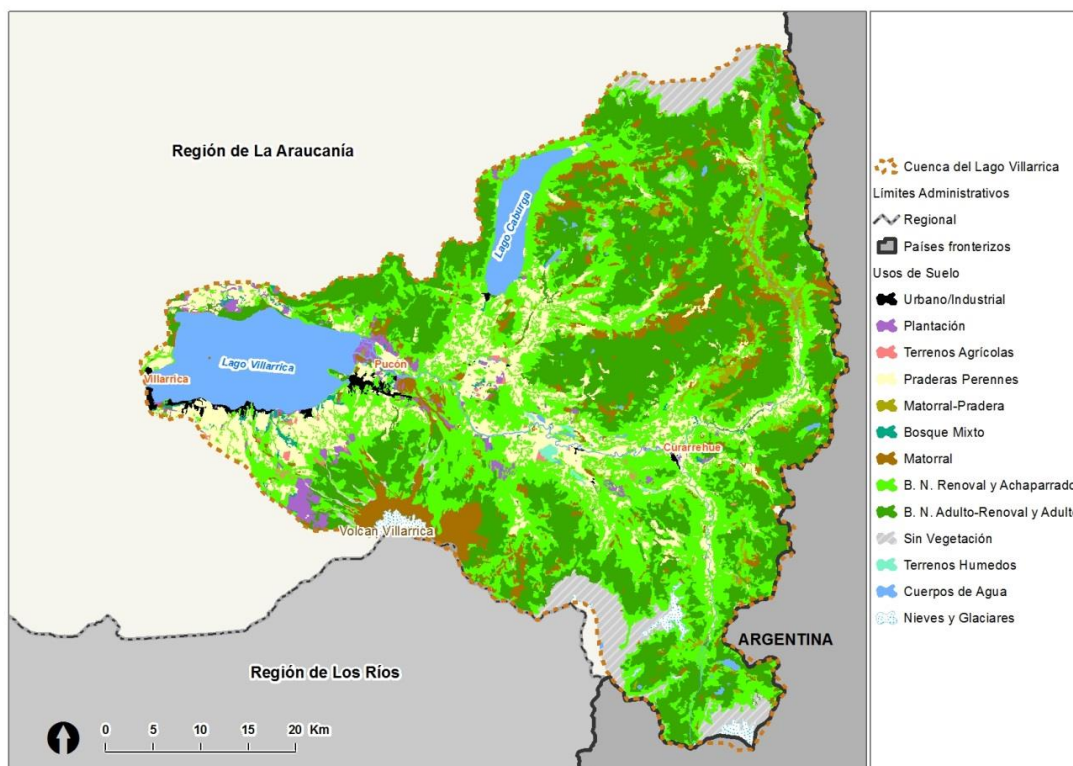


Figura 3.5: Uso de suelo al interior de la cuenca del lago Villarrica. (Fuente: UDD, 2016, en base a CONAF, 2014)

3.1.3. Caracterización del lago

El lago Villarrica se encuentra a una elevación de 230 m.s.n.m. en su espejo de agua. Fue generado por el desplazamiento de glaciares durante la última glaciación, los cuales modificaron la geografía local, tapando la zona de evacuación con una morrena frontal (UACH, 2007).

La batimetría (figura 3.6) señala que tiene una profundidad media de 120 metros y máxima de 167 metros. Los parámetros morfológicos del lago se presentan en la tabla 3.1.

De acuerdo al perfil vertical de temperaturas correspondiente a la época de verano, la termoclina se ubica aproximadamente a 55 metros de profundidad. Analizando las curvas hipsométricas (figura 3.7) y de acuerdo al nivel de la termoclina, se desprende que el epilimnio tiene un volumen de 10 km³.

Tabla 3.1: Parámetros morfológicos del lago Villarrica. (Fuente: Rozas, 2011)

Parámetro	valor	Unidad
Latitud	39°18'S	-
Longitud	72°05'W	-
Altura	230	m.s.n.m
Largo máximo	23.05	km
Ancho máximo	11.20	km
Ancho medio	7.63	km
Línea de costa	71.2	km
Área superficial	175.87	km ²
Profundidad máxima	167	m
Profundidad media	120	m
Volumen	20.987	km ³

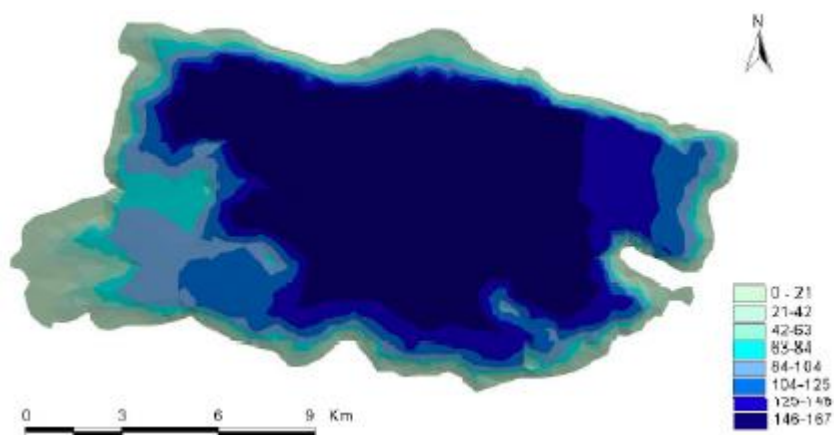


Figura 3.6: Batimetría del lago Villarrica. (Fuente: Meruane, 2005)

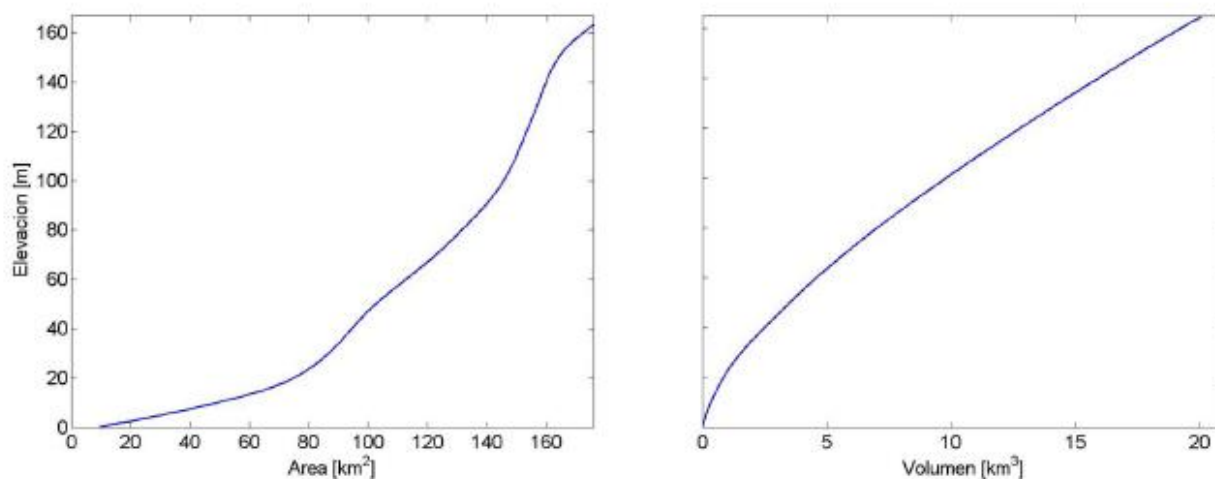


Figura 3.7: Curvas hipsométricas del lago Villarrica. (Fuente: Meruane, 2005)

3.2. Niveles de emisiones

A continuación, se presentan los niveles de emisión de las descargas puntuales y difusas que existen en la cuenca del lago Villarrica. Para las fuentes fijas se consideran 15 pisciculturas, la planta de tratamiento de aguas servidas (PTAS) de Pucón y la descarga del alcantarillado de Curarrehue.

La información se encuentra desagregada según su producción anual (emisiones en caso de no existir abatimiento), emisión real (emisión luego de abatir) y carga que efectivamente ingresa al lago. Los valores recién mencionados se relacionan con el coeficiente de remoción de cada tecnología de abatimiento y el coeficiente de dilución que da cuenta de la ubicación de la fuente emisora en la cuenca, de la siguiente manera:

$$W_{al\ lago} = W_{descargado} \cdot (1 - \alpha)$$

Donde:

$W_{al\ lago}$ [ton/año]: Carga de nutrientes que efectivamente entra al lago.

$W_{descargado}$ [ton/año]: emisión de nutrientes del agente contaminante

α [%]: Coeficiente de dilución

Además, se tiene que

$$W_{descargado} = W_0 \cdot (1 - \beta)$$

Donde:

W_0 [ton/año]: Carga de nutrientes sin remoción del agente contaminante

β [%]: Eficiencia de reducción de la tecnología de abatimiento

La importancia de cuantificar la carga de nutrientes que ingresa al lago es conocer la situación actual en la que se encontraría el lago Villarrica, en términos de contaminación, de acuerdo al modelo desarrollado en el siguiente capítulo. El resumen de las diferentes fuentes contaminantes se presenta en la tabla 3.2.

Tabla 3.2: Caracterización de fuentes contaminantes. * Por falta de información se impone ese valor. (Fuente: Elaboración propia en base a UDD, 2016 y UACH,2008)

Fuente	Tecnología	Producción N (t/año)	Producción P (t/año)	Efic. Reducción N	Efic. Reducción P	Coef. de Dilución	Emisión N (t/año)	Emisión P (t/año)	Carga N al lago (t/año)	Carga P al lago (t/año)
Piscicultura Quimeyco	Filtro rotatorio + Laguna	19.7	41.2	31%	67%	86%	13.5	13.5	1.9	1.9
Piscicultura Caburga 1 + Piscicultura Carileufu	Hidrociclón + Filtro rotatorio + Laguna	68.7	6.1	31%	51%	86%	47.5	3.0	6.7	0.4
Piscicultura Los Chilcos + Piscicultura Loncostraró	Filtro rotatorio + Sedimentador	23.2	66	25%	68%	93%	18.4	53.9	1.3	3.8
Piscicultura Caburga 2	Filtro rotatorio + Floculación	197.2	27.2	92%	97%	86%	15.8	0.8	2.2	0.1
Piscicultura Chehuilco	Filtro rotatorio + Laguna	19.4	8	28%	73%	93%	14.0	2.2	1.0	0.2
Piscicultura Los Ríos	Filtro rotatorio + Sedimentador	559	86.1	24%	71%	0%	426.0	24.6	426.0	24.6
Piscicultura La Cascada	Filtro rotatorio + Laguna	19.2	3.6	20%	76%	92%	15.4	0.9	1.2	0.1
Piscicultura El Turbio	Filtro rotatorio + Floculación	189.2	37.8	90%	90%	86%	18.9	3.8	2.6	0.5
Piscicultura Molco	Filtro rotatorio + Floculación	97.1	90.8	92%	96%	93%	8.0	3.8	0.6	0.3
Piscicultura Curarrehue	Filtro rotatorio	85.1	41	20%	60%	79%	68.1	16.4	14.3	3.4
Piscicultura Huincacara	Filtro rotatorio + Laguna	93.2	14	31%	74%	0%	64.5	3.6	64.5	3.6
Piscicultura Palguín	Filtro rotatorio + Sedimentador	41.3	3.6	20%	43%	82%	33.0	2.1	5.9	0.4
Piscicultura Catripulli	Filtro rotatorio	64.1	68.4	20%	70%	78%	51.3	20.5	11.3	4.5
Agricultura	Sin abatimiento	-	-	-	-	-	-	-	900.7	320.9
PTAS Pucón	Planta SBR	63.2	8.9	78%	64%	0%	13.9	3.2	13.9	3.2
Descarga Curerrehue	Sin abatimiento	0.8	0.2	0%	0%	0%*	0.8	0.2	0.8	0.2
TOTAL									1454.8	368.1

Como se puede apreciar en la tabla 3.2, todas las pisciculturas cuentan con sistemas de tratamiento para reducir sus emisiones de nutrientes. La gran mayoría de estas posee un sistema que incluye un filtro rotatorio acoplado a algún sistema adicional.

La planta de tratamiento de aguas servidas de la comuna de Pucón realiza sus descargas en el río Claro, en un punto muy cercano al lago y cuenta con una planta del tipo reactores biológicos secuenciales (SBR).

Tanto las emisiones de la agricultura (escorrentía) como la descarga del alcantarillado de Curarrehue no poseen ninguna medida de abatimiento.

Es importante notar que gran parte de la contaminación del lago Villarrica, 87% como se muestra en la tabla 3.2, proviene de las fuentes difusas mediante escorrentía.

En definitiva, al lago ingresan al año 1455 toneladas de nitrógeno y 368 toneladas de fósforo, aproximadamente.

3.3. Caracterización de los costos de reducción

En este ítem se presentan las funciones de costo asociados a los diversos métodos de abatimiento considerados en este estudio para cada una de las actividades productivas y sanitarias que existen en la cuenca. El objetivo de caracterizar las tecnologías de abatimiento es incluirlas en el modelo económico a desarrollar en el capítulo 5.

3.3.1. Pisciculturas

Se tienen en cuenta las cinco tecnologías de abatimiento que actualmente utiliza la industria acuícola para reducir sus emisiones de nutrientes. Cada una viene determinada por sus funciones de costo, las cuales están directamente relacionadas con el caudal a tratar. Además, se cuenta con sus respectivas eficiencias promedio de reducción.

Tabla 3.3: Funciones de costo de las tecnologías de abatimiento de pisciculturas. (Elaboración propia en base a Fuente: UDD, 2016).

Tecnología	Costo de inversión [USD\$]; Q [m³/d]	Costos de operación [USD\$/m³]; Q [m³/d]	Eficiencia Fósforo	Eficiencia Nitrógeno
Filtro rotatorio	$1752.91 \cdot Q^{0.485}$	$0.02 \cdot Q^{-0.297}$	64%	21%
Filtro rotatorio + floculación	$1752.91 \cdot Q^{0.485} + 250.66 \cdot Q^{0.8}$	$0.02 \cdot Q^{-0.297} + 1.47 \cdot Q^{-0.515}$	93%	91%
Filtro rotatorio + Laguna	$1752.91 \cdot Q^{0.485} + 79652.93 \cdot Q^{0.286}$	$0.02 \cdot Q^{-0.297} + 0.81 \cdot Q^{-0.42}$	67%	33%
Filtro rotatorio + Sedimentador	$1752.91 \cdot Q^{0.485} + 556.67 \cdot Q^{0.577}$	$0.02 \cdot Q^{-0.297} + 0.01 \cdot Q^{-0.57}$	63%	24%
Hidrociclón + Filtro rotatorio + Laguna	$1752.91 \cdot Q^{0.485} + 19215 \cdot Q^{0.3} + 79652.93 \cdot Q^{0.286}$	$0.02 \cdot Q^{-0.297} + 0.02 \cdot Q^{-0.135} + 0.81 \cdot Q^{-0.42}$	51%	31%

3.3.2. Agricultura

Como se ha mencionado anteriormente, la industria agrícola no cuenta con ningún tipo de medida de abatimiento a sus emisiones. Una medida de mitigación factible a implementar en la cuenca es la reparación de las áreas riparianas. Estas zonas aledañas a los cuerpos de agua, ya sea lago o afluentes, en las cuales se controla significativamente el intercambio de energía y materia de un ecosistema terrestre con uno acuático (NRC, 2002). El manejo de la vegetación ripariana es ampliamente reconocido como alternativa de mitigación al impacto de actividades antrópicas cercanas a cuerpos de agua (Parkyn, avies-Colley et al 2005).

Un correcto programa de restauración consiste en plantar árboles, arbustos y pasto (preferentemente nativos). Además, se debe buscar reforzar orillas y limitar el acceso del ganado (MMA, 2011).

A nivel nacional, la principal referencia de costos de restauración de vegetación nativa es el Decreto de Ley 701 de CONAF, sobre fomento forestal, a través del cual se establece una tabla de costos por temporada.

Tabla 3.4: Costos establecidos por CONAF para reforestación considerando franjas de 5 metros de ancho, temporada 2010. (Fuente: AGIES, 2011)

Actividad	Costo
Forestación	CLP\$ 718.147/Há
Protección contra lagomorfos	CLP\$ 88.500/Há
Mano de obra (casillas)	CLP\$ 73.000/Há
Cercado	CLP\$ 522.580/km
Costo total por km de ribera	CLP\$ 962.404/km (USD\$ 2.000/km)

En la literatura se encuentra una gran variedad de valores para la eficiencia de reducción de este tipo de medidas. Sin embargo, siguiendo la línea de este subtema, se considerará un 80% de eficiencia (AGIES, 2011).

3.3.3. PTAS Pucón y alcantarillado Curarrehue

La condición actual del alcantarillado de Curarrehue es que este no realiza ningún tratamiento a sus aguas, por la que estas son descargadas directamente en siete puntos del río Trancura. Por otra parte, la localidad de Pucón cuenta con una planta de tratamiento de aguas servidas, operada por la empresa sanitaria Aguas Araucanía. Esta planta es del tipo SBR convencional de dos reactores y sus descargas se efectúan al río Claro, afluente directo del lago Villarrica.

Las medidas de abatimiento a estudiar son mejoras a la planta actual para el caso de Pucón, mientras que para el alcantarillado de Curarrehue se estudia la construcción de una planta de tratamiento.

De acuerdo a lo descrito en el AGIES (2011), se tienen las siguientes opciones de mitigación:

- Una planta de lodos activados para la comuna de Pucón significaría un costo total de inversión, operación y mantención anualizado de USD\$ 2.000.000, lo cual permitiría alcanzar una eficiencia de 90% de reducción de fósforo y nitrógeno.
- Para el alcantarillado de Curarrehue, una planta SBR tendría un costo estimado de USD\$ 1.200.000 de inversión y USD\$ 136.000 anuales en operación y mantención. Esto significaría alcanzar una eficiencia de 64% para reducción de fósforo y 78% de nitrógeno.

4. MODELACIÓN DE CALIDAD DE AGUAS

Los cambios de temperatura tienen un profundo efecto en los ciclos másicos que ocurren al interior de la columna de agua en un lago. En casos, la presencia de una intensa termoclina divide al lago en dos capas verticales con notorias diferentes características. Como se revisó en el capítulo 3, este es el caso del lago Villarrica. El modelo seleccionado, que cumple esta característica, es el denominado “Simplest Seasonal Approach” y fue desarrollado gracias a los trabajos de O’Melia (1972), Imboden (1974) y Snodgrass (1974).

La capa superficial (epilimnio) es cálida y bien iluminada. Como consecuencia, la fotosíntesis de las algas lidera la transformación de nutrientes disueltos hacia materia orgánica particulada. A pesar de que la presencia de la termoclina reduce considerablemente la mezcla vertical, alguna parte de esta materia particulada sedimenta y se transporta por difusión hacia el estrato del fondo (hipolimnio), donde se descompone y eventualmente regresa a una forma soluble. La mezcla a través de la termoclina entonces reintroduce parte de los nutrientes disueltos hacia el epilimnio, donde nuevamente es utilizado por fitoplancton (Chapra, 2008).

Este capítulo describe en detalle el modelo utilizado, los resultados que arroja para las emisiones estipuladas en el capítulo 3 y finalmente se deriva una función de transferencia (aproximación lineal de la relación emisión-concentración) del modelo con el objetivo de acoplarlo a un modelo de optimización a ser utilizado en el capítulo 5.

4.1. Marco teórico

El modelo se resuelve exclusivamente para determinar los niveles de fósforo en el lago. Se basa en las siguientes características (Chapra, 2008):

- El fósforo es separado en dos componentes. Una de estas es el fósforo soluble reactivo (SRP) y la otra componente es el fósforo que no es soluble reactivo (NSRP). El fósforo total viene dado por la suma de ambos. Cabe destacar que el NSRP está sujeto a sufrir sedimentación, mientras el SRP no. Esto se debe a que se asume que gran parte del NSRP se encuentra particulado.
- El lago es segmentado espacialmente en dos estratos, cada uno bien mezclado (epilimnio e hipolimnio).
- El año es dividido en dos estaciones. Estas representan al verano, período estratificado durante el cual el intercambio turbulento entre los estratos es mínimo, y el invierno, período de mezcla en el cual el transporte turbulento es intenso y el lago se encuentra bien mezclado en la vertical.
- Ecuaciones diferenciales de primer orden son utilizadas para caracterizar el transporte y la cinética y representar el intercambio de masa entre los componentes. Estos intercambios, se encuentran esquematizados en la figura 4.1.

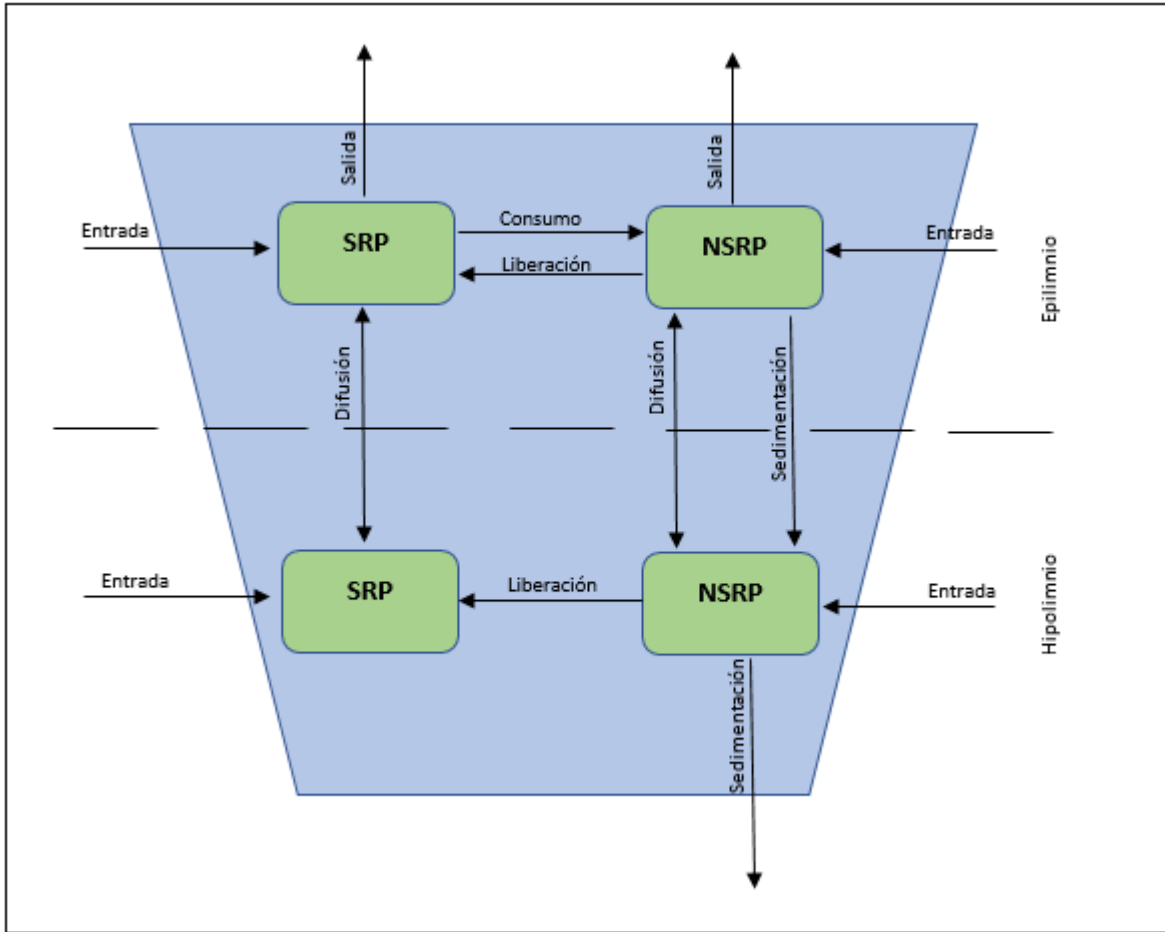


Figura 4.1: Representación esquemática del modelo "Simplest seasonal approach". SRP: Fósforo soluble reactivo. NSRP: Fósforo no soluble reactivo. Fuente: (Elaboración propia)

Los procesos de intercambio de masa que se llevan a cabo en el modelo son los siguientes.

- Entradas de nutrientes: Carga de SRP y NSRP pueden ingresar por el epilimnio e hipolimnio.
- Transporte: Salidas de masa del sistema se efectúan mediante los efluentes del lago. Sólo el epilimnio pierde masa por este mecanismo. Durante el período estratificado, el transporte por difusión entre las capas es pequeño, mientras que, para el período de invierno, este aumenta.
- Sedimentación: Sólo el NSRP es removido del sistema gracias a la sedimentación. Cada estrato puede tener su propia velocidad de sedimentación como para las dos estaciones.
- Consumo: El consumo de SRP para producir NSRP sólo se lleva a cabo en el epilimnio. Esto se debe a que son los fitoplancton los que llevan a cabo el proceso,

los cuales requieren la luz del sol y esta no llega al hipolimnio. El proceso es caracterizado por una reacción de primer orden. Por otra parte, la tasa de consumo es mucho mayor en verano por el hecho de que la producción es mayor en ese tiempo.

- Liberación: Hay diferentes maneras de devolver el NSRP a SRP, tales como, descomposición, respiración, alimentación de zooplancton, entre otros. Se utiliza una reacción de primer orden dependiente de la concentración de NSRP para aproximar este fenómeno.

En definitiva, las ecuaciones diferenciales (Chapra, 2008) que modelan el problema son:

- Balance de masa:

$$\frac{d(V_e \cdot P_{s,e})}{dt} = W_{s,e} - Q_{ef}P_{s,e} + v_t A_t (P_{s,h} - P_{s,e}) - k_{u,e} V_e P_{s,e} + k_{r,e} V_e P_{n,e} \quad ec 4.1$$

$$\frac{d(V_e \cdot P_{n,e})}{dt} = W_{n,e} - Q_{ef}P_{n,e} + v_t A_t (P_{n,h} - P_{n,e}) + k_{u,e} V_e P_{s,e} - k_{r,e} V_e P_{n,e} - v_e A_t P_{n,e} \quad ec 4.2$$

$$\frac{d(V_h \cdot P_{s,h})}{dt} = W_{s,h} + v_t A_t (P_{s,e} - P_{s,h}) + k_{r,h} V_h P_{n,h} \quad ec 4.3$$

$$\frac{d(V_h \cdot P_{n,h})}{dt} = W_{n,h} + v_t A_t (P_{n,e} - P_{n,h}) - k_{r,h} V_h P_{n,h} + v_e A_t P_{n,e} - v_h A_t P_{n,h} \quad ec 4.4$$

- Balance de volumen:

$$\frac{dV}{dt} = Q_{af} - Q_{ef} \quad ec 4.5$$

Donde

$V [m^3]$: Volumen del estrato

$P [mg/L]$: Concentración de fósforo en el estrato

$W [ton/año]$: Carga de fósforo

$Q_{ef} [m^3/s]$: Caudal efluente

$Q_{af} [m^3/s]$: Caudal afluente

$v_t [m/día]$: Coeficiente de difusión

$A_t [m^2]$: Área termoclina

$k_u [1/día]$: Tasa de consumo

k_r [1/día]: Tasa de liberación

v [m/día]: Tasa de sedimentación

En las ecuaciones 4.1, 4.2, 4.3, 4.4 y 4.5, los subíndices “e” y “h” denotan el epilimnio e hipolimnio respectivamente, de la misma manera que los subíndices “n” y “s” lo hacen a NSRP y SRP.

Las ecuaciones anteriores pueden ser resueltas mediante un método de integración numérica. En el caso de este trabajo se utilizó el método de Runge-Kutta de orden 4.

Debido al supuesto de mezcla completa en ambos estratos del lago, el modelo sólo pretende representar la zona pelagial del lago. Esto también se debe a que no diferencia desde qué punto en el lago ingresan los contaminantes. Así, la zona litoral no queda representada. Sin embargo, esto no presenta mayores inconvenientes, ya que, es la zona pelagial la que presenta los límites de calidad más estrictos.

4.2. Resultados del modelo de calidad

El horizonte de modelación corresponde al período comprendido entre el invierno del año 2005 hasta el verano del 2015.

Las estaciones fluviométricas utilizadas corresponden a la estación río Toltén en Villarrica para el caso del caudal efluente y la estación río Trancura antes río Llafenco para el afluente. La estación río Toltén en Villarrica es idónea para representar el caudal efluente del lago, ya que, se encuentra pocos metros aguas abajo de la desembocadura del lago. Por otro lado, la estación río Trancura antes río Llafenco se encuentra aguas arriba de la junta del río Trancura con uno de los principales afluentes al lago, el río Liucura. Además, esta estación excluye el aporte de la ladera noroeste del volcán Villarrica, la cual continuamente aporta al balance de volumen con sus esteros. Por este motivo, se decidió transponer esta estación hacia el punto en que todos los aportes debieran quedar cubiertos. La ubicación de las estaciones mencionadas se muestra en la figura 4.2

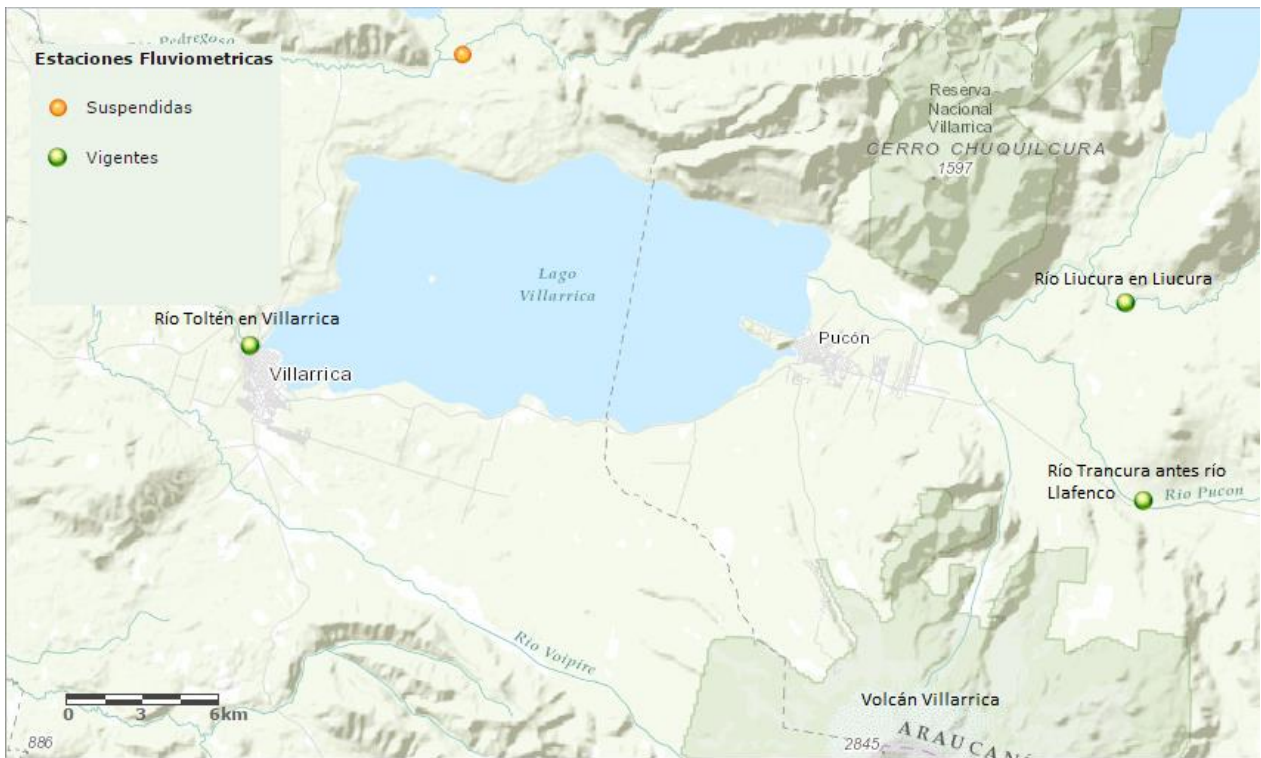


Figura 4.2: Ubicación de las estaciones fluviométricas ubicadas en afluentes y efluentes del lago Villarrica (Fuente: Mapa hidrometeorológico DGA).

Para validar el modelo con la realidad se utilizó la estación de calidad de aguas Lago Villarrica en bahía Villarrica. Si bien, el período de simulación comienza el año 2005, las emisiones sólo se conocen para el año 2016. Como se espera que las emisiones en el pasado hayan sido inferiores a las actuales, el modelo entregaría mayores concentraciones a las medidas en las estaciones de calidad, especialmente en los primeros años de simulación.

De acuerdo a los antecedentes mencionados, el modelo de calidad de aguas funcionaría más como un estimador de la condición de equilibrio que se obtendría en caso de mantener constante las emisiones en el tiempo. Los resultados de fósforo total en el epilimnio se muestran en la figura 4.3.

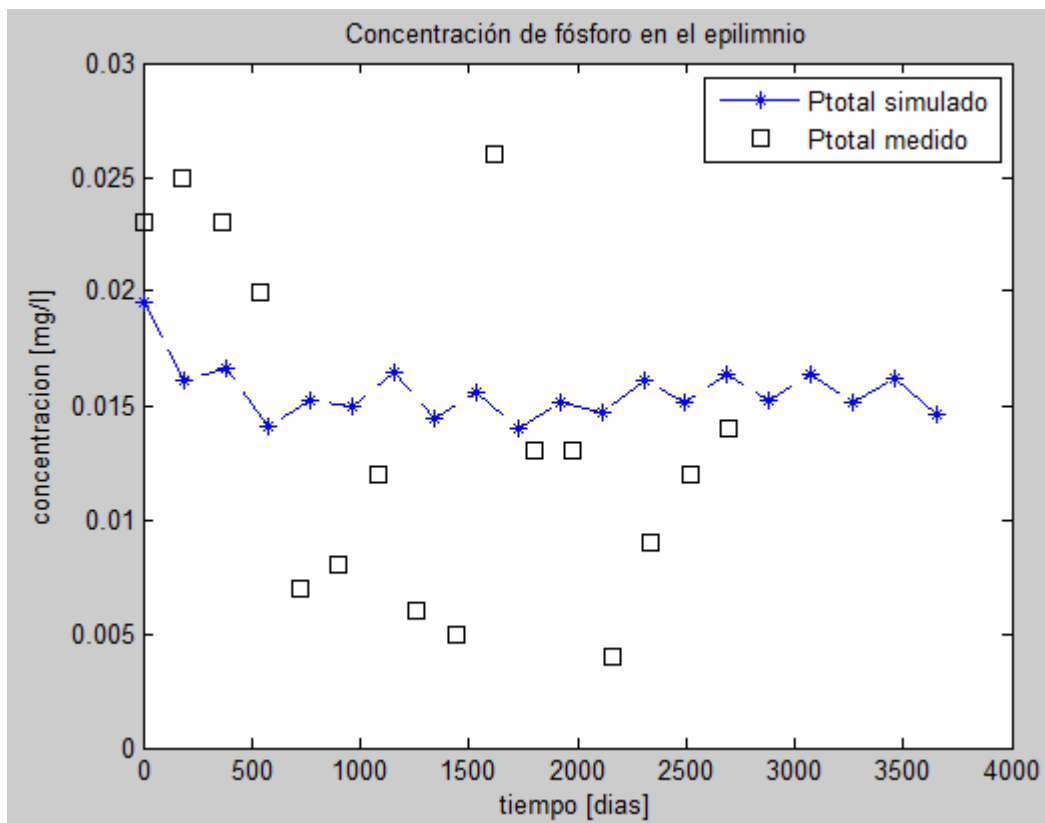


Figura 4.3: Comparación de los resultados de la simulación realizada para el período de tiempo invierno 2005-verano 2015 con los datos medidos en la estación de calidad Lago Villarrica en bahía Villarrica.

Los resultados efectivamente muestran a grandes rasgos ser consistentes con las mediciones de la estación de calidad. Los altos valores de los primeros dos años parecen ser anormales en comparación a un período de tiempo más global (anterior a 2005). Esto se puede deber posiblemente a fenómenos que el modelo no estaría recogiendo. Uno de estos fenómenos podría ser el viento Puelche, el cual influye notoriamente en la calidad del agua del lago Villarrica. De acuerdo a Meruane (2005), el Puelche promueve que el lago Villarrica sea más susceptible a los bloom de algas al final de la temporada.

A pesar de las limitaciones que el modelo tiene para representar muchos de los fenómenos que suceden en el lago Villarrica, se valida que el modelo sirve como una primera aproximación para evaluar al lago.

4.3. Resultados función de transferencia

La función de transferencia del modelo fue deducida variando los 16 inputs y la condición inicial. Fue verificada simulando una situación que considera el doble de emisiones para cada fuente y contrastada con el modelo original. Esto se aprecia en la figura 4.4.

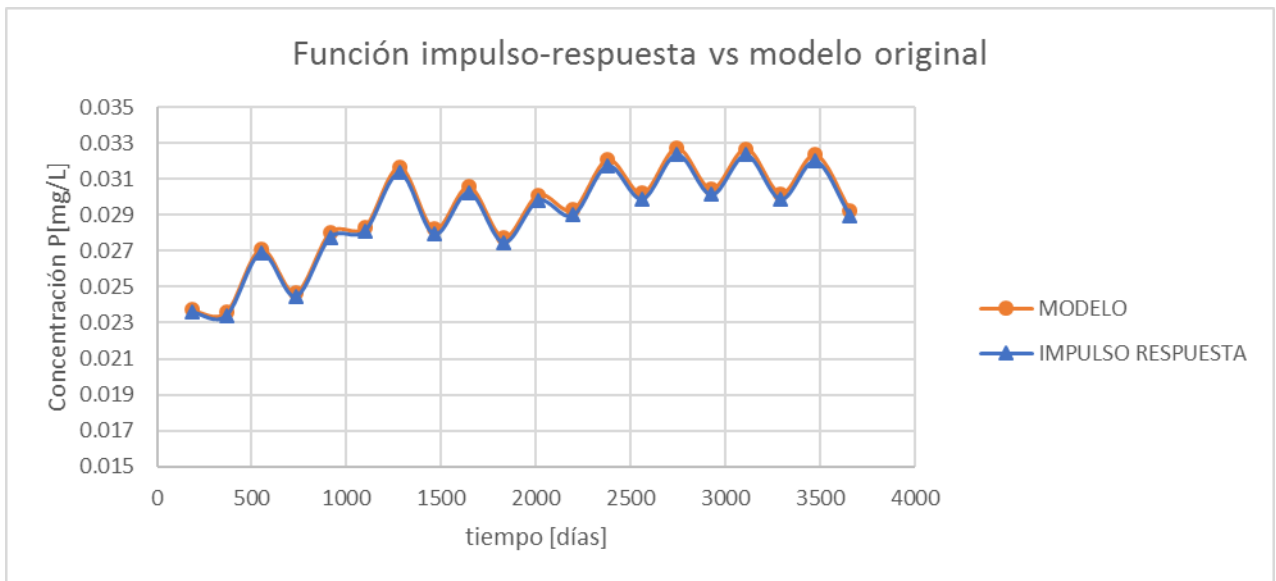


Figura 4.4: Comparación del modelo original vs función impulso respuesta para un caso de doble nivel de emisiones con respecto a la situación actual.

Para cuantificar la diferencia que la función impulso-respuesta tiene en comparación al modelo original, este se calcula de la siguiente manera para cada tiempo t .

$$\% \text{ diferencia} = \frac{C_{\text{modelo original}} - C_{\text{impulso-respuesta}}}{C_{\text{modelo original}}} \cdot 100$$

El resultado confirma que el modelo tiene un comportamiento lineal, ya que sus máximas diferencias bordean el 1%. Por lo demás, la diferencia se hace presente en decimales que por ningún motivo son representativos del problema, ni corresponden al nivel de precisión que puede alcanzar el modelo.

Tabla 4.1: Diferencia del modelo impulso-respuesta en comparación al modelo original para un caso de doble nivel de emisiones con respecto a la situación actual.

Impulso-respuesta	Modelo original	Diferencia [%]
0.0236	0.0237	0.49
0.0234	0.0236	0.86
0.0269	0.0271	0.84
0.0245	0.0247	0.91
0.0278	0.0280	0.95
0.0281	0.0283	0.69
0.0314	0.0317	0.99
0.0280	0.0282	1.00
0.0303	0.0306	1.01
0.0275	0.0278	1.01
0.0298	0.0301	1.01
0.0290	0.0293	1.04
0.0318	0.0321	1.02
0.0299	0.0302	1.02
0.0324	0.0327	1.02
0.0302	0.0305	1.02
0.0324	0.0327	1.02
0.0299	0.0302	1.02
0.0320	0.0324	1.02
0.0290	0.0293	1.02

5. ESQUEMAS DE CONTROL DE CONTAMINACIÓN

En este capítulo se modelan los esquemas de regulación a analizar y se calculan los costos estimados de su implementación y operación en base a la información proporcionada en los capítulos previos.

Los casos a estudiar corresponden a la situación base, dada por la condición actual de regulación en la cuenca, un esquema de regulación mediante normativa en comando y control y, por último, un sistema de regulación mediante instrumentos económicos.

Para comparar en términos de costos, opciones de mitigación que pueden tener diferente vida útil y, además, inversiones iniciales con costos anuales, es necesario calcular el valor anualizado. El procedimiento que se sigue en los subtemas de este capítulo en general es el siguiente:

- 1- Calcular el valor presente de una inversión de la siguiente manera:

$$VAN = I + \sum_i^n \frac{F_i}{(1+r)^i}$$

Donde

VAN : Valor presente de la inversión

I : Inversión inicial

F_i : Costo en el período i

r : Tasa de descuento

n : horizonte de evaluación

- 2- Con el valor presente se procede a calcular en valor anualizado de la siguiente manera:

$$C = \frac{VAN \cdot r}{1 - \frac{1}{(1+r)^n}}$$

Donde

C : Valor anualizado de una inversión

VAN : Valor presente de la inversión, calculada según el punto anterior.

El cálculo anterior se realiza para cada una de las medidas de mitigación adoptadas, considerando los horizontes de evaluación de cada una de ellas. Para el caso de las

pisciculturas se utilizó un horizonte de 5 años para todas sus tecnologías. Para la reparación de franjas riparianas se consideró un horizonte de evaluación de 10 años. Finalmente, para las plantas de tratamiento se considera un horizonte de 25 años. La tasa de descuento empleada es de un 6%, mismo valor empleado en el AGIES.

5.1. Situación actual

En el escenario actual, la única norma que regula directamente las emisiones es el DS 90. Por lo tanto, sólo las descargas puntuales se encuentran bajo regulación, excluyendo así a la mayor fuente de contaminación de la cuenca, asociada a aportes difusos.

Sólo las pisciculturas y la PTAS de Pucón cuentan con algún sistema de tratamiento. Si bien, las descargas del alcantarillado de Curarrehue no tratan sus emisiones, estas sí cumplen con el DS 90 ya que son diluidas y descargadas en 7 puntos del río Trancura, evitando así sobrepasar la norma.

Cabe destacar que, en este caso, cada agente emisor decide independientemente de qué manera cumplir la normativa. Además, le meta ambiental de la norma secundaria (0.01 mg/L de fósforo) en promedio sería superada en un 50%, de acuerdo al modelo de calidad.

Los costos anualizados de cada fuente emisora y el total para la cuenca se presentan en la tabla 5.1. Estos valores fueron calculados considerando las actuales medidas de abatimiento en la cuenca y las funciones de costo descritas en el capítulo 3.

Tabla 5.1: Costo anualizado de las medidas de abatimiento adoptadas en la situación actual. Tasa de descuento=6%.

Fuente	Tecnología	COSTO [USD]
Piscicultura Quimeyco	Filtro rotatorio + laguna	\$ 1,128,607
Piscicultura Caburga 1 + Piscicultura Carileufu	Hidrociclón + filtro rotatorio + laguna	\$ 1,034,870
Piscicultura Los Chilcos + Piscicultura Loncostraro	Filtro rotatorio + sedimentador	\$ 1,514,708
Piscicultura Caburga 2	Filtro rotatorio + floculación	\$ 865,900
Piscicultura Chehuilco	Filtro rotatorio + laguna	\$ 430,062
Piscicultura Los Ríos	Filtro rotatorio + sedimentador	\$ 398,871
Piscicultura La Cascada	Filtro rotatorio + laguna	\$ 677,760
Piscicultura El Turbio	Filtro rotatorio + floculación	\$ 894,989
Piscicultura Molco	Filtro rotatorio + floculación	\$ 554,343
Piscicultura Curarrehue	Filtro rotatorio	\$ 206,158
Piscicultura Huincacara	Filtro rotatorio + laguna	\$ 1,044,385
Piscicultura Palguín	Filtro rotatorio + sedimentador	\$ 208,685
Piscicultura Catripulli	Filtro rotatorio	\$ 232,142
Agricultura	Sin abatimiento	\$ -
PTAS Pucón	Planta SBR	\$ 117,340
Descarga Curarrehue	Sin abatimiento	\$ -
TOTAL		\$ 9,308,819

5.2. Regulación mediante normativa en esquema comando y control

5.2.1. Comando y control sin fuentes difusas

Este caso corresponde a una norma en esquema comando y control que sólo considera regulación a las descargas puntuales, es decir, excluye la contaminación difusa.

En ese sentido, recordando que la contaminación difusa corresponde a un 87% aproximadamente del ingreso de nutrientes al lago, se hace imposible cumplir la meta de calidad ambiental impuesta por la norma secundaria. Esto último a pesar de que las empresas pisciculturas y sanitarias fueran capaces de abatir el 100% de sus producciones de nutrientes. Si bien, el modelo muestra una disminución importante, esta estaría lejos de cumplir la norma, como muestra la figura 5.1. incluso no habiendo descargas puntuales en la cuenca, de acuerdo al modelo, se requiere disminuir en más de un 40% los aportes de nutrientes desde fuentes difusas para cumplir la norma secundaria.

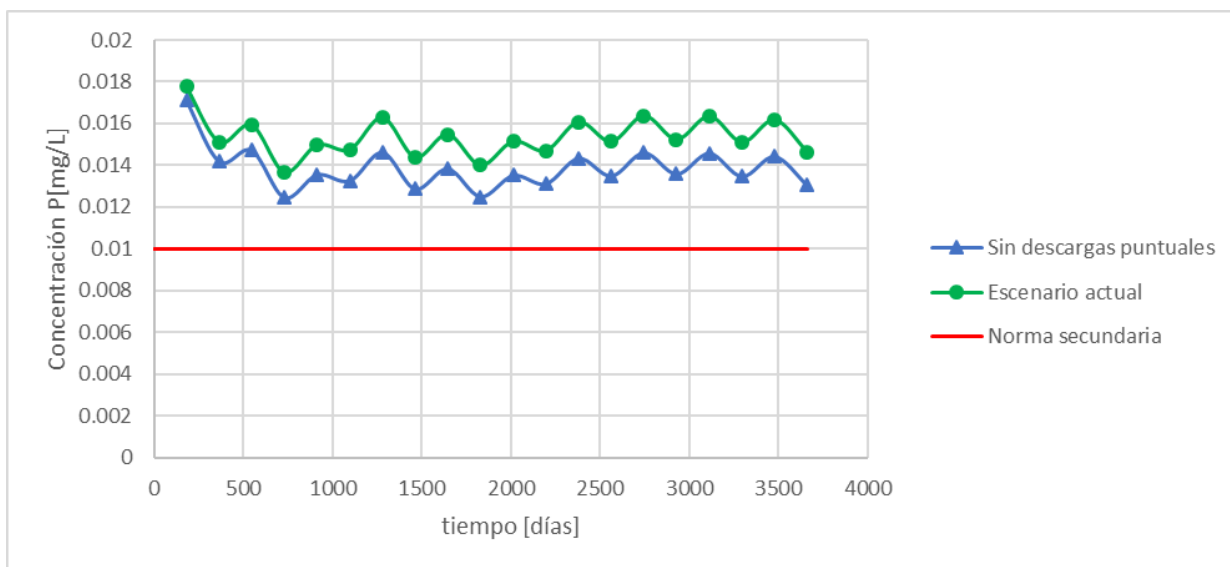


Figura 5.1: Comparativa de calidad de agua en el lago entre el escenario actual y un escenario que sólo considera la existencia de contaminación difusa.

De esta forma, se hace necesario que el marco regulatorio involucre a la contaminación difusa, si se pretende cumplir la norma secundaria.

5.2.2. Comando y control con fuentes difusas

En esta ocasión, se incluye en el marco regulatorio a las fuentes difusas. Como se ha discutido en este trabajo, la medida considerada para reducir emisiones desde fuentes

difusas es la reparación de la vegetación ripariana en las riberas de los ríos afluentes al lago Villarrica.

Se analizan dos tipos de esquema de regulación directa y su evolución en términos de costos y cargas emitidas por fuentes puntuales en función del porcentaje de riberas reparadas. Para cada escenario de reparación de riberas se tiene una fracción de las emisiones que es reducida por las fuentes difusas y un remanente que deberá ser reducida por las fuentes puntuales.

Los esquemas analizados corresponden a los casos de reducción porcentual uniforme de emisiones para fuentes difusas y regulación mediante descarga máxima de nutrientes.

5.2.2.1. Regulación mediante reducción porcentual uniforme de emisiones

En este caso, para cada escenario de restauración de riberas, las emisiones que faltan por eliminar para cumplir con la norma secundaria son asumidas en el mismo porcentaje por cada uno de los agentes. Así, como resultado se tiene que cada empresa requiere eliminar cierto porcentaje de su producción original (previa al tratamiento) de nutrientes, el cual es el mismo porcentaje para todos.

El sistema de tratamiento a utilizar se elige en base al que presente un costo mínimo, siempre y cuando sea capaz de alcanzar la eficiencia de reducción mínima que se exige en cada escenario. Las eficiencias de reducción requeridas en cada caso de reforestación vienen dadas en la figura 5.2, junto con sus costos de implementación. Es importante decir, que esa eficiencia de reducción viene dada por el mínimo posible que permite cumplir la norma secundaria de calidad de agua en el lago, de acuerdo al modelo. Así, los agentes estarán obligados a optar con tecnologías que al menos cuenten con esas eficiencias de reducción.

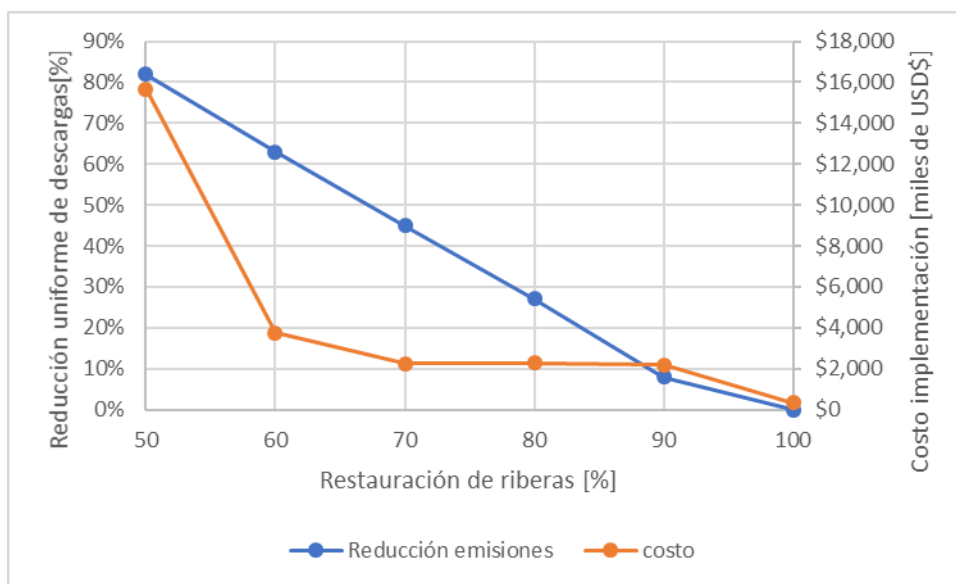


Figura 5.2: Reducción uniforme de descargas necesaria y costos de implementación para cada uno de los escenarios de reforestación de riberas.

En la figura 5.2, se puede ver una abrupta reducción de los costos al pasar de un escenario de 50% de restauración hacia uno de 60%. Esto se explica porque en el escenario de un 50% de restauración, los agentes están obligados a utilizar la tecnología más eficiente, la cual a su vez es notoriamente más cara que el resto.

Por otra parte, se ve cómo los costos se estancan a partir del escenario con 70% de restauración de riberas. Esto es esperable ya que a partir de ese punto se tiene una eficiencia de reducción necesaria que es alcanzable con la tecnología de reducción más barata para cada uno de los agentes involucrados. Esto se mantiene así hasta el escenario con un 100% de restauración, en donde la eficiencia de reducción requerida es de 0%, es decir, no se necesita abatir las emisiones de fuentes puntuales, salvo para cumplir el DS90.

5.2.2.2. Regulación mediante descarga máxima

Bajo este esquema, la exigencia es que las fuentes puntuales no pueden superar una carga (toneladas) de fósforo al año. Para cada escenario de restauración de riberas, se calcula el máximo de carga que puede ser emitida para cumplir con la norma secundaria, suponiendo que todos los agentes estuvieran emitiendo este máximo.

El sistema de tratamiento de cada fuente se selecciona de tal manera que su eficiencia de reducción le permita emitir una carga inferior a la máxima estipulada y considerando que siempre preferirán la opción con menor costo anualizado. Los valores de carga máxima por fuente y los costos de implementación para cada uno de los escenarios de restauración de riberas se muestran en la figura 5.3.

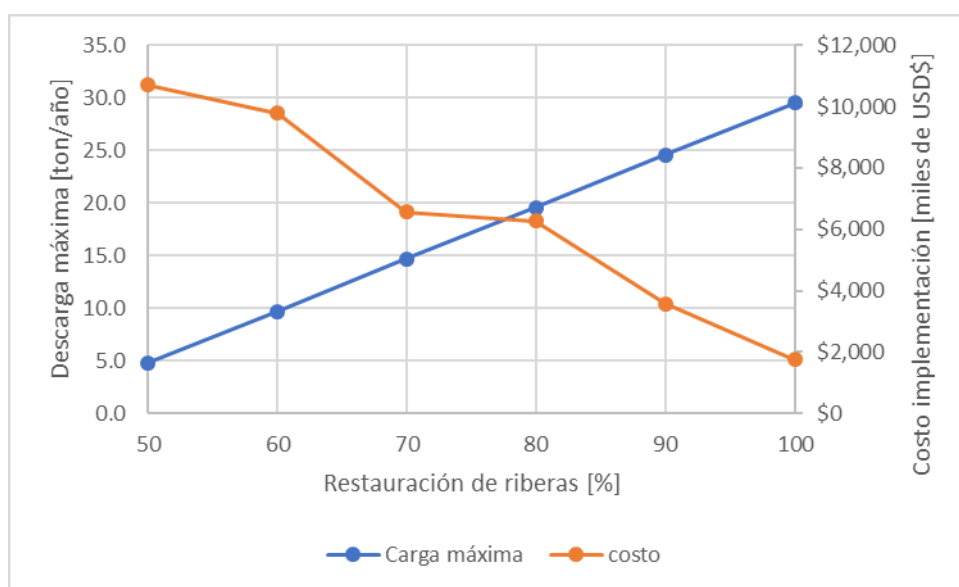


Figura 5.3: Carga máxima permitida y costos de implementación para cada uno de los escenarios de restauración de riberas.

Se puede apreciar que la disminución de costos en este caso es más gradual que en el caso anterior, esto se explica porque las cargas de emisión de las fuentes se encuentran distribuidas en un amplio rango. Así, debido a la gran variedad de emisiones que se tienen actualmente para las diferentes fuentes, estas van gradualmente dejando de ser influenciadas por la norma de descarga máxima, a medida que aumenta el porcentaje de reparación de riberas.

Se puede ver que siempre, incluso en el escenario de 100% de reparación, es necesario realizar abatimiento en algunas fuentes, ya que tienen una producción superior a la máxima emisión para todos los casos.

5.3. Regulación mediante instrumento económico

Sea cual sea el instrumento económico a modelar, este tiene como principal supuesto que los agentes tarde o temprano alcanzarán el óptimo económico, de tal manera de minimizar los costos de abatimiento que impliquen cumplir con la meta ambiental. Esto se basa en asumir que los agentes involucrados conocen el máximo de información posible. El sistema se modela de acuerdo al siguiente problema de optimización. El subíndice i denota a la fuente emisora de un total de n .

$$\min \sum_{i=1}^n C_i \quad ec. 5.1$$

$$e_i = e_{0_i} \cdot (1 - \alpha_j \cdot X_{i,j}) \quad ec. 5.2$$

$$C_{lago} = F(e_1, e_2, e_3 \dots e_n) \leq MA \quad ec. 5.3$$

$$c_i = \frac{M_i}{Q_i} \leq c_{max} \quad ec. 5.4$$

Donde

C_i : Costo de abatimiento anualizado de la fuente i .

e_i : Descarga de la fuente i .

e_{0_i} : Producción previa al tratamiento de la fuente i .

α_j : Eficiencia de reducción de la tecnología de abatimiento j .

$X_{i,j}$: Variable discreta que toma el valor de 1 si la fuente i escoge la medida de abatimiento j y el valor de 0 en cualquier otro caso.

C_{lago} : Concentración de fósforo en el lago, la cual es calculada mediante la función de transferencia F derivada en la sección 4.3, que a su vez es función de las emisiones e_i .

MA: Meta ambiental. En este caso, corresponde a la concentración promedio de fósforo máxima que permite la norma secundaria, es decir, 0.01 mg/L .

c_i : Concentración de fósforo en la descarga de la fuente i .

c_{max} : Concentración máxima permitida en la descarga de acuerdo al DS90. Para cuerpos de agua lacustres y sus afluentes esta es de 2 mg/L .

M_i : Masa de fósforo emitida por la fuente i .

Q_i : Caudal de descarga de la fuente i

La ecuación 5.1 representa la minimización de costos que gobierna el problema y corresponde a la función objetivo. La ecuación 5.2 determina el nivel de emisión de cada uno de los agentes contaminantes involucrados en el problema y su decisión de abatimiento. La ecuación 5.3 impone la restricción de cumplimiento de la norma secundaria, la cual obliga a tener que tomar la mejor decisión en la ecuación 5.2. Por último, la ecuación 5.4 impone el cumplimiento del decreto 90. Estas últimas tres ecuaciones representan las restricciones del problema de optimización.

Es importante señalar que la contaminación difusa, por falta de información fiable, se considera homogénea a lo largo de los principales ríos afluentes al lago. Así, las emisiones de las fuentes difusas se calculan de la siguiente manera

$$e_{difusas} = e_{0difusas} \left(1 - \frac{km_{franja}}{km_{total}} \alpha \right) \quad ec. 5.5$$

Donde

$e_{difusas}$: Emisiones de fuentes difusas luego de reparar franjas riparianas.

$e_{0difusas}$: Emisiones actuales de fuentes difusas.

km_{franja} : Kilómetros de franja ripariana reparadas.

km_{total} : Kilómetros totales de los principales ríos afluentes al lago.

α : Eficiencia de reducción de nutrientes al reparar franja ripariana.

En definitiva, la solución del problema entrega una selección de tecnologías de abatimiento para todas las fuentes contaminantes, el nivel de emisión de cada fuente, el costo individual por fuente y el costo total para la cuenca.

5.3.1. Instrumento económico según porcentaje de reparación de riberas exógeno

En este punto se analiza cómo evoluciona la decisión de los agentes que realizan descargas puntuales a medida que el porcentaje de reparación de riberas es dado. Es decir, el problema de optimización viene dado por las ecuaciones 5.1, 5.2, 5.3 y 5.4, sin embargo, la ecuación 5.5 representa un valor constante para cada simulación.

De esta manera, los agentes que corresponden a descargas puntuales se reparten el esfuerzo de disminuir la carga de nutrientes de la forma más eficiente posible, de acuerdo a quién le es más barato abatir. Los escenarios simulados se resumen en la figura 5.4.

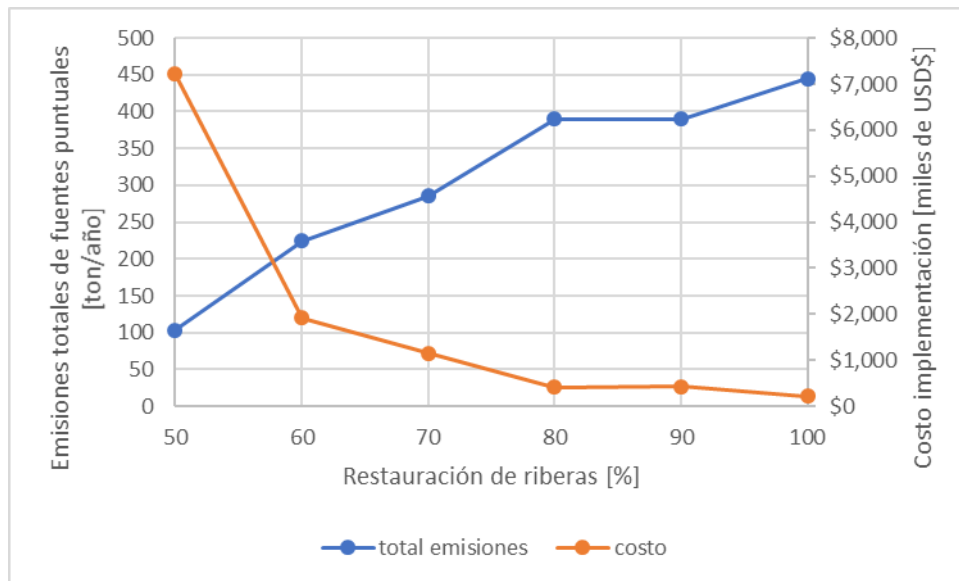


Figura 5.4: Emisiones totales de fuentes puntuales y costo de implementación para el caso de asignación óptima para cada escenario de restauración de riberas.

Se puede ver cómo los agentes rápidamente disminuyen los costos totales de implementación debido a que sólo las opciones más eficientes se hacen cargo del abatimiento de nutrientes. A medida que se avanza en el porcentaje de reparación de riberas, las fuentes puntuales van dejando de abatir, disminuyendo los costos del sistema. Demostrando que es más eficiente económicamente la medida de abatimiento de las fuentes difusas que las de las fuentes puntuales. Esto último también se aprecia en la curva azul, donde esta muestra un aumento constante a medida que aumenta el porcentaje de reparación de riberas.

Otra arista que interesa analizar sobre el uso de instrumentos económicos es el trade-off entre el nivel de calidad de las aguas del lago y el costo total en que incurren los agentes. En la figura 5.5 se puede ver para cada nivel de restauración previamente mencionado la curva de costos para un objetivo de concentración de fósforo en el lago.



Figura 5.5: Curva de costos totales correspondientes al uso de instrumentos económicos para un cierto nivel de concentraciones de fósforo en el lago, dado un nivel de restauración de riberas.

La figura 5.5 es de particular interés porque se puede ver cómo a medida que selecciona un objetivo de calidad en el lago, los costos se incrementan considerablemente sólo para algunos niveles de restauración de riberas. Esto se debe a que, para ese nivel de calidad, con ciertos niveles de restauración es posible cumplir el objetivo ambiental mediante la reparación de franjas riparianas exclusivamente, mientras que para el resto es necesario abatir además en fuentes puntuales, cuyos costos son mayores. Por ejemplo, si se toma el nivel de calidad ambiental de la NSCA (0.01 mg/L), se puede ver que los costos son pequeños para los escenarios de restauración de 100%, 90% y 80%. Esto se explica porque sólo con la reducción de fuentes difusas ya se cumple el objetivo para esos casos. Por otra parte, los escenarios de 70%, 60% y 50% de reparación de riberas requieren costos considerablemente mayores (por ser necesario el abatimiento de descargas puntuales) para alcanzar el mismo objetivo de calidad, siendo mayor el costo mientras menor sea el porcentaje de restauración.

5.3.2. Solución de mínimo costo con selección endógena de nivel de restauración

En este caso, el problema de optimización incluye al porcentaje de reparación de riberas como una variable de decisión. La solución obtenida indica que no es conveniente para nadie realizar tratamiento a las descargas, salvo para la actividad agrícola y la piscicultura Molco (obligada por el DS90). Este resultado se debe principalmente al bajo costo de abatimiento que tiene reducir el ingreso de nutrientes mediante la reparación de la vegetación ripariana y su alta eficiencia.

Este conjunto de medidas, significa que es necesario reparar 428 kilómetros de franja ripariana, de un total de 454 kilómetros considerados, es decir, un 94% aproximadamente. El costo total anualizado de la cuenca para cumplir el objetivo ambiental de la norma secundaria bordea los USD\$212,000.

No es directo saber si una vez suspendido el tratamiento de las empresas piscicultoras, estas seguirían cumpliendo el DS90. De acuerdo a la información de caudales y masa descargada, sólo la acuícola Molco no cumpliría la normativa al no tratar. Por supuesto que, de suspender los sistemas de tratamiento, estos caudales cambiarían. Aun así, fueron tomados como referencia para imponer el cumplimiento del DS90.

El detalle de la solución óptima se presenta en la tabla 5.2.

Tabla 5.2: Costo de abatimiento anualizado teórico al utilizar instrumentos económicos para cumplir la norma secundaria. Tasa de descuento = 6%.

Fuente	Tecnología	COSTO [USD]
Piscicultura Quimeyco	Sin abatimiento	\$ -
Piscicultura Caburga 1 + Piscicultura Carileufu	Sin abatimiento	\$ -
Piscicultura Los Chilcos + Piscicultura Loncotraro	Sin abatimiento	\$ -
Piscicultura Caburga 2	Sin abatimiento	\$ -
Piscicultura Chehuilco	Sin abatimiento	\$ -
Piscicultura Los Ríos	Sin abatimiento	\$ -
Piscicultura La Cascada	Sin abatimiento	\$ -
Piscicultura El Turbio	Sin abatimiento	\$ -
Piscicultura Molco	Filtro rotatorio	\$ 95,979
Piscicultura Curarrehue	Sin abatimiento	\$ -
Piscicultura Huincacara	Sin abatimiento	\$ -
Piscicultura Palguín	Sin abatimiento	\$ -
Piscicultura Catripulli	Sin abatimiento	\$ -
Agricultura	Franjas riparianas	\$ 116,462
PTAS Pucón	Sin abatimiento	\$ -
Descarga Curerrehue	Sin abatimiento	\$ -
TOTAL		\$ 212,441

5.4. Análisis comparativo de marcos regulatorios

Los tres marcos regulatorios vistos en los puntos anteriores tienen como requerimiento el cumplimiento de la norma secundaria, impuesto por el modelo de calidad de aguas desarrollado en el capítulo 4. Interesa principalmente comparar como se distinguen en términos de costos totales y en cómo se traducen estas medidas en las emisiones que las fuentes puntuales producen en conjunto. Estos resultados se muestran resumidos en la figura 5.6. Para cada escenario de reparación de riberas, hay una fracción restante de emisiones que debe ser abatida por las fuentes puntuales. En conjunto, deben cumplir los estándares de calidad de agua de la norma secundaria. Para cada caso, estas lo hacen de la siguiente manera:

- Regulación por descarga máxima: Las fuentes puntuales se enfrentan a una máxima carga anual que pueden emitir. Esta queda determinada por la fracción

restante de nutrientes a eliminar considerando el porcentaje de vegetación ripariana que es restaurada.

- Regulación por reducción uniforme: Las fuentes puntuales se enfrentan a un porcentaje, igual para todas, en el que deben reducir su producción de nutrientes. Este porcentaje queda determinado por la fracción restante de nutrientes a eliminar considerando el porcentaje de vegetación ripariana que es restaurada.
- Reducción por solución óptima: En este caso las fuentes puntuales son libres de elegir cómo abatir dicha fracción. Este caso tiene como supuesto que se distribuyen los esfuerzos de abatimiento de tal forma que el costo total de los sistemas de tratamientos sea mínimo.

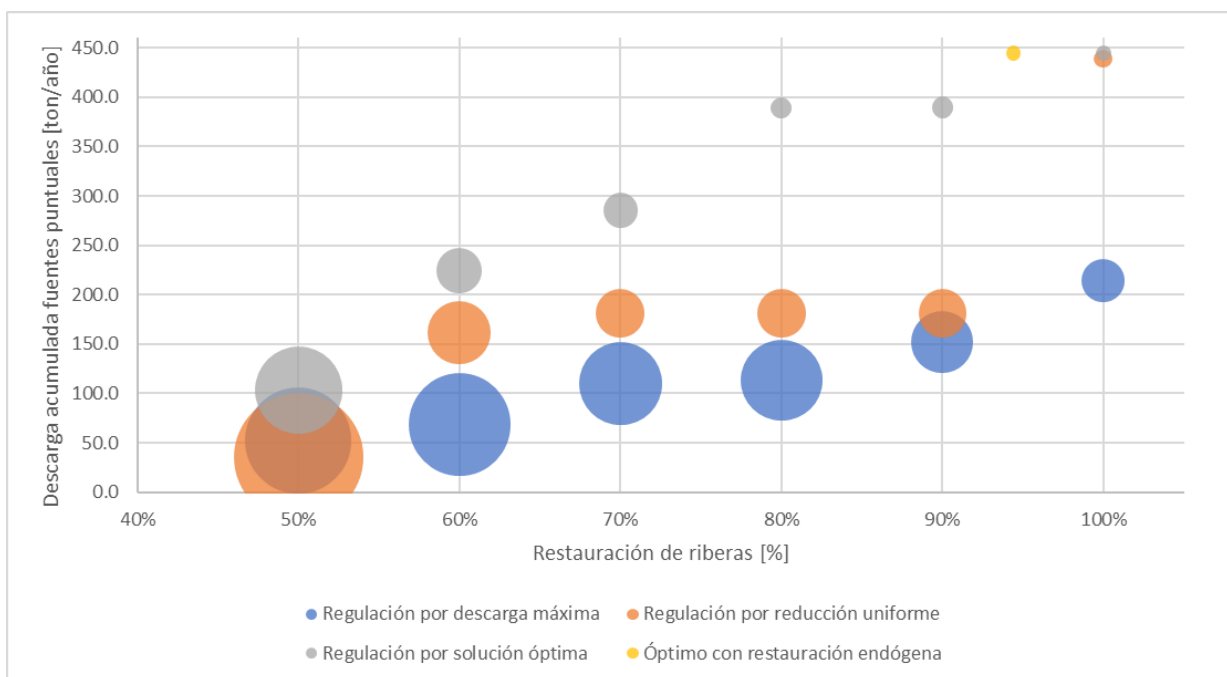


Figura 5.6: Comparación de los marcos regulatorios. Descargas acumuladas de fuentes puntuales en función del porcentaje de reparación de riberas. El costo de implementación viene dado por el tamaño del círculo.

En la figura 5.6 se puede ver cómo a medida que aumenta el porcentaje de vegetación ripariana restaurada, las fuentes puntuales emiten en conjunto una mayor carga de nutrientes. Al mismo tiempo, el costo de implementación disminuye mientras mayor extensión de riberas son reparadas. Los puntos anteriores se desprenden directamente si se tiene en cuenta que el costo de abatimiento de las fuentes difusas es considerablemente más barato que el de las fuentes puntuales.

Para porcentajes de restauración bajos, por ejemplo un 50%, en términos de emisiones totales, las curvas se encuentran relativamente cercanas a la distribución óptima (puntos grises). Sin embargo, en términos de costos se encuentran bastante lejos del óptimo.

El sistema de regulación por descarga máxima muestra ser menos eficiente que el sistema de reducción uniforme ya que permite una menor cantidad de descargas totales, a un costo notablemente mayor. Por lo demás, se encuentra muy alejada en tanto en emisiones totales como costo de la solución óptima. Esto ocurre en todos los escenarios, salvo para el 50% de restauración, donde la alternativa más cercana al óptimo es la de descarga máxima.

En el escenario con un 100% de reforestación, la solución por reducción uniforme se asemeja notoriamente al óptimo tanto en costos como en carga acumulada de fuentes puntuales. En este mismo escenario, el sistema por máxima descarga se encuentra muy por debajo del óptimo, manteniendo su tendencia en el gráfico.

Entre los escenarios 70% y 90% de restauración de riberas, no hay muchas diferencias de costos y emisiones totales para el sistema de reducción uniforme. Lo mismo sucede para el sistema de descarga máxima entre los escenarios 70% y 80% de restauración.

Considerando el promedio entre todos los escenarios de restauración de riberas, el sistema de regulación mediante descarga máxima es 7 veces más costoso que el óptimo para los mismos escenarios de restauración. A su vez, el sistema de regulación mediante reducción uniforme es 3 veces mayor que el caso de repartición óptima.

Si bien, la regulación por descarga máxima está más lejos del óptimo, al ser la que menos emite, es la que con más seguridad cumpliría la norma secundaria.

Finalmente, es importante destacar, aunque en la teoría un esquema de instrumentos económicos permitiría alcanzar los resultados que presenta la solución óptima, en la práctica es poco probable que esto suceda. Nos encontraríamos con curvas por debajo del óptimo y que tan por debajo sólo depende de que tan bien diseñado e implementado sea el marco regulatorio.

6. RECOMENDACIONES PARA EL DISEÑO DE INSTRUMENTOS ECONÓMICOS EN LA CUENCA

6.1. Recomendaciones generales

Como se ha visto en la revisión bibliográfica, la implementación de instrumentos económicos para el control de la contaminación en cuerpos de agua no es sencilla. Uno de los principales problemas radica en la presencia de dos componentes que no son directamente comparables: la contaminación por descargas puntuales y la contaminación por fuentes difusas.

Entre los esquemas existentes en la literatura, se puede encontrar que los casos exitosos tienen puntos en común. En primer lugar, es fundamental contar con un modelo detallado de la cuenca que relacione el uso de suelo, las descargas puntuales, el transporte de nutrientes, climatología e hidrología, entre otras múltiples componentes, con la calidad del agua en el lago. Este es un paso fundamental para cualquier diseño de cualquier instrumento y su posterior manejo.

En segundo lugar, el marco regulatorio debe estar claramente definido previo a su implementación. De tal manera que todos los agentes tienen que tener pleno conocimiento a las nuevas normativas, sanciones, beneficios, costos, etc.

Por otra parte, con el objetivo de cumplir efectivamente la meta de calidad ambiental de las aguas del lago, se debe contar con la presencia de un sólido sistema de monitoreo y fiscalización. Los agentes contaminantes deben tener la total seguridad de que serán fiscalizados y que en caso de incumplir la normativa serán sometidos a sanciones importantes.

Finalmente, es importante educar a toda la población, no sólo a las entidades contaminadoras, sobre los problemas que la contaminación del lago conlleva para la población y el ecosistema. Todos deben sentirse parte del problema y por supuesto, de la solución.

El plan de descontaminación a diseñar, sea cual sea, es fundamental que incluya a las fuentes difusas. Como se vio en los capítulos anteriores, aproximadamente un 87% de la carga de nutrientes que el lago recibe en la actualidad proviene desde la escorrentía superficial desde sectores con diferentes usos de suelo. Por otra parte, queda en evidencia que el cumplimiento de la norma secundaria no es factible si sólo se intervienen las descargas puntuales, o incluso, si estas no existieran.

Incluso si se adoptara otro sistema de remediación para las fuentes difusas distinto al descrito en este trabajo (cambio en el uso de fertilizantes, por ejemplo), es altamente recomendable que de todas maneras se implemente un programa de reparación de riberas y su posterior protección. Esto es importante debido al rol que la vegetación ripariana tiene en el control del ingreso de nutrientes a la red hídrica.

Si el objetivo es acercarse lo más posible al óptimo descrito en el capítulo anterior, el esfuerzo de abatir las emisiones de nutrientes en la cuenca deberá recaer en las fuentes

difusas. En ese sentido, se mencionan tres esquemas que, por diferentes vías, podrían alcanzar ese objetivo. Estos se discuten en los siguientes puntos.

6.2. Permisos transables de emisión

Dados los resultados analizados en el capítulo 5, es importante que el mercado de nutrientes permita transacciones entre fuentes difusas y puntuales, si se pretende acercarse al caso óptimo. No bastaría con dos mercados separados, uno de fuentes puntuales y otro de fuentes difusas. Esto se fundamenta en que, en el caso óptimo, las fuentes puntuales dejan de tratar sus emisiones y el esfuerzo es realizado por las fuentes difusas.

Debido a las diferentes localizaciones de las descargas puntuales y la diferente naturaleza que estas tienen con respecto a la contaminación difusa, es necesario que las transacciones sean aprobadas por un ente regulador. Este último, mediante el modelo representativo de la cuenca, que debe cumplir las características mencionadas en el punto anterior, tiene la misión de garantizar que la transacción es equivalente en términos de carga que ingrese al lago.

Con respecto a los montos de venta de los permisos, como se menciona en el capítulo 2, estos pueden ser fijados mediante un organismo regulador de precios o por acuerdo bilateral entre los negociantes.

El principal desafío que este sistema conlleva es convenir en una asignación inicial de permisos de emisión, de tal manera que sea aceptada en general por la comunidad. A pesar de eso, en teoría el óptimo se alcanza independiente de la asignación inicial.

6.3. Pago por servicios ambientales

En este instrumento, los agentes que emiten contaminación del tipo difusa, formados principalmente por agricultores serían los encargados de reducir las emisiones de toda la cuenca por medio de la reforestación de riberas. Ellos financiarían los costos de implementar las medidas necesarias para luego vender los excedentes de reducciones de emisiones a empresas que les es más caro su tratamiento. Como se vio en los capítulos pasados, el costo de abatir la contaminación difusa es considerablemente más barato que el de las descargas puntuales.

Así, en la cuenca del lago Villarrica, serían las empresas piscicultoras y los servicios sanitarios los que estarían interesados en pagarle a los agricultores para que ellos se encarguen de disminuir las cuotas de emisión correspondiente a fuentes difusas.

Otra forma en la que se puede adoptar este sistema, es que el estado financie los costos de reducir la contaminación del tipo difusa, para posteriormente vender créditos a las empresas interesadas.

El ente regulador debe calificar que los bonos de emisión que entreguen los agricultores o el estado son equivalentes a las emisiones en exceso que las fuentes puntuales estén descargando.

6.4. Fuente única de compensación

Este sistema pretende llegar al óptimo descrito por medio de que sean las propias empresas piscicultoras y sanitarias las que financien la compensación de sus excesos de emisiones, reparando riberas. Eso significa que no disminuirán sus emisiones por medio de sistemas de tratamiento para sus descargas, sino que las compensarán disminuyendo contaminación difusa.

El ente regulador debe cerciorarse, por medio del modelo computacional, que la propuesta de reducción del agente es suficiente para compensar sus emisiones en exceso.

Por otra parte, es necesario fiscalizar que el abatimiento que los agentes hayan realizado se mantenga en el tiempo. En el caso de haberse deteriorado, debiera ser nuevamente implementado.

7. CONCLUSIONES

Gran parte del problema de eutrofización del lago Villarrica radica en la normativa actual, la cual, mediante una norma de concentraciones en la descarga de las fuentes emisoras (DS90) no apunta en proteger la calidad del agua del lago. El cumplimiento de la norma secundaria debiera centrarse en la carga de nutrientes que ingresa al lago, no solamente en las concentraciones de las descargas puntuales.

En la actualidad, el lago Villarrica se encuentra es estado latente de contaminación por exceso de nutrientes. En este estudio se consideraron 15 pisciculturas que descargan sus desechos directamente a ríos y esteros afluentes al lago Villarrica, además de la PTAS de la comuna de Pucón, la descarga del alcantarillado de Curarrehue y el aporte de la contaminación difusa. El análisis se centró en el fósforo total, ya que de acuerdo al AGIES del anteproyecto de la norma secundaria, elaborado el año 2011, este contaminante es el que más riesgo tiene de superar la norma secundaria.

Se desarrolló un modelo de emisión-concentración. Se debe tener en cuenta que el modelo intenta representar las condiciones de la zona pelagial. Para valores promedio, entrega resultados relativamente cercanos a los datos medidos en terreno por las campañas de la DGA. Así, se valida el modelo como una primera aproximación para estimar la calidad del agua del lago Villarrica en relación a las concentraciones de fósforo total. Los resultados del modelo confirman el exceso de fósforo en el lago, el cual estaría por sobre los estándares de la norma secundaria. El modelo de calidad de aguas utilizado tiene limitaciones ya que no resuelve en detalle las características del lago Villarrica.

La implementación de tecnologías de abatimiento en la situación actual ha sido costosa, bordeando los USD\$ 9.300.000 anualizados. Por lo demás, no se estaría cumpliendo la norma secundaria.

El costo de abatir la contaminación de tipo difusa es considerablemente menor al de la contaminación puntual. Esto explica que para todos los marcos regulatorios estudiados sea más conveniente los escenarios con mayor porcentaje de riberas reforestadas.

La implementación de cualquier marco regulatorio para la cuenca del lago Villarrica, ya sea en esquema de comando y control o instrumento económico, debe incluir en el diseño a la contaminación de tipo difusa. De no hacerlo, es poco probable que se alcance el objetivo de calidad. De acuerdo al modelo, esto no sucedería incluso de no existir descargas puntuales en la cuenca.

Para una normativa que regule el porcentaje de reducción en el que deben abatir su producción de nutrientes las descargas puntuales y un porcentaje de riberas reparadas como método de abatimiento de la contaminación difusa, se tiene que los costos de implementación disminuyen a medida que aumenta el porcentaje de riberas reparadas. Los costos varían entre USD\$ 15.600.000 a USD\$ 300.000 anualizados aproximadamente para escenarios de un 50% y 100% de restauración de riberas respectivamente.

Para una normativa que regule la carga máxima que cada fuente puntual puede descargar y un cierto porcentaje de riberas reparados como método de abatimiento de la contaminación difusa, se tiene que los costos de implementación tienden a disminuir a

medida que aumenta el porcentaje de riberas reparadas. Los costos varían entre USD\$ 10.700.000 a USD\$ 1.700.000 anualizados aproximadamente para escenarios de 50% y 100% de restauración de riberas respectivamente.

Para los mismos escenarios de reparación de riberas, un marco regulatorio basado en instrumentos económicos (en teoría la asignación más eficiente) alcanzarían costos significativamente menores, entre USD\$ 7.100.000 y USD\$ 200.000.

La solución óptima de mínimo costo consiste en un escenario de 94% de las riberas restauradas con franjas riparianas aproximadamente y ninguno de los agentes que realizan descargas puntuales abate sus emisiones, salvo la empresa piscicultora Molco, para cumplir el DS90.

La solución óptima de abatimiento indica que es conveniente que la mayor parte de la reducción sea llevada a cabo mediante la restauración de riberas. Lo anterior podría ser no compatible con el DS90.

A pesar que de acuerdo a la solución óptima sea conveniente dejar de tratar las aguas servidas, esto no es analizado desde la arista de la salubridad. Por lo que es muy probable que no sea conveniente dejar de tratar las aguas servidas de la comuna de Pucón y que incluso, sea conveniente implementar una planta de tratamiento para la comuna de Curarrehue. Esto último, aunque no sea óptimo económicamente.

Para bajos niveles de restauración de riberas, no es mucha la carga de nutrientes que permite el caso basado en instrumentos económicos, en comparación a los esquemas de regulación directa. Pero si es importante el ahorro en costos de implementación y operación.

El sistema de regulación por carga máxima muestra ser menos eficiente que el de reducción uniforme. Permite una menor carga total de nutrientes descargadas de forma puntual, a un costo mayor. En promedio para todos los escenarios de restauración de riberas, el caso de carga máxima es siete veces más costoso que el caso óptimo. Por otra parte, el caso de reducción uniforme es tres veces más costoso que el caso óptimo.

En teoría, los instrumentos económicos de una u otra forma permitirían alcanzar el óptimo descrito, sin embargo, en la práctica es poco probable. Qué tan cerca estén de éste depende del diseño e implementación. Incluso podría darse el caso, que el resultado sea menos eficiente a los casos de regulación directa, si es mal diseñado.

De los sistemas revisados en la bibliografía, los que más se acomodan a las características de la cuenca del lago Villarrica son los permisos transables de emisión, pago por servicios ambientales y los de tipo fuente única de compensación.

El trabajo cumple los objetivos de analizar y comparar distintos mecanismos que permitan alcanzar la meta ambiental de la norma secundaria. Se pudo estudiar la eficiencia de estos y las características que deben tener para su diseño, de acuerdo a las propiedades que la cuenca posee.

Es imprescindible para el éxito de un esquema que utilice instrumentos económicos que se cuente con un modelo de calidad y detallado del manejo integrado de la cuenca. El marco regulatorio debe estar claramente definido previo a la implementación del programa de descontaminación. Se debe contar con un sólido sistema de monitoreo y

fiscalización, capaz de sancionar las infracciones que se produzcan. Por último, es importante educar a la comunidad sobre los problemas que la contaminación del lago conlleva para todos.

Sea cual sea el esquema que la autoridad elija para descontaminar el lago Villarrica, es importante que se tomen medidas que protejan la calidad del agua de éste. En ese sentido, los siguientes esfuerzos debieran ir dirigidos a la elaboración del modelo de calidad del agua, que integre todas las aristas del problema, con el cual se debiera comenzar a estudiar el manejo de la cuenca.

Finalmente, queda en evidencia que los recursos destinados a abatir contaminación no sólo están siendo utilizados de forma muy ineficiente, sino también ineficaz, considerando los objetivos de la NSCA. Es necesaria la implementación de un plan de descontaminación para el lago y de acuerdo a los resultados obtenidos en este trabajo, es imperativo que éste incluya la reducción de contaminación difusa. En ese sentido, se concluye que el uso de instrumentos económicos permitiría alcanzar las metas de calidad ambiental deseadas a un costo significativamente menor al que se tendría al utilizar métodos de regulación directa.

8. BIBLIOGRAFÍA

Breetz, H. L., Fisher-Vanden, K., Garzon, L., Jacobs, H., Kroetz, K., & Terry, R. (2004). Water quality trading and offset initiatives in the US: A comprehensive survey. Dartmouth College and the Rockefeller Center for the US Environmental Protection Agency.

Chapra, S. C. (2008). Surface water-quality modeling. Waveland press.

CONAMA. (2010). Estimación de costos de abatimiento de contaminantes en residuos líquidos. Programa de medio ambiente. Fundación Chile.

Departamento de economía ambiental. (2011). Análisis general de impacto económico y social del anteproyecto de normas secundarias de calidad ambiental para la protección de las aguas del lago Villarrica. Ministerio de medio ambiente.

DGA. (2009). Antecedentes para el análisis general de impacto económico y social de la norma secundaria del lago Villarrica. Ministerio de obras públicas.

Duhon, M., McDonald, H., & Kerr, S. (2015). Nitrogen trading in Lake Taupo: An analysis and evaluation of an innovative water management policy.

Duhon, M., Young, J., & Kerr, S. (2011, August). Nitrogen trading in Lake Taupo: an analysis and evaluation of an innovative water management strategy. In New Zealand Agricultural and Resource Economics Society Conference, Nelson, New Zealand.

Fuentes, I. (2012). Evaluación de la norma secundaria de calidad ambiental para la protección de las aguas continentales superficiales de la cuenca del río Biobío. Memoria para optar al título de ingeniero civil. Universidad de Chile. Santiago de Chile.

Hoag, D. L., & Hughes-Popp, J. S. (1997). Theory and practice of pollution credit trading in water quality management. *Review of Agricultural Economics*, 252-262.

Kerr, S., Greenhalg, S., Simmons, G. (2015). The Taupo nitrogen market: The world's only diffuse source trading programme. Motu note #20.

Kraemer, R., Kampa, E., Interwies, E. (2004). The role of tradable permits in water pollution control. Inter-American Development Bank.

Meruane, C. B. (2005). El efecto del viento puelche sobre la hidrodinámica y calidad de aguas del lago Villarrica. Memoria para optar al título de ingeniero civil. Universidad de Chile. Santiago de Chile.

Ministerio de medio ambiente. (2013). Establece normas secundarias de calidad ambiental para la protección de las aguas continentales superficiales del lago Villarrica.

Ministerio secretaría general de la presidencia. (2001). Establece norma de emisión para la regulación de contaminantes asociados a las descargas de residuos líquidos a aguas marinas y continentales superficiales.

O'Ryan, R. E. (2006). Factors that determine the cost-effectiveness ranking of second-best instruments for environmental regulation. *Journal of Regulatory Economics*, 30(2), 179-198.

Rozas, C. D. (2011). Análisis modal para el estudio de resonancia de ondas internas excitadas por el viento en el lago Villarrica. Memoria para optar al título de ingeniero civil. Universidad de Chile. Santiago de Chile.

Sprenger, R., Andersen, M. (2000). Market-based instruments for environmental management. Edward Elgar Publishing

Tietenberg, T. H. (1990). Economic instruments for environmental regulation. Oxford Review of Economic Policy, 6(1), 17-33.

UACH. (2008). Diagnóstico de la calidad de las aguas del lago Villarrica. Universidad Austral de Chile. Facultad de Ciencias.

UDD. (2016). Instrumentos económicos para el control de la contaminación en la cuenca del lago Villarrica.

Whitten, S., Van Bueren, M., & Collins, D. (2003, September). An overview of market-based instruments and environmental policy in Australia. In AARES Symposium.

Woodward, R. T., & Kaiser, R. A. (2002). Market structures for US water quality trading. Review of Agricultural Economics, 366-383.

ANEXO A: DECISIONES DE ABATIMIENTO

DECISIONES ABATIMIENTO PARA REGULACIÓN POR DESCARGA MÁXIMA

Tabla A.1: Decisiones de abatimiento para un marco regulatorio de descarga máxima, para un escenario de 50% de restauración de riberas. La elección de abatimiento viene dada por el valor 1. FR: Filtro rotatorio; F: Floculación; L: Laguna; S: Sedimentador; H: Hidrociclón.

Fuente	FR	FR+F	FR+L	FR+S	H+FR+L	Franjas riparianas	SBR Pucón	Planta lodos activados Pucón	SBR Curarrehue	Sin abatimiento	Costo anualizado [USD]	Descargas [ton/año]
Piscicultura Quimeyco		1									\$1,352,206	2.9
Piscicultura Caburga 1 + Piscicultura Carileufu	1										\$115,680	2.2
Piscicultura Los Chilcos + Piscicultura Loncotraro		1									\$1,287,300	4.6
Piscicultura Caburga 2		1									\$865,900	1.9
Piscicultura Chehuilco	1										\$51,359	2.9
Piscicultura Los Ríos		1									\$1,723,862	6.0
Piscicultura La Cascada										1	\$0	3.6
Piscicultura El Turbio		1									\$894,989	2.6
Piscicultura Molco		1									\$554,343	6.4
Piscicultura Curarrehue		1									\$1,554,516	2.9
Piscicultura Huincacara				1							\$298,829	4.5
Piscicultura Palguín										1	\$0	3.6
Piscicultura Catripulli		1									\$1,827,612	4.8
Agricultura						1					\$61,684	192.5
PTAS Pucón							1				\$117,340	3.2
Descarga Curarrehue										1	\$0	0.2
										TOTAL	\$10,705,621	52.2

Tabla A.2: Decisiones de abatimiento para un marco regulatorio de descarga máxima, para un escenario de 60% de restauración de riberas. La elección de abatimiento viene dada por el valor 1. FR: Filtro rotatorio; F: Floculación; L: Laguna; S: Sedimentador; H: Hidrociclón.

Fuente	FR	FR+F	FR+L	FR+S	H+FR+L	Franjas riparianas	SBR Pucón	Planta lodos activados Pucón	SBR Curarrehue	Sin abatimiento	Costo anualizado [USD]	Descargas [ton/año]
Piscicultura Quimeyco		1									\$1,352,206	2.9
Piscicultura Caburga 1 + Piscicultura Carileufu										1	\$0	6.1
Piscicultura Los Chilcos + Piscicultura Loncotraro		1									\$1,287,300	4.6
Piscicultura Caburga 2				1							\$235,168	8.7
Piscicultura Chehuilco										1	\$0	8.0
Piscicultura Los Ríos		1									\$1,723,862	6.0
Piscicultura La Cascada										1	\$0	3.6
Piscicultura El Turbio		1									\$894,989	2.6
Piscicultura Molco		1									\$554,343	6.4
Piscicultura Curarrehue		1									\$1,554,516	2.9
Piscicultura Huincacara	1										\$168,466	5.0
Piscicultura Palguín										1	\$0	3.6
Piscicultura Catripulli		1									\$1,827,612	4.8
Agricultura						1					\$73,912	167.1
PTAS Pucón							1				\$117,340	3.2
Descarga Curarrehue										1	\$0	0.2
TOTAL											\$9,789,715	68.6

Tabla A.3: Decisiones de abatimiento para un marco regulatorio de descarga máxima, para un escenario de 70% de restauración de riberas. La elección de abatimiento viene dada por el valor 1. FR: Filtro rotatorio; F: Floculación; L: Laguna; S: Sedimentador; H: Hidrociclón.

Fuente	FR	FR+F	FR+L	FR+S	H+FR+L	Franjas riparianas	SBR Pucón	Planta lodos activados Pucón	SBR Curarrehue	Sin abatimiento	Costo anualizado [USD]	Descargas [ton/año]
Piscicultura Quimeyco				1							\$331,400	13.2
Piscicultura Caburga 1 + Piscicultura Carileufu										1	\$0	6.1
Piscicultura Los Chilcos + Piscicultura Loncocontraro		1									\$1,287,300	4.6
Piscicultura Caburga 2	1										\$133,869	9.8
Piscicultura Chehuilco										1	\$0	8.0
Piscicultura Los Ríos		1									\$1,723,862	6.0
Piscicultura La Cascada										1	\$0	3.6
Piscicultura El Turbio	1										\$137,190	13.6
Piscicultura Molco		1									\$554,343	6.4
Piscicultura Curarrehue				1							\$368,651	13.1
Piscicultura Huincacara										1	\$0	14.0
Piscicultura Palguín										1	\$0	3.6
Piscicultura Catripulli		1									\$1,827,612	4.8
Agricultura						1					\$86,412	141.1
PTAS Pucón							1				\$117,340	3.2
Descarga Curarrehue										1	\$0	0.2
										TOTAL	\$6,567,980	110.2

Tabla A.4: Decisiones de abatimiento para un marco regulatorio de descarga máxima, para un escenario de 80% de restauración de riberas. La elección de abatimiento viene dada por el valor 1. FR: Filtro rotatorio; F: Floculación; L: Laguna; S: Sedimentador; H: Hidrociclón.

Fuente	FR	FR+F	FR+L	FR+S	H+FR+L	Franjas riparianas	SBR Pucón	Planta lodos activados Pucón	SBR Curarrehue	Sin abatimiento	Costo anualizado [USD]	Descargas [ton/año]
Piscicultura Quimeyco	1										\$186,077	14.8
Piscicultura Caburga 1 + Piscicultura Carileufu										1	\$0	6.1
Piscicultura Los Chilcos + Piscicultura Loncotraro		1									\$1,287,300	4.6
Piscicultura Caburga 2	1										\$133,869	9.8
Piscicultura Chehuilco										1	\$0	8.0
Piscicultura Los Ríos		1									\$1,723,862	6.0
Piscicultura La Cascada										1	\$0	3.6
Piscicultura El Turbio	1										\$137,190	13.6
Piscicultura Molco		1									\$554,343	6.4
Piscicultura Curarrehue	1										\$206,158	14.8
Piscicultura Huincacara										1	\$0	14.0
Piscicultura Palguín										1	\$0	3.6
Piscicultura Catripulli		1									\$1,827,612	4.8
Agricultura						1					\$98,640	115.6
PTAS Pucón							1				\$117,340	3.2
Descarga Curarrehue										1	\$0	0.2
TOTAL											\$6,272,391	113.5

Tabla A.5: Decisiones de abatimiento para un marco regulatorio de descarga máxima, para un escenario de 90% de restauración de riberas. La elección de abatimiento viene dada por el valor 1. FR: Filtro rotatorio; F: Floculación; L: Laguna; S: Sedimentador; H: Hidrociclón.

Fuente	FR	FR+F	FR+L	FR+S	H+FR+L	Franjas riparianas	SBR Pucón	Planta lodos activados Pucón	SBR Curarrehue	Sin abatimiento	Costo anualizado [USD]	Descargas [ton/año]
Piscicultura Quimeyco	1										\$186,077	14.8
Piscicultura Caburga 1 + Piscicultura Carileufu										1	\$0	6.1
Piscicultura Los Chilcos + Piscicultura Loncocontraro	1										\$179,459	23.8
Piscicultura Caburga 2	1										\$133,869	9.8
Piscicultura Chehuilco										1	\$0	8.0
Piscicultura Los Ríos		1									\$1,723,862	6.0
Piscicultura La Cascada										1	\$0	3.6
Piscicultura El Turbio	1										\$137,190	13.6
Piscicultura Molco		1									\$554,343	6.4
Piscicultura Curarrehue	1										\$206,158	14.8
Piscicultura Huincacara										1	\$0	14.0
Piscicultura Palguín										1	\$0	3.6
Piscicultura Catripulli	1										\$232,142	24.6
Agricultura						1					\$111,140	89.6
PTAS Pucón							1				\$117,340	3.2
Descarga Curarrehue										1	\$0	0.2
TOTAL											\$3,581,580	152.5

Tabla A.6: Decisiones de abatimiento para un marco regulatorio de descarga máxima, para un escenario de 100% de restauración de riberas. La elección de abatimiento viene dada por el valor 1. FR: Filtro rotatorio; F: Floculación; L: Laguna; S: Sedimentador; H: Hidrociclón.

Fuente	FR	FR+F	FR+L	FR+S	H+FR+L	Franjas riparianas	SBR Pucón	Planta lodos activados Pucón	SBR Curarrehue	Sin abatimiento	Costo anualizado [USD]	Descargas [ton/año]
Piscicultura Quimeyco	1										\$186,077	14.8
Piscicultura Caburga 1 + Piscicultura Carileufu										1	\$0	6.1
Piscicultura Los Chilcos + Piscicultura Loncocontraro	1										\$179,459	23.8
Piscicultura Caburga 2										1	\$0	27.2
Piscicultura Chehuilco										1	\$0	8.0
Piscicultura Los Ríos				1							\$398,871	27.6
Piscicultura La Cascada										1	\$0	3.6
Piscicultura El Turbio	1										\$137,190	13.6
Piscicultura Molco				1							\$166,114	29.1
Piscicultura Curarrehue	1										\$206,158	14.8
Piscicultura Huincacara										1	\$0	14.0
Piscicultura Palguín										1	\$0	3.6
Piscicultura Catripulli	1										\$232,142	24.6
Agricultura						1					\$123,368	64.2
PTAS Pucón							1				\$117,340	3.2
Descarga Curarrehue										1	\$0	0.2
										TOTAL	\$1,746,720	214.1

DECISIONES DE ABATIMIENTO PARA REGULACIÓN POR REDUCCIÓN UNIFORME

Tabla A.7: Decisiones de abatimiento para un marco regulatorio de reducción uniforme, para un escenario de 50% de restauración de riberas. La elección de abatimiento viene dada por el valor 1. FR: Filtro rotatorio; F: Floculación; L: Laguna; S: Sedimentador; H: Hidrociclón.

Fuente	FR	FR+F	FR+L	FR+S	H+FR+L	Franjas riparianas	SBR Pucón	Planta lodos activados Pucón	SBR Curarrehue	Sin abatimiento	Costo anualizado [USD]	Descargas [ton/año]
Piscicultura Quimeyco		1									\$1,352,206	2.9
Piscicultura Caburga 1 + Piscicultura Carileufu		1									\$711,533	0.4
Piscicultura Los Chilcos + Piscicultura Loncostraro		1									\$1,287,300	4.6
Piscicultura Caburga 2		1									\$865,900	1.9
Piscicultura Chehuilco		1									\$243,525	0.6
Piscicultura Los Ríos		1									\$1,723,862	6.0
Piscicultura La Cascada		1									\$551,168	0.3
Piscicultura El Turbio		1									\$894,989	2.6
Piscicultura Molco		1									\$554,343	6.4
Piscicultura Curarrehue		1									\$1,554,516	2.9
Piscicultura Huincacara		1									\$1,181,483	1.0
Piscicultura Palguín		1									\$742,332	0.3
Piscicultura Catripulli		1									\$1,827,612	4.8
Agricultura						1					\$61,684	192.5
PTAS Pucón								1			\$2,000,000	0.9
Descarga Curarrehue									1		\$104,511	0.1
TOTAL											\$15,656,965	35.5

Tabla A.8: Decisiones de abatimiento para un marco regulatorio de reducción uniforme, para un escenario de 60% de restauración de riberas. La elección de abatimiento viene dada por el valor 1. FR: Filtro rotatorio; F: Floculación; L: Laguna; S: Sedimentador; H: Hidrociclón.

Fuente	FR	FR+F	FR+L	FR+S	H+FR+L	Franjas riparianas	SBR Pucón	Planta lodos activados Pucón	SBR Curarrehue	Sin abatimiento	Costo anualizado [USD]	Descargas [ton/año]
Piscicultura Quimeyco				1							\$331,400	13.2
Piscicultura Caburga 1 + Piscicultura Carileufu				1							\$201,915	2.0
Piscicultura Los Chilcos + Piscicultura Loncotraro				1							\$319,150	21.1
Piscicultura Caburga 2				1							\$235,168	8.7
Piscicultura Chehuilco				1							\$86,243	2.6
Piscicultura Los Ríos				1							\$398,871	27.6
Piscicultura La Cascada				1							\$165,367	1.2
Piscicultura El Turbio				1							\$241,259	12.1
Piscicultura Molco				1							\$166,114	29.1
Piscicultura Curarrehue				1							\$368,651	13.1
Piscicultura Huincacara				1							\$298,829	4.5
Piscicultura Palguín				1							\$208,685	1.2
Piscicultura Catripulli				1							\$417,002	21.9
Agricultura						1					\$74,456	166.0
PTAS Pucón							1				\$117,340	3.2
Descarga Curarrehue									1		\$104,511	0.1
TOTAL											\$3,734,962	161.3

Tabla A.9: Decisiones de abatimiento para un marco regulatorio de reducción uniforme, para un escenario de 70% de restauración de riberas. La elección de abatimiento viene dada por el valor 1. FR: Filtro rotatorio; F: Floculación; L: Laguna; S: Sedimentador; H: Hidrociclón.

Fuente	FR	FR+F	FR+L	FR+S	H+FR+L	Franjas riparianas	SBR Pucón	Planta lodos activados Pucón	SBR Curarrehue	Sin abatimiento	Costo anualizado [USD]	Descargas [ton/año]
Piscicultura Quimeyco	1										\$186,077	14.8
Piscicultura Caburga 1 + Piscicultura Carileufu	1										\$115,680	2.2
Piscicultura Los Chilcos + Piscicultura Loncotraro	1										\$179,459	23.8
Piscicultura Caburga 2	1										\$133,869	9.8
Piscicultura Chehuilco	1										\$51,359	2.9
Piscicultura Los Ríos	1										\$222,408	31.0
Piscicultura La Cascada	1										\$95,566	1.3
Piscicultura El Turbio	1										\$137,190	13.6
Piscicultura Molco	1										\$95,979	32.7
Piscicultura Curarrehue	1										\$206,158	14.8
Piscicultura Huincacara	1										\$168,466	5.0
Piscicultura Palguín	1										\$119,390	1.3
Piscicultura Catripulli	1										\$232,142	24.6
Agricultura						1					\$86,412	141.1
PTAS Pucón							1				\$117,340	3.2
Descarga Curarrehue									1		\$104,511	0.1
TOTAL											\$2,252,006	181.0

Tabla A.10: Decisiones de abatimiento para un marco regulatorio de reducción uniforme, para un escenario de 80% de restauración de riberas. La elección de abatimiento viene dada por el valor 1. FR: Filtro rotatorio; F: Floculación; L: Laguna; S: Sedimentador; H: Hidrociclón.

Fuente	FR	FR+F	FR+L	FR+S	H+FR+L	Franjas riparianas	SBR Pucón	Planta lodos activados Pucón	SBR Curarrehue	Sin abatimiento	Costo anualizado [USD]	Descargas [ton/año]
Piscicultura Quimeyco	1										\$186,077	14.8
Piscicultura Caburga 1 + Piscicultura Carileufu	1										\$115,680	2.2
Piscicultura Los Chilcos + Piscicultura Loncotraro	1										\$179,459	23.8
Piscicultura Caburga 2	1										\$133,869	9.8
Piscicultura Chehuilco	1										\$51,359	2.9
Piscicultura Los Ríos	1										\$222,408	31.0
Piscicultura La Cascada	1										\$95,566	1.3
Piscicultura El Turbio	1										\$137,190	13.6
Piscicultura Molco	1										\$95,979	32.7
Piscicultura Curarrehue	1										\$206,158	14.8
Piscicultura Huincacara	1										\$168,466	5.0
Piscicultura Palguín	1										\$119,390	1.3
Piscicultura Catripulli	1										\$232,142	24.6
Agricultura						1					\$98,640	115.6
PTAS Pucón							1				\$117,340	3.2
Descarga Curarrehue									1		\$104,511	0.1
TOTAL											\$2,264,234	181.0

Tabla A.11: Decisiones de abatimiento para un marco regulatorio de reducción uniforme, para un escenario de 90% de restauración de riberas. La elección de abatimiento viene dada por el valor 1. FR: Filtro rotatorio; F: Floculación; L: Laguna; S: Sedimentador; H: Hidrociclón.

Fuente	FR	FR+F	FR+L	FR+S	H+FR+L	Franjas riparianas	SBR Pucón	Planta lodos activados Pucón	SBR Curarrehue	Sin abatimiento	Costo anualizado [USD]	Descargas [ton/año]
Piscicultura Quimeyco	1										\$186,077	14.8
Piscicultura Caburga 1 + Piscicultura Carileufu	1										\$115,680	2.2
Piscicultura Los Chilcos + Piscicultura Loncotraro	1										\$179,459	23.8
Piscicultura Caburga 2	1										\$133,869	9.8
Piscicultura Chehuilco	1										\$51,359	2.9
Piscicultura Los Ríos	1										\$222,408	31.0
Piscicultura La Cascada	1										\$95,566	1.3
Piscicultura El Turbio	1										\$137,190	13.6
Piscicultura Molco	1										\$95,979	32.7
Piscicultura Curarrehue	1										\$206,158	14.8
Piscicultura Huincacara	1										\$168,466	5.0
Piscicultura Palguín	1										\$119,390	1.3
Piscicultura Catripulli	1										\$232,142	24.6
Agricultura						1					\$111,140	89.6
PTAS Pucón							1				\$117,340	3.2
Descarga Curarrehue										1	\$0	0.2
TOTAL											\$2,172,223	181.2

Tabla A.12: Decisiones de abatimiento para un marco regulatorio de reducción uniforme, para un escenario de 100% de restauración de riberas. La elección de abatimiento viene dada por el valor 1. FR: Filtro rotatorio; F: Floculación; L: Laguna; S: Sedimentador; H: Hidrociclón.

Fuente	FR	FR+F	FR+L	FR+S	H+FR+L	Franjas riparianas	SBR Pucón	Planta lodos activados Pucón	SBR Curarrehue	Sin abatimiento	Costo anualizado [USD]	Descargas [ton/año]
Piscicultura Quimeyco										1	\$0	41.2
Piscicultura Caburga 1 + Piscicultura Carileufu										1	\$0	6.1
Piscicultura Los Chilcos + Piscicultura Loncotraro										1	\$0	66.0
Piscicultura Caburga 2										1	\$0	27.2
Piscicultura Chehuilco										1	\$0	8.0
Piscicultura Los Ríos										1	\$0	86.1
Piscicultura La Cascada										1	\$0	3.6
Piscicultura El Turbio										1	\$0	37.8
Piscicultura Molco	1										\$95,979	32.7
Piscicultura Curarrehue										1	\$0	41.0
Piscicultura Huincacara										1	\$0	14.0
Piscicultura Palguín										1	\$0	3.6
Piscicultura Catripulli										1	\$0	68.4
Agricultura						1					\$111,140	89.6
PTAS Pucón							1				\$117,340	3.2
Descarga Curarrehue										1	\$0	0.2
TOTAL											\$324,459	439.1

DECISIONES DE ABATIMIENTO INSTRUMENTO ECONÓMICO

Tabla A.13: Decisiones de abatimiento para un marco regulatorio de instrumento económico, para un escenario de 50% de restauración de riberas. La elección de abatimiento viene dada por el valor 1. FR: Filtro rotatorio; F: Floculación; L: Laguna; S: Sedimentador; H: Hidrociclón.

Fuente	FR	FR+F	FR+L	FR+S	H+FR+L	Franjas riparianas	SBR Pucón	Planta lodos activados Pucón	SBR Curarrehue	Sin abatimiento	Costo anualizado [USD]	Descargas [ton/año]
Piscicultura Quimeyco	1										\$186,077	14.8
Piscicultura Caburga 1 + Piscicultura Carileufu	1										\$115,680	2.2
Piscicultura Los Chilcos + Piscicultura Loncostraro				1							\$319,150	21.1
Piscicultura Caburga 2		1									\$865,900	1.9
Piscicultura Chehuilco	1										\$51,359	2.9
Piscicultura Los Ríos		1									\$1,723,862	6.0
Piscicultura La Cascada										1	\$0	3.6
Piscicultura El Turbio	1										\$137,190	13.6
Piscicultura Molco		1									\$554,343	6.4
Piscicultura Curarrehue	1										\$206,158	14.8
Piscicultura Huincacara			1								\$1,044,385	4.6
Piscicultura Palguín										1	\$0	3.6
Piscicultura Catripulli		1									\$1,827,612	4.8
Agricultura						1					\$61,684	192.5
PTAS Pucón							1				\$117,340	3.2
Descarga Curarrehue										1	\$0	0.2
TOTAL											\$7,210,740	103.7

Tabla A.14: Decisiones de abatimiento para un marco regulatorio de instrumento económico, para un escenario de 60% de restauración de riberas. La elección de abatimiento viene dada por el valor 1. FR: Filtro rotatorio; F: Floculación; L: Laguna; S: Sedimentador; H: Hidrociclón.

Fuente	FR	FR+F	FR+L	FR+S	H+FR+L	Franjas riparianas	SBR Pucón	Planta lodos activados Pucón	SBR Curarrehue	Sin abatimiento	Costo anualizado [USD]	Descargas [ton/año]
Piscicultura Quimeyco	1										\$186,077	14.8
Piscicultura Caburga 1 + Piscicultura Carileufu	1										\$115,680	2.2
Piscicultura Los Chilcos + Piscicultura Loncotraro										1	\$0	66.0
Piscicultura Caburga 2	1										\$133,869	9.8
Piscicultura Chehuilco	1										\$51,359	2.9
Piscicultura Los Ríos				1							\$398,871	27.6
Piscicultura La Cascada										1	\$0	3.6
Piscicultura El Turbio	1										\$137,190	13.6
Piscicultura Molco	1										\$95,979	32.7
Piscicultura Curarrehue	1										\$206,158	14.8
Piscicultura Huincacara	1										\$168,466	5.0
Piscicultura Palguín										1	\$0	3.6
Piscicultura Catripulli	1										\$232,142	24.6
Agricultura						1					\$74,184	166.5
PTAS Pucón							1				\$117,340	3.2
Descarga Curarrehue										1	\$0	0.2
TOTAL											\$1,917,315	224.6

Tabla A.15: Decisiones de abatimiento para un marco regulatorio de instrumento económico, para un escenario de 70% de restauración de riberas. La elección de abatimiento viene dada por el valor 1. FR: Filtro rotatorio; F: Floculación; L: Laguna; S: Sedimentador; H: Hidrociclón.

Fuente	FR	FR+F	FR+L	FR+S	H+FR+L	Franjas riparianas	SBR Pucón	Planta lodos activados Pucón	SBR Curarrehue	Sin abatimiento	Costo anualizado [USD]	Descargas [ton/año]
Piscicultura Quimeyco										1	\$0	41.2
Piscicultura Caburga 1 + Piscicultura Carileufu	1										\$115,680	2.2
Piscicultura Los Chilcos + Piscicultura Loncotraro	1										\$179,459	23.8
Piscicultura Caburga 2										1	\$0	27.2
Piscicultura Chehuilco	1										\$51,359	2.9
Piscicultura Los Ríos	1										\$222,408	31.0
Piscicultura La Cascada										1	\$0	3.6
Piscicultura El Turbio										1	\$0	37.8
Piscicultura Molco	1										\$95,979	32.7
Piscicultura Curarrehue										1	\$0	41.0
Piscicultura Huincacara	1										\$168,466	5.0
Piscicultura Palguín										1	\$0	3.6
Piscicultura Catripulli	1										\$232,142	24.6
Agricultura						1					\$86,412	141.1
PTAS Pucón										1	\$0	8.9
Descarga Curarrehue										1	\$0	0.2
TOTAL											\$1,151,905	285.7

Tabla A.16: Decisiones de abatimiento para un marco regulatorio de instrumento económico, para un escenario de 80% de restauración de riberas. La elección de abatimiento viene dada por el valor 1. FR: Filtro rotatorio; F: Floculación; L: Laguna; S: Sedimentador; H: Hidrociclón.

Fuente	FR	FR+F	FR+L	FR+S	H+FR+L	Franjas riparianas	SBR Pucón	Planta lodos activados Pucón	SBR Curarrehue	Sin abatimiento	Costo anualizado [USD]	Descargas [ton/año]
Piscicultura Quimeyco										1	\$0	41.2
Piscicultura Caburga 1 + Piscicultura Carileufu										1	\$0	6.1
Piscicultura Los Chilcos + Piscicultura Loncoftraro										1	\$0	66.0
Piscicultura Caburga 2										1	\$0	27.2
Piscicultura Chehuilco										1	\$0	8.0
Piscicultura Los Ríos	1										\$222,408	31.0
Piscicultura La Cascada										1	\$0	3.6
Piscicultura El Turbio										1	\$0	37.8
Piscicultura Molco	1										\$95,979	32.7
Piscicultura Curarrehue										1	\$0	41.0
Piscicultura Huincacara										1	\$0	14.0
Piscicultura Palguín										1	\$0	3.6
Piscicultura Catripulli										1	\$0	68.4
Agricultura						1					\$98,640	115.6
PTAS Pucón										1	\$0	8.9
Descarga Curerrehue										1	\$0	0.2
										TOTAL	\$417,027	389.7

Tabla A.17: Decisiones de abatimiento para un marco regulatorio de instrumento económico, para un escenario de 90% de restauración de riberas. La elección de abatimiento viene dada por el valor 1. FR: Filtro rotatorio; F: Floculación; L: Laguna; S: Sedimentador; H: Hidrociclón.

Fuente	FR	FR+F	FR+L	FR+S	H+FR+L	Franjas riparianas	SBR Pucón	Planta lodos activados Pucón	SBR Curarrehue	Sin abatimiento	Costo anualizado [USD]	Descargas [ton/año]
Piscicultura Quimeyco										1	\$0	41.2
Piscicultura Caburga 1 + Piscicultura Carileufu										1	\$0	6.1
Piscicultura Los Chilcos + Piscicultura Loncotraro										1	\$0	66.0
Piscicultura Caburga 2										1	\$0	27.2
Piscicultura Chehuilco										1	\$0	8.0
Piscicultura Los Ríos	1										\$222,408	31.0
Piscicultura La Cascada										1	\$0	3.6
Piscicultura El Turbio										1	\$0	37.8
Piscicultura Molco	1										\$95,979	32.7
Piscicultura Curarrehue										1	\$0	41.0
Piscicultura Huincacara										1	\$0	14.0
Piscicultura Palguín										1	\$0	3.6
Piscicultura Catripulli										1	\$0	68.4
Agricultura						1					\$111,140	89.6
PTAS Pucón										1	\$0	8.9
Descarga Curarrehue										1	\$0	0.2
TOTAL											\$429,527	389.7

Tabla A.18: Decisiones de abatimiento para un marco regulatorio de instrumento económico, para un escenario de 100% de restauración de riberas. La elección de abatimiento viene dada por el valor 1. FR: Filtro rotatorio; F: Floculación; L: Laguna; S: Sedimentador; H: Hidrociclón.

Fuente	FR	FR+F	FR+L	FR+S	H+FR+L	Franjas riparianas	SBR Pucón	Planta lodos activados Pucón	SBR Curarrehue	Sin abatimiento	Costo anualizado [USD]	Descargas [ton/año]
Piscicultura Quimeyco										1	\$0	41.2
Piscicultura Caburga 1 + Piscicultura Carileufu										1	\$0	6.1
Piscicultura Los Chilcos + Piscicultura Loncostraro										1	\$0	66.0
Piscicultura Caburga 2										1	\$0	27.2
Piscicultura Chehuilco										1	\$0	8.0
Piscicultura Los Ríos										1	\$0	86.1
Piscicultura La Cascada										1	\$0	3.6
Piscicultura El Turbio										1	\$0	37.8
Piscicultura Molco	1										\$95,979	32.7
Piscicultura Curarrehue										1	\$0	41.0
Piscicultura Huincacara										1	\$0	14.0
Piscicultura Palguín										1	\$0	3.6
Piscicultura Catripulli										1	\$0	68.4
Agricultura						1					\$123,368	64.2
PTAS Pucón										1	\$0	8.9
Descarga Curarrehue										1	\$0	0.2
										TOTAL	\$219,347	444.8

