



UNIVERSIDAD TECNICA
FEDERICO SANTA MARIA

Departamento de Obras Civiles

**DIAGNÓSTICO DEL IMPACTO DE LOS EFLUENTES
PROVENIENTES DE LOS SISTEMAS DE TRATAMIENTO
PRIMARIO SOBRE LOS CUERPOS RECEPTORES CON
CAPACIDAD DE DILUCIÓN EN LA REGIÓN DE LA
ARAUCANÍA**

Memoria de Título presentada por

Constanza Mendoza Ortega

como requisito parcial para optar al título de la carrera de

Ingeniería Civil

Profesor Guía
Alberto Kresse Zamorano

Profesora Correferente
Lina Castro Heredia

Mayo de 2021



UNIVERSIDAD TECNICA
FEDERICO SANTA MARIA

TITULO DE LA TESIS:

**DIAGNÓSTICO DEL IMPACTO DE LOS EFLUENTES
PROVENIENTES DE LOS SISTEMAS DE TRATAMIENTO PRIMARIO
SOBRE LOS CUERPOS RECEPTORES CON CAPACIDAD DE
DILUCIÓN EN LA REGIÓN DE LA ARAUCANÍA**

AUTORA:

CONSTANZA YANIRA MENDOZA ORTEGA

TRABAJO DE MEMORIA, presentado como requisito parcial para optar al título de la carrera de INGENIERÍA CIVIL de la Universidad Técnica Federico Santa María.

Alberto Kresse Zamorano

.....

Lina Castro Heredia

.....

Valparaíso/Santiago, Chile, Mayo de 2021

DIAGNÓSTICO DEL IMPACTO DE LOS EFLUENTES PROVENIENTES DE LOS SISTEMAS DE TRATAMIENTO PRIMARIO SOBRE LOS CUERPOS RECEPTORES CON CAPACIDAD DE DILUCIÓN EN LA REGIÓN DE LA ARAUCANÍA

Constanza Mendoza¹, Alberto Kresse¹, Lina Castro¹

1 Universidad Técnica Federico Santa María

Resumen

El presente trabajo estudió el impacto general en los cuerpos receptores de la descarga de residuos líquidos provenientes de plantas de tratamiento primario de aguas servidas en la región de La Araucanía. Las plantas de tratamiento seleccionadas para el estudio son las ubicadas en las localidades de Carahue, Collipulli, Curacautín, Lautaro, Nueva Imperial, y Villarrica. Dichas plantas cuentan con un tratamiento menos intensivo que plantas de lodos activados, ya que aprovechan la capacidad de dilución del río que recibe sus efluentes, según lo dispuesto en la normativa que regula la descarga de residuos líquidos a cuerpos de agua continentales y marinos en Chile, Decreto supremo N°90 del año 2000 (D.S N°90/2000)

Para el análisis, se evaluó el funcionamiento de las Plantas de Tratamiento de Aguas Servidas (PTAS), cuantificando: la eficiencia y eficacia de remoción de contaminantes, el caudal típicamente vertido a los ríos, la concentración de Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO) y la concentración de Sólidos Suspendedos Totales (SST) presentes en dicho caudal. Por otro lado, se analizó estadísticamente el caudal medio mensual de los cuerpos receptores, así como las condiciones iniciales de Oxígeno Disuelto (OD) y temperatura del río aguas arriba de la descarga de contaminantes.

En base a la caracterización anterior se implementó el modelo teórico de oxígeno disuelto de Streeter y Phelps (1925) para la estimación del impacto de la descarga. El modelo se evaluó para una condición de concentración máxima de DBO observada en el efluente de las plantas, considerando el menor caudal medio con 95% de probabilidad de excedencia observado en los ríos. Además, se evaluó como mejoran los niveles de OD si se restringe la concentración de DBO en el efluente de las PTAS a 35 [mg/L] (condición más restrictiva del D.S N°90/2000). Por último, se evaluó la condición crítica del cuerpo receptor, considerando para el modelo el caudal disponible para la dilución en los cuerpos receptores, valor informado por la Dirección General de Aguas (DGA) a la empresa sanitaria. Este estudio se presenta como un modelo preliminar del impacto, al considerar constantes de aireación y desoxigenación teóricas en los modelos de OD.

Finalmente, dentro de la evaluación global del impacto, se identificaron las zonas con actividades que involucran el uso del agua (zonas de turismo), sistemas de agua potable rural y otras descargas de PTAS aguas debajo del vertimiento de residuos de las PTAS estudiadas.

Los modelos teóricos de OD mostraron resultados favorables en las localidades de Carahue, Nueva Imperial, Lautaro y Villarrica, en las cuales no se observó un impacto significativo en los niveles de oxígeno disuelto en el río tras la descarga de DBO proveniente de las plantas para ninguno de los escenarios simulados, sin embargo, en los ríos Malleco y Blanco, que reciben las descargas de las localidades de Collipulli y Curacautín respectivamente, se identificó una posible afectación del río y de sus usos, condición que fue particularmente notoria en la simulación del escenario crítico del río. En función de estos resultados se propone realizar un estudio en terreno en estas últimas dos localidades para evaluar la afectación efectiva de los mencionados cuerpos de agua y considerar una eventual mejora de los sistemas de tratamiento, más allá del mero cumplimiento de los estándares del DS N°90/2000.

Palabras Clave: Plantas de Tratamiento Primario de aguas servidas, Oxígeno Disuelto, Demanda Bioquímica de Oxígeno, Cuerpo Receptor, Modelo de Streeter y Phelps.

1. Introducción

En el año 2000 se promulga en Chile el Decreto Supremo N°90 (D.S N°90/2000) que establece la norma de emisión para la regulación de contaminantes asociados a las descargas de residuos líquidos a aguas marinas y continentales superficiales, estableciendo un estándar mínimo para la prevención de la contaminación de los mencionados cuerpos de agua, los que, hasta esa fecha, recibían la mayor parte de las aguas servidas urbanas sin tratamiento, entre otros residuos líquidos, de forma directa y prácticamente sin control. Con el nuevo reglamento, las entidades emisoras de estos tipos de residuos, como por ejemplo las empresas sanitarias, se vieron en la obligación de incorporar sistemas de tratamiento que les permitieran disminuir los niveles de concentración de contaminantes en sus descargas, adecuándolas a los niveles permitidos en el D.S N°90/2000.

Particularmente, Aguas Araucanía, empresa prestadora de servicios sanitarios en la región de La Araucanía, implementó sistemas de tratamiento primario con desinfección en 10 de las 32 localidades en que opera, en lugar del tratamiento biológico del tipo lodos activados, típicamente adoptado en Plantas de Tratamiento de Aguas Servidas (PTAS) de tipo doméstico en Chile y el resto del mundo. Si bien, el tratamiento biológico logra un abatimiento de la carga orgánica (principal contaminante en aguas residuales domésticas) significativamente mayor que el tratamiento primario, el diseño de estas plantas se fundamentó en el aprovechamiento del caudal disponible para la dilución de los distintos ríos en los que son vertidos sus efluentes.

Según lo estipulado por el D.S N°90/2000, las fuentes emisoras de contaminantes pueden aprovechar la capacidad natural de autodepuración del cuerpo de agua fluvial, incrementando el límite máximo de concentración de contaminantes permitidos en función de la tasa de dilución del río, la cual, relaciona el caudal vertido con el caudal disponible para la dilución en el cuerpo receptor. En base a estas consideraciones, el diseño de un tratamiento simplificado, como lo es el sistema de tratamiento primario, le permitió a la empresa alcanzar los requisitos normativos para sus efluentes, con un menor costo de inversión y operación, y, por ende, con un menor costo en la tarifa del servicio a los clientes.

Tras 15 años desde el comienzo de las operaciones de las mencionadas plantas de tratamiento primario, se propone desarrollar un estudio que diagnostique el impacto de la descarga de los residuos líquidos pobremente tratados en los distintos cuerpos receptores involucrados. Para ello, se cuantificará el funcionamiento de las PTAS, se estudiarán los caudales medios típicamente observados en los ríos y se evaluará el impacto en los niveles de Oxígeno Disuelto (OD) mediante la implementación del modelo teórico de Streeter y Phelps (1925) en cada uno de ellos; en función del caudal observado en los cuerpos receptores y la materia orgánica presente en el caudal vertido por las plantas. Además, se caracterizarán los usos del agua de los ríos aguas abajo de la descarga de contaminantes.

Lo anterior, con objetivo final de identificar en que localidades puede existir una situación preocupante y es recomendable un monitoreo en terreno que verifique los resultados de los modelos de OD, para evaluar una eventual mejora en el sistema de tratamiento, lo que permite una adecuada planificación del plan de inversiones de la empresa Aguas Araucanía.

1.1. Objetivos

El objetivo principal de este trabajo es evaluar el impacto de la descarga de efluentes provenientes de distintas plantas de tratamiento primario de aguas servidas, sobre sus respectivos cuerpos receptores en la Región de la Araucanía.

Los objetivos específicos del estudio son:

1. Analizar el funcionamiento de las plantas de tratamiento primario seleccionadas, evaluando la eficiencia de remoción de contaminantes y la eficacia del sistema en términos del nivel de cumplimiento de la normativa.
2. Estimar los caudales medios observados en los ríos receptores de la descarga de contaminantes.

3. Construir un modelo teórico de calidad del agua a partir del modelo de oxígeno disuelto de Streeter & Phelps (1925) para cuantificar la magnitud de la posible afectación en cada río.
4. Identificar las actividades antropogénicas aguas abajo de la descarga de contaminantes.
5. Identificar en que localidades es prioritario un monitoreo en terreno que valide los resultados teóricos.

1.2. Alcance

Se analizará el impacto que genera en los ríos el vertimiento de residuos líquidos proveniente de Plantas de Tratamiento Primario que reciben mayoritariamente aguas residuales domésticas. Las plantas que serán analizadas corresponden a los sistemas instalados en las siguientes localidades: Carahue, que descarga sus efluentes al río Imperial; Collipulli, que descarga al río Malleco; Curacautín, que descarga al río Blanco; Lautaro, que vierte sus residuos al río Cautín, Nueva Imperial, que descarga al río Cholchol y Villarrica que descarga al río Toltén; todas ellas ubicadas en la región de La Araucanía y operadas por la empresa sanitaria Aguas Araucanía.

El estudio pretende estimar el nivel de afectación de los cuerpos receptores considerando como principal elemento contaminante la materia orgánica presente en las aguas residuales de las plantas de tratamiento, la cual, genera Demanda Bioquímica de Oxígeno al cuerpo de agua disminuyendo sus niveles de Oxígeno Disuelto (OD). Para estimar la afectación, se evaluará el impacto en los niveles de OD, con la implementación del modelo teórico de oxígeno disuelto propuesto por Streeter y Phelps (1925), asumiendo la descarga de las plantas de tratamiento como fuentes puntuales y continuas de carga orgánica. Si bien, las constantes de degradación de la materia orgánica y de aireación del cuerpo de agua involucradas en el modelo serán propuestas a partir de los valores típicos revisados en la literatura y no serán calibradas con mediciones en terreno, se plantea este estudio como una primera aproximación de lo que sucede en los cuerpos de agua que reciben los efluentes de las PTAS estudiadas.

2. Marco Teórico

2.1. Aguas Residuales Domésticas

Las Aguas Residuales Domésticas (ARD) son aguas provenientes principalmente de sectores residenciales, cuya calidad se ha visto afectada por la incorporación de contaminantes provenientes de las actividades cotidianas de tipo domésticas y sanitarias de la población.

Si bien los desagües de residuos urbanos contienen típicamente un 99% de agua, la composición del 1% restante varía de una población a otra. Las aguas residuales domésticas, suelen tener gran cantidad de materia orgánica (medida por la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO)), microorganismos patógenos presentes en las fecas humanas, nitrógeno y fósforo presentes en la orina, detergentes, restos de jabones, grasas, aceites y distintos tipos de sólidos. La Tabla 2-1 muestra las concentraciones típicas de algunos de los principales componentes contaminantes del agua residual doméstica no tratada.

Tabla 2-1. Composición del agua residual doméstica no tratada.

Constituyente	Abreviatura	Concentración (mg/L)
Demanda bioquímica de oxígeno a 5 días	DBO ₅	100-350
Demanda química de oxígeno	DQO	250-1.000
Total de sólidos disueltos	TDS	250-1.000
Sólidos suspendidos Totales	SST	100-400
Total de nitrógeno Kjeldahl	NKT	20-80
Total de fósforo	P	5-20

Fuente: Masters et al., 2008

La evacuación del agua residual de sus fuentes de emisión es requerida de forma inmediata. Si se permite la acumulación y estancamiento de agua residual, la descomposición de la materia orgánica que contiene puede conducir a la generación de grandes cantidades de gases mal olientes, así como también provocará la presencia de una fuente importante de organismos patógenos causantes de enfermedades (Masters et al., 2008)

Las aguas residuales crudas de una comunidad son conducidas, en última instancia, a cuerpos receptores de agua. Las aguas de desecho dispuestas en un cuerpo de agua sin ningún tipo de tratamiento ocasionan graves problemas de contaminación que afectan principalmente a la flora y fauna del medio acuático, por lo que, antes de ser vertidas, deben recibir un tratamiento adecuado capaz de modificar sus condiciones químicas y microbiológicas. El grado de tratamiento en cada caso dependerá de la legislación y normas reguladoras en cada comunidad o país, pudiendo restringir los contaminantes presentes en las fuentes emisoras y/o regular de forma directa el nivel de calidad de agua esperado en el cuerpo receptor.

2.2. Sistemas de Tratamiento de Aguas Residuales.

El diseño de los sistemas de tratamiento de aguas residuales ocupa los principios básicos de depuración, eliminando contaminantes de lo más sencillo a lo más complejo. El nivel de depuración alcanzado en el sistema de tratamiento dependerá de los objetivos propuestos para el sistema, definidos en función de la normativa vigente y de los niveles de concentración de contaminantes presentes en el agua residual. Para lograr dichos objetivos se dispone de una concatenación de operaciones unitarias básicas, las cuales se clasifican en operaciones físicas, como el cribado, tamizado, sedimentación o filtrado; procesos químicos, como la coagulación (floculación), precipitación y desinfección; y procesos biológicos, que consideran la incorporación oxígeno y de microorganismos que oxiden la materia orgánica presente en el agua residual. En la actualidad, las operaciones y procesos unitarios se agrupan entre sí para constituir los sistemas de tratamiento primario y secundario.

El tratamiento primario contempla el uso únicamente de procesos físicos para la eliminación de los sólidos sedimentables y flotantes presentes en el agua residual. El tratamiento secundario, incluye las operaciones físicas y agrega procesos biológicos y químicos para eliminar la mayor parte de la materia orgánica y sólidos suspendidos (Metcalf et al., 1979).

La diferencia en los porcentajes de remoción de contaminantes en los diferentes tipos de tratamiento es sustancial. En términos generales los tratamientos primarios remueven del orden 30% de la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), presente como materia orgánica en el efluente, y un 60 % de los Sólidos Suspendidos Totales (SST). Aunque las sustancias visiblemente más desagradables son removidas y se mejora la salubridad del agua con la desinfección, el efluente descargado sigue teniendo una DBO lo suficientemente importante para causar problemas de agotamiento de oxígeno en el cuerpo receptor (Masters et al., 2008). En contraste, un tratamiento de tipo secundario puede alcanzar niveles de remoción de un 90 % de DBO y un 90% de SST, mejorando considerablemente la calidad del efluente y minimizando su potencial impacto en el cuerpo de agua.

2.3. Impacto de la descarga de aguas residuales domésticas, oxígeno disuelto y capacidad de autodepuración en un cuerpo fluvial

Existen diversos componentes que pueden causar impacto en la calidad del agua del cuerpo fluvial debido a la descarga de aguas residuales, como, por ejemplo, cambios de pH o temperatura, incorporación de compuestos químicos, metálicos o compuestos orgánicos volátiles e incluso se pueden producir cambios en los niveles de nutrientes. Sin embargo, la componente principal para evaluar el impacto del vertido de aguas residuales domésticas pobremente tratadas en un cuerpo de agua, es la cantidad de materia orgánica presente en el efluente (Liu & Chen, 2009). La materia orgánica es un residuo que demanda oxígeno al cuerpo receptor. Los residuos con demanda de oxígeno son sustancias que se oxidan en la masa de agua receptora; este proceso se genera debido a la acción de microorganismos, en especial las bacterias, que se alimentan de la materia orgánica transformándola en

sustancias más simples. A medida que las bacterias descomponen estos residuos, utilizan el oxígeno disuelto en el agua, lo que reduce progresivamente la cantidad de dicho elemento (Masters et al., 2008). La cantidad de oxígeno que necesitan los microorganismos para oxidar residuos orgánicos de modo aeróbico es la Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO), la que se expresa comúnmente en miligramos de oxígeno requerido por litro de agua residual (mg/L).

El Oxígeno Disuelto (OD) es una de las medidas más importantes de la calidad de una fuente de agua; es determinante especialmente para el desarrollo de la vida acuática. El valor saturado de oxígeno disuelto en el agua (OD_s) es del orden de 8 a 15 mg de oxígeno por litro, dependiendo de la temperatura y salinidad. La cantidad mínima comúnmente recomendada para el adecuado desarrollo de los organismos acuáticos es de 5 [mg/L], aunque en análisis más detallados de las necesidades de diferentes especies de peces en distintos momentos de sus ciclos de vida, el rango de necesidades de oxígeno puede aumentar (Davis, 1975). Ejemplo de ello, es la necesidad especial de OD de los salmones en su etapa temprana de crecimiento, en que como mínimo requieren 8 [mg/L], y 5[mg/L] representan un límite de concentración para evitar la mortalidad aguda de la especie en desarrollo. Así mismo, los niveles de OD en buenas zonas de pesca generalmente ronda entre los 8 y 9 [mg/L]. Si los niveles de OD bajan de los 5 [mg/L] la vida acuática es puesta bajo presión. Niveles por debajo de los 2 [mg/L] por un par de horas pueden resultar en grandes cantidades de peces muertos. (Davis, 1975). Además, el OD afecta a un vasto número de indicadores, no solo bioquímicos, también estéticos como el olor, claridad del agua y sabor.

Si bien, la perturbación introducida en el río por el vertido de contaminantes dependerá en gran medida del grado de tratamiento del agua residual, también depende de la capacidad natural del cuerpo fluvial para asimilar o eliminar la carga de contaminantes que recibe en su recorrido, conocida como capacidad de autodepuración, la cual corresponde al conjunto de fenómenos físicos, químicos y biológicos que le otorgan al flujo de agua la capacidad natural de asimilar o eliminar las diferentes cargas de contaminantes que recibe en su recorrido. Así, la capacidad de autodepuración depende principalmente de tres aspectos, el caudal de la fuente hídrica, que permite diluir el contaminante vertido, la turbulencia del agua, que aportará oxígeno al medio y la naturaleza, tamaño y nivel de concentración de contaminantes en el efluente vertido.

2.4. Modelo de oxígeno disuelto Streeter & Phelps (1925)

La cantidad de OD en un río depende de diversos factores. La Tabla 2-2 lista las principales fuentes de oxígeno y las principales causas de agotamiento, o sumideros de OD en el cuerpo fluvial. Además de los factores listados, se conoce que en la época estival el aumento de la temperatura y la disminución del caudal del río tienen efectos adversos para el proceso de autodepuración. Por una parte, el aumento en la temperatura del agua del cuerpo receptor reduce la solubilidad del oxígeno, por lo que disminuye el valor de la concentración de saturación y genera un aumento en la actividad de los organismos por lo que la oxidación de la materia orgánica también crece; por otro lado, la disminución del caudal del río reduce la tasa de aireación en la interfaz agua-atmósfera.

Tabla 2-2. Principales fuentes y sumideros de oxígeno disuelto en un río

Fuentes de OD	Sumideros de OD
• Aireación en la interfaz agua-atmósfera. • Incorporación de oxígeno desde cuerpos tributarios. • Producción de oxígeno en la fotosíntesis de plantas acuáticas.	• Oxidación de la Materia Orgánica • Respiración de plantas y organismos acuáticos. • Demanda de oxígeno ejercida por los sedimentos del lecho del río.

Fuente: Elaboración Propia

Un análisis simplificado de los procesos listados puede aportar una visión global del nivel de OD presente en un río. El modelo más sencillo de análisis fue propuesto por Streeter y Phelps (1925) y se basa en dos procesos clave que gobiernan el nivel de OD en ríos que reciben la descarga de aguas servidas crudas o pobremente tratadas: el consumo de oxígeno por parte de los microorganismos durante

la biodegradación de la materia orgánica, y la re-oxigenación por aireado en la interfaz agua-atmósfera (Cox, 2003). Este modelo, a pesar de su simplicidad sigue siendo ampliamente aceptado, ya que modelos excesivamente parametrizados y demasiado complejos pueden resultar imposibles de implementar (Cox, 2003)

La formulación de la ecuación de Streeter-Phelps, considera un balance entre la tasa de desoxigenación menos la tasa de aireación del cuerpo receptor, dando como resultado la tasa de incremento del déficit de saturación presente en el río debido a la descarga. Luego el déficit de saturación esta dado por la ecuación (1)

$$\frac{dD}{dt} = K_d L_0 e^{K_d t} - K_a D \quad (1)$$

Donde: D es el déficit de saturación ($D = OD_s - OD$), K_d es la constante de desoxigenación (días^{-1}), K_r es la constante de aireación en la interfaz agua-atmósfera (días^{-1}), L_0 es la DBO inicial de la mezcla del caudal del cuerpo receptor + el caudal de agua residual (mg/L). Para un vertido continuo en el tiempo, y conociendo las condiciones iniciales de la mezcla, la solución de la ecuación (1), entrega el déficit de saturación (D) cómo se describe en la ecuación (2)

$$D = \frac{K_d \cdot L_0}{K_a - K_d} \cdot (e^{-K_d \cdot t} - e^{-K_a \cdot t}) + D_0 \cdot e^{-K_a \cdot t} \quad (2)$$

D_0 es el déficit inicial de oxígeno (en mg/L) de la mezcla del caudal del cuerpo receptor + caudal agua residual. La ecuación (2) puede ser reescrita en términos espaciales si se considera la velocidad media del flujo en el cuerpo receptor, si la corriente viaja a una velocidad media u , entonces el tiempo y la distancia que recorre se relacionan por: $x = u \cdot t$.

El comportamiento del déficit de oxígeno disuelto que describe el modelo de Streeter-Phelps es ilustrado en la Figura 2-1. En términos generales, el modelo supone que la concentración inicial de oxígeno disuelto (OD_0) es cercana a la concentración de oxígeno de saturación (OD_s), y que aguas abajo del punto de vertido, la reducción de la DBO provoca un descenso del oxígeno disuelto hasta llegar a un punto crítico en que el OD es mínimo. Mas allá del punto OD_{min} , el OD comienza a recuperarse, ya que la DBO ha decaído lo suficiente para que el oxígeno incorporado por aireación domine el balance.

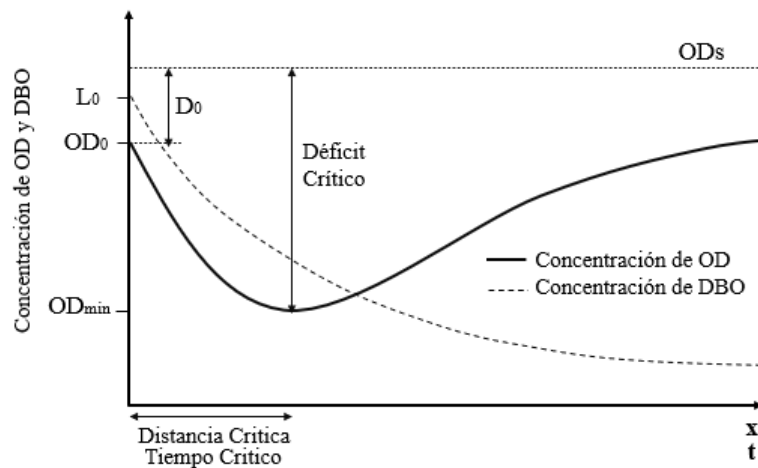


Figura 2-1. Curva de concentración de OD y DBO en un sistema estacionario con descarga puntual de carga orgánica. (Fuente: Elaboración propia)

El punto correspondiente al máximo déficit de OD (Déficit crítico) se obtiene derivando respecto al tiempo la ecuación (2) e igualando a cero la derivada. Este proceso permite obtener el tiempo en que ocurre el déficit máximo, según los expresado en la ecuación (3)

$$t_c = \frac{1}{K_a - K_d} \cdot \ln \left\{ \frac{K_a}{K_d} \cdot \left[1 - \frac{D_0 \cdot (K_a - K_d)}{K_d \cdot L_0} \right] \right\} \quad (3)$$

Luego el déficit crítico (D_c) se obtiene sustituyendo el valor obtenido para t_c en la ecuación (2). De esta forma el Déficit Crítico queda definido por la ecuación (4)

$$D_c = \frac{K_d}{K_a} \cdot L_0 \cdot e^{-K_d \cdot t_c} \quad (4)$$

La ecuación (2) es válida para un tramo de río sin fuentes o cursos de agua tributarios. Sin embargo, se puede aplicar secuencialmente a una serie de tramos comprendidos entre fuentes o cursos de agua tributarios, adoptando los valores de L_0 y D_0 adecuados a cada tramo. La Tabla 2-3 indica las condiciones de mezcla aguas abajo del punto de vertido, en función de las condiciones del cuerpo receptor (subíndice CR) y de las características del vertido (subíndice V).

Tabla 2-3. Balance de masa para la mezcla posterior a la descarga de efluentes de las PTAS

	Aguas Arriba del vertido	Vertido	Aguas Abajo del vertido
Caudal	Q_{CR}	Q_V	$Q = Q_{CR} + Q_V$
DBO	L_{CR}	L_V	$L_0 = (Q_{CR} \cdot L_{CR} + Q_V \cdot L_V)/Q$
Déficit de OD (D)	D_{CR}	D_V	$D_0 = (Q_{CR} \cdot D_{CR} + Q_V \cdot D_V)/Q$

Fuente: Elaboración Propia.

Por otro lado, la ecuación debe ser usada con cautela, preferentemente tras calibrar las constantes empleando mediciones reales. Aun así, existe en la literatura información respecto a valores característicos de las constantes del modelo.

1.4.1 Constante de aireación (K_a)

La aireación es el proceso de absorción de oxígeno atmosférico en el agua y se considera uno de los factores más importantes que controlan la capacidad de asimilación de desechos de un río, ya que la fotosíntesis está limitada a las horas de día. (Cox, 2003)

Debido a la importancia de la constante de aireación en los modelos de OD, existen variados estudios dedicados a estimar dicha constante en función de los parámetros hidráulicos de los ríos. Sin embargo, la mayoría de las ecuaciones empíricas formuladas aplican a un limitado conjunto de datos de los cuales fueron derivadas. Usualmente estas fórmulas empíricas relacionan parámetros como la velocidad, profundidad, pendiente y temperatura del flujo. Algunas de las fórmulas comúnmente utilizadas según Cox, 2003 y su rango de aplicabilidad se detallan en la Tabla 2-4

Tabla 2-4. Formulas típicamente utilizadas para el cálculo de la constante de aireación

Autores	Año	Características del flujo		Ecuación
		Velocidad media [m/s]	Profundidad Media [m]	
O'Connor & Dobbins	1956	0.06 – 1.28	0.27 – 3.6	$K_a = 3.952(U^{0.5}/H^{1.5})1.016^{(T-20)}$
Churchill et al.	1962	0.56 – 1.52	0.65 – 3.48	$K_a = 5.014(U^{0.969}/H^{1.673})1.024^{(T-20)}$
Owens et al.	1964	0.04 – 0.56	0.12 – 0.74	$K_a = 6.9152(U^{0.73}/H^{1.75})1.024^{(T-20)}$

Fuente: Adaptado de Cox, 2003.

La Tabla 2-5 muestra los valores típicos de constantes de aireación (K_r) para diferentes masas de agua.

Tabla 2-5. Rango de constante de aireación típicamente observado en distintas masas de agua.

Masa de Agua	Intervalo de K_r a 20°C [día⁻¹]
Grandes ríos de corriente lenta	0.35 – 0.46
Grandes ríos de corriente media	0.46 – 0.69
Rápidos	0.69 – 1.15
Cascadas y torrentes	>1.15

Fuente: Adaptado de Tchobanglous y Shroeder, 1985, citado en Masters et al., 2008

1.4.2 Constante de desoxigenación o descomposición de la DBO (K_d)

La DBO es la cantidad de oxígeno que necesitan los microorganismos para oxidar la materia orgánica. La constante de descomposición de la DBO (K) es la tasa a la que ocurre esta oxidación, y depende de variados factores, como la naturaleza del residuo, la capacidad de los microorganismos presentes para degradar los residuos en cuestión, la temperatura, etc. La Tabla 2-6 muestra los valores típicos de la tasa de descomposición de la DBO para distintos niveles de tratamiento de agua residual.

Tabla 2-6. Valores típicos de constante de descomposición de la DBO para distintos niveles de tratamiento de aguas residuales.

Tipo de Tratamiento	Intervalo K a 20°C [día⁻¹]
Sin tratamiento	0.20 – 0.50
Primario	0.10 – 0.50
Secundario (Lodos Activados)	0.05 – 0.10

Fuente: Chapra, 1997, citado en Cox, 2003

En ríos caudalosos y profundos, la constante K_d , que es la tasa de descomposición de la materia orgánica en el cuerpo fluvial, se supone la misma (ajustando la temperatura) que los valores de K obtenidos en laboratorio. Sin embargo, para corrientes turbulentas, poco caudalosas y/o rápidas, la aproximación es menos válida (Masters et al., 2008)

Una expresión propuesta por Bowie et al., 1985 y recomendada en la guía “*Rates, Constnats, and Kinetics Formulations in Surface Water Quality Modeling*”, 1985 de la “Environmental Protection Agency” (EPA) de Estados Unidos, para estimar la tasa de descomposición de la DBO en función del caudal del cuerpo fluvial se muestra en la ecuación (5):

$$K_d = 1.796 \cdot Q^{-0.49} \quad (5)$$

En la ecuación anterior, K_d esta en [días⁻¹] y el caudal Q en [m³/s]. El rango de aplicación de esta expresión es para caudales entre 0.3 y 23 [m³/s], por encima del rango, los autores de la ecuación mostraron que K_d es independiente del caudal y los valores son consistentes con las tasas de desoxigenación encontradas en laboratorio.

3. Marco Normativo

3.1. Norma de emisión para la regulación de contaminantes asociados a las descargas de residuos líquidos a aguas marinas y continentales superficiales – Decreto Supremo N°90/2000

La normativa que regula las descargas de residuos líquidos a las aguas superficiales de Chile es el D.S N°90/2000, que tiene por objetivo principal la protección ambiental, mediante la prevención de la contaminación, de los distintos cuerpos de agua superficiales, regulando las concentraciones máximas de contaminantes vertidos por distintas fuentes emisoras de residuos líquidos. Esta normativa define diferentes límites máximos de concentración de contaminantes dependiendo del tipo y las cualidades del cuerpo receptor al que serán vertidos.

El cuerpo receptor, corresponde al volumen o curso de agua que recibirá la descarga de los residuos líquidos, pudiendo ser del tipo marino, lacustre o fluvial. Estos dos últimos son subclasificados según el D.S N°90/2000 considerando si cuentan o no con caudal disponible para la dilución de los contaminantes.

Para este estudio interesa conocer el nivel de exigencia de la normativa respecto a los cuerpos fluviales con capacidad de dilución, ya que el diseño de las PTAS de las localidades estudiadas se fundamentó en base a esa cualidad de los ríos.

Según lo estipulado en el D.S N°90/2000 los límites máximos permitidos para la descarga de residuos líquidos a cuerpos de agua fluviales corresponden a los detallados en la Tabla A1 del anexo de tablas. Sin embargo, la normativa permite a las fuentes emisoras aprovechar la capacidad de dilución del cuerpo receptor, incrementando las concentraciones límites establecidas en la mencionada tabla, de acuerdo con la ecuación (6):

$$c_i = T_{1i} \cdot (1 + d) \quad (6)$$

Donde: c_i es el límite de concentración máxima permitida para el contaminante i , T_{1i} es el límite máximo permitido según la Tabla A1 del anexo para el contaminante i , d es la tasa de dilución del efluente vertido.

Si c_i es superior a lo establecido en la Tabla A2 del anexo, entonces el límite máximo permitido para el contaminante i será lo indicado en dicha tabla.

La Tabla 3-1 muestra la diferencia entre las concentraciones permitidas para los principales contaminantes presentes en las Aguas Residuales Domesticas (ARD), en cuerpos fluviales con y sin capacidad de dilución según el D.S N°90/2000. Como se puede observar, existe un aumento significativo en los límites establecidos para la DBO, pasando de 35 [mg/L] a 300 [mg/L] en cuerpos fluviales con capacidad de dilución.

Tabla 3-1. Concentración máxima permitida en la descarga de residuos líquidos a cuerpos fluviales con y sin capacidad de dilución, de los principales contaminantes presentes en las ARD

Contaminante	Unidad	Expresión	Fluviales sin dilución	Fluviales con dilución
Demanda Bioquímica de Oxígeno a 5 días	mg/L	DBO ₅	35	300
Fósforo	mg/L	P	10	15
Total de Nitrógeno Kjeldahl	mg/L	NKT	50	75
Sólidos Suspendidos Totales	mg/L	SST	80	300

Fuente: Elaboración Propia.

La tasa de dilución del efluente vertido (d), utilizada en la ecuación (6), es la razón entre el caudal disponible del cuerpo receptor y el caudal medio mensual del efluente vertido durante el mes de máxima producción de residuos líquidos, expresado en las mismas unidades. La tasa de dilución será entonces:

$$d = \frac{\text{Caudal Disponible del Cuerpo Receptor}}{\text{Caudal Medio Mensual del Efluente Vertido}} \quad (7)$$

El *Caudal Medio Mensual del Efluente vertido* corresponde al promedio del caudal de residuos líquidos en el mes de máxima producción. Por su parte, el *Caudal Disponible del Cuerpo Receptor* es la cantidad de agua disponible expresada en volumen por unidad de tiempo para determinar la capacidad de dilución del río. La capacidad de dilución está estrechamente relacionada con la capacidad de autodepuración de un cuerpo fluvial, que depende principalmente de tres aspectos, el caudal de la fuente hídrica, que permite diluir el contaminante vertido, la turbulencia del agua, que aportará oxígeno al medio y la naturaleza y tamaño de la descarga de contaminantes.

La Tasa de dilución del efluente es determinada por los servicios con competencia en fiscalización de los efluentes, como lo son la Superintendencia de Servicios Sanitarios (SISS) o el Ministerio de Salud según cada competencia.

El valor del caudal disponible para la dilución es determinado por la Dirección General de Aguas (DGA) según lo dispuesto en la Minuta N°29 del Departamento de Conservación y Protección de Recursos Hídricos (DCPRH) en el año 2013. Este documento instruye que la determinación del caudal disponible para la dilución toma como base el caudal ecológico mínimo en el tramo del río en estudio. Por este motivo, el cálculo del caudal de dilución debe tomar en cuenta el Reglamento para la determinación del Caudal Ecológico mínimo, expuesto en el Decreto N°14/2012, del ministerio del Medio Ambiente.

El D.S N°90/2000 establece que las fuentes emisoras de contaminantes deben realizar monitoreo de las condiciones de descarga del efluente y que la fiscalización del cumplimiento de esta normativa le corresponde a la Superintendencia de Servicios Sanitarios y a las Secretarías Regionales Ministeriales del Ministerio de Salud. Además, la normativa determina los procedimientos de control y medición para las inspecciones que realice el organismo público fiscalizador y el número de monitoreos que debe realizar la fuente emisora.

3.2. Criterios para el cálculo del caudal disponible para diluir – Minuta N°29 DCPRH

El interesado en conocer la capacidad de dilución de algún cauce del país debe solicitar formalmente dicha información a la DGA, señalando mediante coordenadas UTM el punto específico del cauce donde se efectuará la descarga. La respuesta a esta solicitud es entregada mediante una resolución exenta que indica el caudal disponible después de evaluar las componentes que afectan el recurso hídrico en la zona según los criterios expuestos en la Minuta N°29 DCPRH

El mencionado documento establece 5 posibles criterios a adoptar para el cálculo del caudal disponible para la dilución, dependiendo de la zona en donde se quiera determinar dicho caudal, diferenciando zonas fluviales naturales con y sin caudal ecológico mínimo establecido, cauces artificiales, cuerpos fluviales afluentes a un cuerpo lacustre y zonas fluviales afectas a influencias del mar.

En particular, para la determinación del caudal de dilución para cuerpos fluviales con caudal ecológico establecido (caso que aplica a los ríos involucrados en este estudio), la minuta establece que se deberá proceder a la verificación del caudal ecológico mínimo teórico mes a mes, mediante un balance hidrológico en la sección de análisis. Esta verificación debe considerar los caudales medios mensuales con una probabilidad de excedencia del 85%, los derechos permanentes consuntivos, continuos y discontinuos, constituidos aguas arriba de la zona de interés y los derechos no consuntivos aguas arriba de la sección que tengan su punto de restitución aguas debajo de la zona de interés.

Si como resultado del balance hidrológico realizado, el caudal ecológico mínimo teórico se verifica el caudal de dilución corresponderá a dicho caudal ecológico mínimo verificado. Por el contrario, si el caudal ecológico mínimo teórico no se verifica en algún mes, el caudal de dilución corresponderá para ese mes en particular, al valor obtenido en el balance hidrológico.

3.3. Reglamento para la determinación del caudal ecológico mínimo – Decreto N°14/2012

El decreto N°14 publicado en el año 2012 por el Ministerio del Medio Ambiente insta una actualización del reglamento para la determinación del caudal ecológico mínimo, estableciendo 6 criterios generales dependiendo del tipo de cauce a evaluar y como han sido constituidos anteriormente sus derechos. Los casos que aplican a los cauces involucrados en este estudio se detallan a continuación:

1. En aquellos cauces donde se constituyeron derechos con un caudal ecológico mínimo considerando como formula el 10% del caudal medio anual, se considerarán las siguientes restricciones para el caudal ecológico mínimo:
 - a) Para aquellos meses en los cuales el 50% del caudal con 95% de probabilidad de excedencia sea menor que el 10% del caudal medio anual, el caudal ecológico mínimo para esos meses será el 10% del caudal medio anual.
 - b) Para aquellos meses en los cuales el 50% del caudal con 95% de probabilidad de excedencia sea mayor que el 10% del caudal medio anual y menor al 20% del caudal medio anual, el

caudal ecológico mínimo para esos meses será el 50% del caudal con 95% de probabilidad de excedencia.

- c) Para aquellos meses en los cuales el 50% del caudal con 95% de probabilidad de excedencia sea mayor al 20% del caudal medio anual, el caudal ecológico mínimo para esos meses será el 20% del caudal medio anual.
2. En aquellos cauces donde se constituyeron derechos con un caudal ecológico mínimo considerando el menor valor del 50% del caudal con 95% de probabilidad de excedencia, se considerarán las siguientes restricciones para el caudal ecológico mínimo:
- a) Para aquellos meses en los cuales el 50% del caudal con 95% de probabilidad de excedencia es menor que el 20% del caudal medio anual, el caudal ecológico mínimo para esos meses será el 50% del caudal con probabilidad de excedencia del 95%
 - b) Para aquellos meses en los cuales el 50% del caudal con 95% de probabilidad de excedencia es mayor que el 20% del caudal medio anual, el caudal ecológico mínimo para esos meses será el 20% del caudal medio anual.

3.4. Requisitos de calidad del agua para diferentes usos – NCh1333

Esta norma fija un criterio de calidad del agua de acuerdo a requerimientos referidos a aspectos físicos, químicos y biológicos, según el uso determinado. Estos criterios tienen por objeto proteger y preservar la calidad de las aguas que se destina a usos específicos, de la degradación producida por la contaminación con residuos de cualquier tipo u origen.

La norma establece los requisitos de calidad para los siguientes usos: agua para consumo humano, agua para bebida de animales, riego, estética, recreación con y sin contacto directo, y vida acuática.

Respecto a los niveles de oxígeno disuelto en el agua (condición a estudiar en este documento) la norma solo hace referencia al nivel de oxígeno mínimo requerido para la vida acuática, estableciendo como nivel mínimo 5 [mg/L] para el correcto desarrollo de los distintos organismos acuáticos.

3.5. Norma de calidad primaria para las aguas continentales superficiales aptas para actividades de recreación con contacto directo – Decreto N°143/2009

El Decreto 143 corresponde a una norma primaria de calidad ambiental para las aguas continentales superficiales del país, aptas para las actividades de recreación con contacto directo. Esta norma establece los niveles de concentración óptimos de distintos compuestos o elementos a nivel anual y, además, establece los niveles que representan una situación emergencia ambiental diaria, con el objetivo de salvaguardar la salud de la población.

Respecto a los niveles de oxígeno disuelto en el agua (condición a estudiar en este documento) la norma no indica un nivel mínimo requerido.

4. Casos de estudio

La existencia de exigencias diferenciadas en el DS N° 90/2000 en función de la capacidad de dilución del cuerpo receptor, permite el incremento del límite máximo de concentración de contaminantes admitido en los residuos líquidos vertidos. Esto ha dado pie a la implementación de sistemas de tratamiento diferenciados en las localidades del sur de Chile, acorde a la condición de cada cuerpo receptor, existiendo sistemas de tratamiento que utilizan procesos biológicos del tipo lodos activados o lagunas aireadas, para los sistemas que descargan a ríos sin capacidad de dilución y otros que han implementado sistemas de tratamiento primario o físico, que permite alcanzar los requisitos normativos en los afluentes de las PTAS con un menor costo de inversión y operación del servicio.

Particularmente, Aguas Araucanía, empresa prestadora de servicios sanitarios en la región de La Araucanía, implementó sistema de tratamiento primario con desinfección en 10 de las 32 localidades en las que opera. Estos sistemas vierten una mayor concentración de DBO y SST en sus afluentes, por lo que se estudiará el impacto de la descarga de estos residuos en los distintos cuerpos receptores involucrados en los sistemas.

Debido a la simplicidad del modelo de oxígeno disuelto a implementar para la determinación del nivel de afectación del cuerpo receptor, se optó por analizar sistemas de tratamiento primario que reciben principalmente aguas servidas del tipo domésticas, por lo que serán analizados únicamente 6 de los 10 sistemas de tratamiento primario existentes en la región de la Araucanía, los cuales corresponden a los sistemas de las localidades de Carahue, Collipulli, Curacautín, Lautaro, Nueva Imperial y Villarrica.

4.1. Características de los Sistema de Tratamiento Primario a analizar

El sistema de tratamiento primario presente en las PTAS de las localidades que serán estudiadas considera en primer lugar un tratamiento preliminar, compuesto por cámaras de rejillas gruesas y finas, una unidad desarenadora y una unidad desgrasadora; esta etapa de tratamiento tiene por objetivo realizar una limpieza previa de las aguas servidas que entran a la planta, removiendo sólidos gruesos (como palos, plásticos, género etc.), arenas y grasas que pudieran causar problemas de operación y mantenimiento en la planta (daños en bombas y maquinaria, obstrucción de cañerías y abrasión). En segundo lugar, considera un tratamiento compuesto por una o dos (dependiendo del caudal a tratar) unidades de sedimentadores primarios; el objetivo principal de esta etapa es reducir la carga de contaminantes de interés. En este tipo de aguas residuales, interesa especialmente disminuir la carga de DBO y SST hasta los límites definidos según el D.S N°90/2000 para el caso de cuerpos receptores con capacidad de dilución. Además, todas estas plantas cuentan con un tratamiento químico desinfectante, que permite eliminar microorganismos patógenos para dar cumplimiento a la normativa, y también cuentan con un sistema de vertedero de tormenta instalado después del sistema de rejillas (tratamiento preliminar), este sistema consiste en un canal alternativo que permite desviar el caudal afluente a la planta hacia una línea by-pass en casos de emergencia.

4.2. Ubicación de las PTAS a estudiar y sus respectivos cuerpos receptores

La Tabla 4-1 lista el nombre de la localidad, el nombre del río donde vierte su efluente y las coordenadas geográficas de la ubicación de la planta y su punto de descarga. La Figura 2 muestra un mapa de la ubicación de las PTAS en la región de la Araucanía.

Tabla 4-1. Nombre y ubicación de las plantas de tratamiento a analizar, nombre de sus cuerpos receptores y coordenadas del punto de descarga de sus efluentes.

Localidad	Coordenadas UTM PTAS		Cuerpo Receptor	Coordenadas UTM punto descarga	
	Este [m]	Sur [m]		Este [m]	Sur [m]
Carahue	659200	5712600	Río Imperial	659000	5712500
Collipulli	723850	5796800	Río Malleco	722926	5796409
Curacautín	246200	5741804	Río Huequén	246193	5741722
Lautaro	722850	5728742	Río Cautín	723390	5728434
Nueva Imperial	676091	5709251	Río Cholchol	676220	5709041
Villarrica	736079	5651033	Río Toltén	736155	5651266

Fuente: Elaboración Propia.

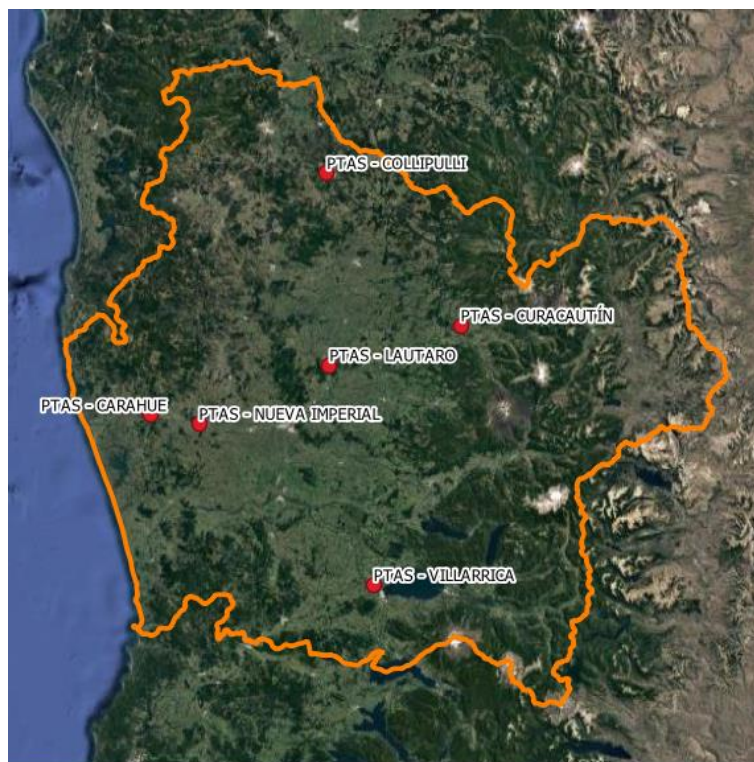


Figura 4-1. Mapa de la ubicación de las PTAS a estudiar en la región de la Araucanía

4.3. Características generales de los cuerpos receptores

Los cuerpos receptores conforman las siguientes cuencas: Cuenca del río Imperial, en el caso de río Imperial, río Cautín, río Cholchol, y río Blanco; Cuenca del río Toltén, en el caso del río Toltén y Cuenca del río Biobío en el caso del río Malleco (CADE-IDEPE, 2004)

El río Imperial se forma próximo a la comuna de Nueva Imperial, en la unión de los ríos Cautín y Cholchol. Su curso de 55 [km] tiene dirección oeste, en su ribera sur se levanta la Comuna de Carahue y próximo a su desembocadura está emplazada la localidad de Puerto Saavedra. El río Cautín nace en la falda occidental de la cordillera de Las Raíces y atraviesa todo el llano con un desarrollo de 174 [km]. El río Cholchol se desarrolla al pie de la vertiente oriental de la cordillera de Nahuelbuta con rumbo general hacia el sur. (CADE-IDEPE, 2004). Por su parte, el río Blanco, nace en la falda sur del volcán Tolhuaca y fluye en dirección general sur oeste hasta desembocar en el río Cautín 10 [km] aguas abajo de la localidad de Curacautín.

Según el “Diagnostico y Clasificación de los cursos de agua en la cuenca del río Imperial”, CADE-IDEPE, 2004, la mencionada cuenca presenta régimen pluvial en toda su extensión, con importantes caudales en invierno.

Por otro lado, el río Toltén nace en el extremo poniente del lago Villarrica, donde se ubica la ciudad del mismo nombre. A unos 50 [km] desde su origen confluye el río Allipén, su principal tributario. Según el “Diagnostico y Clasificación de los cursos de agua en la cuenca del río Toltén”, CADE-IDEPE, 2004, la cuenca del río Toltén presenta régimen en su mayoría pluvial, presentando una leve influencia nival en la parte alta de la cuenca.

Finalmente, el río Malleco, nace en las laderas del volcán Tolhuaca y fluye con dirección nororiente hasta confluir sus aguas, en las cercanías de la ciudad de Angol, con el río Vergara, un importante afluente del río Biobío. Según CADE-IDEPE, 2004 el río Malleco presenta régimen pluvial.

En cuanto a la fauna acuática presente en los ríos de la región de La Araucanía, existen alrededor de 20 especies ícticas, dentro de las cuales destacan las especies de salmón del atlántico, coho y rey; truchas arcoíris, café y de arrollo, pejerrey argentino, robalos, entre otros. (SERNAPESCA, 2012).

5. Metodología de evaluación y fuentes de información

La evaluación del nivel de afectación producido por las descargas de las PTAS a los cuerpos receptores de los sistemas a analizar se basará en el análisis teórico de la disminución y recuperación de los niveles de oxígeno en los ríos. Para ello, se estudiará la información operacional de las plantas de tratamiento estimando la eficiencia y eficacia en la remoción de contaminantes; se estudiarán las características físicas y químicas de los ríos involucrados en la descarga, estimando su caudal medio mensual y los parámetros químicos antes de la descarga de contaminantes. Adicionalmente, se estudiará el uso que se da a las aguas de los cuerpos receptores posterior al punto de vertimiento de las plantas.

5.1. Información operacional de las PTAS

Para el análisis de la eficiencia de remoción de contaminantes, se analizará la información operacional de las PTAS, la cual fue facilitada por Aguas Araucanía para la realización de este estudio. La información operacional está contenida en los informes de “*Monitoreo de Afluente y Efluentes*” de las plantas de tratamiento. Estos informes cuentan con información del caudal de entrada y salida, y, los niveles de concentración de DBO y SST, entre otros contaminantes, presentes en dichos caudales, para el periodo comprendido entre enero del 2012 a septiembre del 2020.

En el procesamiento de la información, se cuantificará la variación porcentual entre el nivel de DBO y SST presente el caudal que ingresa y el caudal que sale de la planta. Se analizará el promedio histórico de remoción de contaminantes para los casi 9 años de información disponible. Además, se estudiará el promedio histórico de remoción de contaminantes diferenciando la época de verano y época de invierno, para evaluar las eventuales diferencias en la operación de las plantas.

Por otro lado, se obtendrá el promedio histórico del caudal vertido por las plantas de tratamiento, y las concentraciones promedio de DBO y SST presentes en dicho caudal. De igual forma al análisis del porcentaje de remoción de contaminantes, se evaluará el promedio histórico, de caudal vertido y concentración de contaminantes diferenciando la época de verano e invierno.

Para la cuantificación del nivel de cumplimiento de la normativa, se analizan los informes de “*Resultados de fiscalización PTAS*” de la Superintendencia de Servicios Sanitarios (SISS) en contraste con la información operacional proporcionada por la empresa sanitaria. Los resultados de las fiscalizaciones de la SISS están disponibles en su página web y resumen la información de los resultados de fiscalización mensual desde enero del año 2012 a septiembre del 2020. Para el procesamiento de la información se cuantificará el número de meses en que la empresa no ha dado cumplimiento a la normativa en contraste al número total de fiscalizaciones, obteniendo así un porcentaje de nivel de cumplimiento en el tiempo.

5.2. Análisis estadístico de caudales medios en los cuerpos receptores

Para establecer la ocurrencia del caudal de dilución informado por la DGA en los puntos de descarga de los efluentes de las PTAS, y establecer el valor del caudal medio y crítico que será usado en los modelos de OD para el análisis del nivel de afectación teórico de los ríos, se realizará un análisis estadístico de los caudales medios mensuales de la estación fluviométrica más cercana al punto de descarga (Estación Base).

El análisis estadístico se hará para el periodo comprendido entre los años 2000 a 2019 (20 años de datos), con el objetivo de representar de mejor manera lo que ha estado ocurriendo en los ríos en los últimos años, en que a nivel nacional se ha registrado el mayor evento de sequía del que se tengan registros,

según confirman las entidades gubernamentales nacionales, como el Ministerio de Obras Públicas (MOP), a través de los informes de la “Mesa Nacional del Agua”, 2020.

Para completar la estadística de las *Estaciones Base* con datos incompletos se seleccionarán estaciones fluviométricas cercanas y se realizará un análisis de correlaciones lineales. Así, los datos faltantes serán estimados en función de la información de la *Estación Patrón*, que es definida seleccionando la estación que presente un mejor valor de coeficiente de regresión lineal respecto a la *Estación Base*. Luego, el dato faltante es rellenado según la ecuación (8)

$$Y = ax + b \quad (8)$$

Donde: Y es el valor estimado del caudal medio mensual en la estación carente (estación base), x es el valor del caudal medio mensual en la estación patrón, a y b son las constantes de regresión.

El criterio para la selección de las posibles *Estación Patrón* considera la extensión y calidad de los datos que posee; su ubicación, privilegiando aquellas estaciones que se encuentren en la misma subcuenca que la estación base; y, además, privilegiando aquellas que presenten un comportamiento hidrológico similar.

Los datos disponibles de todas las estaciones de interés, es decir, estaciones base y estaciones patrón, serán sometidos a un análisis que permita establecer su calidad y consistencia. Se analizará visualmente la estacionariedad de los datos con el gráfico de serie en el tiempo, y, con los valores promedio y desviación estándar de los caudales medios mensuales se detectarán aquellos valores que se alejen más de 1 desviación estándar del promedio; los valores fuera de rango serán comparados con otros meses del mismo año, y distintos años para el mismo mes. Aquellos datos que se consideren erróneos serán eliminados para posteriormente ser rellenados.

La información de caudales requerida para el análisis será obtenida a partir del registro de caudales de estaciones fluviométricas de la Dirección General de Aguas (DGA) disponibles en la estadística hidrológica en línea, de la página web de la DGA.

Con la estadística corregida y rellenada, se aplican los métodos de distribución empleados comúnmente en estudios hidrológicos en nuestro país (“*Análisis estadístico de Caudales en los ríos de Chile*”, DGA, 1990), con el objetivo de determinar el caudal medio mensual para distintas probabilidades de excedencia. Las distribuciones de frecuencia a utilizar son: Normal (N), Log-Normal (L-N), Gumbel (G), Pearson (P), Log Pearson III (L-P).

Para determinar la distribución que mejor ajusta con la serie de caudales registrados en la estación fluviométrica se realiza la prueba de Chi-cuadrado, que compara los valores teóricos y muestrales de las funciones de frecuencia relativa. La Hipótesis nula de la prueba es que la distribución ajusta adecuadamente a los registros para cierto nivel de significancia. La hipótesis se rechaza si el valor de χ^2_c (Chi-cuadrado calculado) es mayor que el valor límite dado por $\chi^2_{\nu, 1-\alpha}$ (Chi-cuadrado teórico), siendo $\nu = m - p - 1$, donde p es el número de parámetros utilizados en la distribución evaluada y $1 - \alpha$ es el nivel de significancia, que será considerado como un 95 % para este estudio.

Una vez establecidos los valores de caudal medio para la Estación Base, se analizará la cercanía de esta con el punto de descarga; si el punto de análisis (punto de descarga del efluente de las PTAS) no cuenta con estaciones fluviométricas lo suficientemente cercanas (menos de 5 [km] de distancia), se aplicará el método de trasposición de caudales descrito en la ecuación (9)

$$\frac{Q_{pc}}{A_{pc} \cdot P_{pc}} = \frac{Q_{eb}}{A_{eb} \cdot P_{eb}} \quad (9)$$

Donde: Q_{pc} : caudal en el punto de control, Q_{eb} : caudal en la estación base, A_{pc} : Área pluvial de la cuenca definida por el punto de control, A_{eb} : área pluvial de la cuenca definida por la ubicación de la estación base, P_{pc} : precipitación media de la cuenca del punto de control, P_{eb} : precipitación media de la cuenca de la estación base. Los puntos de estación base, serán puntos donde se encuentren estaciones fluviométricas, los puntos de control será el punto de descarga de la PTAS en estudio.

Para calcular el caudal en el punto de control con el método de transposición, se requiere conocer el área y precipitación media para cada cuenca involucrada en el análisis. Para esto se recurre al software QGis y sus herramientas para la delimitación y cálculo de área de cuencas hidrográficas en base a Modelos de Elevación Digital (DEM, por sus siglas en inglés, “Digital Elevation Model”). Los archivos DEM serán obtenidos de la página web <https://earthdata.nasa.gov/>, y se descargarán las imágenes captadas por el “Shuttle Radar Topography Mission Global 1 Arc second V001”, de la “National Aeronautics and Space Administration” (NASA) de Estados Unidos. Las cuencas serán generadas con las herramientas del complemento GRASS del software QGis (r.watershed y r.water.outlet) y el área será obtenida con las herramientas de geometría de QGis. Para el cálculo de la precipitación media en las cuencas se usará el “Mapa de Isoyetas de Chile”, actualizado en el año 2017, por la DGA y disponible como archivo digital del tipo .shp en la mapoteca digital en la página web de dicha entidad.

Conociendo el área de la cuenca aportante, y las Isoyetas que la cruzan, la precipitación media se obtendrá con la ecuación (10)

$$P_{med} = \frac{1}{A_T} \cdot \sum P_i \cdot A_i \quad (10)$$

Donde: P_i , es la precipitación media entre dos isoyetas consecutivas; A_i , es el área entre isoyetas consecutivas, y A_T , es el área total de la cuenca.

La metodología para la estimación de caudales medios planteada en este estudio se basa en la metodología aplicada en el informe: “*Análisis de Caudales Superficiales en las cuencas hidrográficas de los ríos Aconcagua y Rapel*”, realizada por Adantia, para el Ministerio del Medio Ambiente, en el año 2014.

5.3. Modelo de Oxígeno Disuelto

Para estimar el nivel de afectación de los cuerpos receptores después de la descarga de contaminantes, se implementará el modelo teórico simplificado de oxígeno disuelto formulado por Streeter & Phelps (1925). Dicho modelo, requiere conocer el caudal medio, las condiciones iniciales de concentración de OD, DBO y la temperatura media, tanto en los cuerpos receptores, como en el efluente vertido por las plantas de tratamiento, para conocer las características iniciales de la mezcla y estimar las constantes del modelo.

5.3.1 Parámetros del cuerpo receptor

Dadas las características del modelo de Streeter & Phelps y variabilidad de los parámetros involucrados, se espera que la condición más desfavorable para los niveles de OD en el río se presenten al existir un menor caudal y una mayor temperatura del agua en el río. Siendo así, el caudal del cuerpo receptor a considerar corresponde al menor caudal medio con 95% de probabilidad de excedencia (periodo de retorno de 1 año) del análisis estadístico de caudales medios mensuales de los cuerpos receptores, el cual, dada la característica pluvial de los ríos se espera ocurra en época estival y/o al final del año hidrológico.

En cuanto al valor de la temperatura media en el cuerpo receptor, será obtenida como el promedio de la época de verano para los 8 años de registro en los monitoreos del cuerpo receptor.

La información respecto a las concentraciones de OD, DBO y la temperatura media del agua en el río, será obtenida del registro de las muestras el monitoreo del cuerpo receptor, asociadas al cumplimiento de las Resoluciones de Calificación Ambiental (RCA) de cada planta de tratamiento. Los resultados de estos monitoreos son de carácter público y están disponibles en los “*Informes de Seguimiento Ambiental – Monitoreo Cuerpo Receptor*” (Aguas Araucanía, 2012 – 2019) publicados en la página web del Sistema Nacional de Información de Fiscalización Ambiental (SNIFA). Las muestras para el monitoreo son medidas de forma mensual 20 [m] aguas arriba del punto de descarga de los efluentes de las PTAS

y 100 [m] aguas abajo de dicho punto, y cuentan con información de DBO₅, OD, Temperatura, SST, Nitrógeno, Fosforo, Coliformes Fecales, entre otros parámetros

Como el modelo requiere del valor de DBO (Demanda Bioquímica de Oxígeno última) y los datos disponibles usualmente se presentan según la práctica estándar de medición de DBO a los 5 días (DBO₅), se extrapolará el valor de DBO última según la ecuación (11) propuesta por Thomann y Mueller (1987).

$$DBO = \frac{DBO_5}{1 - e^{-5 \cdot K_d}} \quad (11)$$

Donde: DBO₅, es la demanda de oxígeno consumida por los microorganismos durante los primeros 5 días de biodegradación y K_d es la constante de descomposición de la DBO. La elección del valor de esta constante se hará en función del caudal medio mensual adoptado para la simulación, según se explica en el apartado 5.3.2.

Por otro lado, para estimar el valor del Oxígeno de Saturación del cuerpo receptor (OD_s) se usará la ecuación (12) propuesta por Elmore y Hayes (1960), la cual es frecuentemente utilizada en los modelos de calidad de agua. (Cox, 2003)

$$OD_s = 14.652 - (0.41022 \cdot T) + (0.007991 \cdot T^2) - (7.7774 \cdot 10^{-5} \cdot T^3) \quad (12)$$

Donde: T , es la temperatura del agua en grados Celsius.

5.3.2 Constantes de desoxigenación y aireación

En cuanto a la constante de desoxigenación (K_d), se calculará según la ecuación (5) cuando el caudal del cuerpo receptor a evaluar en el modelo sea menor a 23 [m³/s], y, se adoptará el valor de 0.4 [día⁻¹] para los caudales superiores. Al escaparse de los alcances de este estudio la calibración de las constantes del modelo teórico, se realizará un análisis de sensibilidad de la respuesta del modelo ante distintos valores de constante de aireación (K_a); se adoptará un rango de valores que abarque las constantes típicamente observadas para “Grandes ríos de corriente lenta” a “Rápidos” según la información de la Tabla 4. Se evaluarán tres valores: 0.4[día⁻¹], 0.6[día⁻¹] y 0.9[día⁻¹]

Cabe destacar que las constantes mencionadas están asociadas a temperaturas de 20°C, por lo que se ajustarán los valores de las constantes según las temperaturas calculadas para la mezcla. El ajuste de las constantes se hará con la ecuación (13)

$$K_T = K_{20} \cdot \theta^{(T-20)} \quad (13)$$

Donde: K_{20} , es la constante a 20°C y T , es la temperatura a la que se quiere llevar la constante en grados Celsius. El valor típicamente usado de θ para la constante de desoxigenación es 1.047, mientras que el valor típico de θ para la constante de aireación es 1.024. (Masters et al., 2008)

Con la ecuación (13) se obtendrán los valores de las constantes de aireación y desoxigenación según la temperatura media de la mezcla entre el caudal del cuerpo receptor y el caudal vertido.

5.3.3 Parámetros del efluente vertido

El modelo de OD requiere como dato de entrada el valor medio de caudal vertido y concentración de DBO y OD presente en dicho caudal, valores que serán obtenidos a partir del análisis de la información operacional de las plantas de tratamiento, descrito en el apartado 5.3.1. Como se mencionó, se evaluarán los promedios históricos de caudal vertido y concentración de DBO y SST diferenciando la época de invierno y verano.

Se espera una condición más desfavorable del modelo de OD al existir una mayor concentración de DBO en el efluente vertido por las PTAS, la cual se espera ocurra en época de verano, donde existe una menor infiltración de aguas lluvias en la red de alcantarillado y por ende una menor dilución del afluente a las plantas. Siendo así, los valores de caudal vertido y concentración de DBO a considerar en el modelo

serán los promedios obtenidos para la época estival en cada planta de tratamiento. El nivel de OD será considerado nulo.

5.3.4 Parámetros de la mezcla

Las concentraciones iniciales de DBO (L_0) y OD (OD_0) de la mezcla vertido de las PTAS más el caudal del río se obtendrán a través de un balance de masa sencillo, en función de las condiciones del cuerpo receptor y de las características del efluente como se muestra en las ecuaciones (14) y (15)

$$L_0 = (Q_{CR} \cdot L_{CR} + Q_{EF} \cdot L_{EF}) / (Q_{CR} + Q_{EF}) \quad (14)$$

$$OD_0 = (Q_{CR} \cdot OD_{CR} + Q_{EF} \cdot OD_{EF}) / (Q_{CR} + Q_{EF}) \quad (15)$$

Donde los subíndices *CR* y *EF* indican: “Cuerpo Receptor” y “Efluente” respectivamente. La letra *Q* representará el caudal, la letra *L* representa la concentración de DBO en [mg/L] y las letras *OD* representan la concentración de oxígeno disuelto en [mg/L]

Además, se obtendrá la temperatura de la mezcla (T_M), para estimar el ajuste a las constantes de aireación y desoxigenación, según la ecuación (16)

$$T_M = (Q_{CR} \cdot T_{CR} + Q_{EF} \cdot T_{EF}) / (Q_{CR} + Q_{EF}) \quad (16)$$

Donde la letra *T* representa la temperatura en °C

5.3.5 Escenarios simulados

Aparte de las condiciones descritas anteriormente, se analizarán dos escenarios adicionales:

En primer lugar, se evaluará como mejora teóricamente el nivel de oxígeno disuelto en el río si se restringe la concentración de contaminantes a la condición más restrictiva del D.S N°90/2000, es decir, con una concentración máxima de DBO₅ de 35 [mg/L] manteniendo el valor medio de caudal vertido en época de verano.

En segundo lugar, se evaluará la condición de caudal crítico en el río, considerando el menor valor del caudal de dilución informado por la DGA, para evaluar cómo cambia la concentración de OD ante una condición extrema en el cuerpo receptor.

5.3.6 Análisis espacial y representatividad del modelo

Para el análisis espacial del modelo de OD, a modo referencial y dado que no se cuenta con un registro actual, se asumirá un valor de velocidad del flujo en el cuerpo receptor igual al registrado en las Declaraciones de Impacto Ambiental (DIA) de las plantas de tratamiento. Dicho valor de velocidad está registrado en el “Anexo Estudio Curso Receptor” de cada DIA. Estos informes fueron elaborados en el año 2004 por la empresa consultora GSI Ingeniería para Aguas Araucanía y se encuentran disponibles en la página web del Servicio de Evaluación de Impacto Ambiental (SEIA).

Por otro lado, el análisis espacial requiere evaluar hasta qué punto el modelo tiene validez, por lo que se deben cuantificar los puntos de confluencia de cada cuerpo receptor con otros ríos importantes, en términos de caudal aportante. La identificación de estos puntos se hará a través de las imágenes satelitales del software *Google Earth* con la superposición de la información de la “Red hídrica nacional”, disponible en la mapoteca digital de la página web de la DGA.

5.4. Información de las actividades antropogénicas de los ríos estudiados

Se usará información territorial que permita caracterizar las actividades humanas en los ríos en estudio. Esta información será obtenida a partir de infraestructura de datos geoespaciales disponible en la página web del “Catálogo Nacional de Información Geoespacial”, (<http://www.ide.cl/>).

En particular, se superpondrá una capa con información geográfica que identifica los puntos de descarga de las PTAS en estudio y el trazado de los ríos involucrados, con las siguientes capas:

- Redes de Agua Potable Rural (APR) en la región de La Araucanía: información publicada por la Gobernación Regional de la Araucanía, que detalla la cobertura de APR a julio del 2020. Esta información será estudiada con el fin de identificar las redes de agua potable aledañas a la rivera de los ríos en estudio.
- Localización de puntos de descargas de Plantas de Tratamiento de Aguas Servidas: publicado por la SISS en el año 2017. Esta información será estudiada con el fin de identificar eventuales influencias de las plantas de tratamiento de aguas servidas que no fueron analizadas en este estudio.
- Zonas de Interés Turístico (ZOIT): publicada en 2020 por el Servicio Nacional del Turismo (SERNATUR), la cual cuenta con un catastro de territorios comunales o intercomunales, que tengan condiciones especiales para la atracción turística y que requieran de medidas de conservación. Esta información será analizada con el objetivo de identificar zonas en las que es más probable que existan actividades recreacionales que podrían involucrar el contacto directo.
- Destinos turísticos: publicada en el año 2014 por el SERNATUR, delimita un espacio geográfico conformado por un conjunto de atractivos turísticos naturales, culturales; servicios turísticos; equipamiento e infraestructura complementarios; condiciones de accesibilidad; imagen; recursos humanos e identidad local, que motivan el desplazamiento de turistas y el desarrollo de actividades turísticas. Al igual que la capa anterior, esta información será analizada con el objetivo de identificar zonas en las que es más probable que existan actividades recreacionales con contacto directo (balnearios).
- Piscicultura y Hatcherys: publicada en el año 2018 por el Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura, incluye la distribución geográfica a nivel nacional de los centros de cultivo de recursos hidrobiológicos, ubicados en terreno privado, con inscripción vigente en el Registro Nacional de Acuicultura (RNA)

Guía de pesca recreativa de la región de La Araucanía: elaborada por el Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura (SERNAPESCA) en el año 2012. Esta guía contiene un mapa con el detalle de las zonas de pesca recreativa de la región e informa respecto a las especies

6. Aplicación y resultados del modelo

6.1. Análisis información operacional y fiscalización de las plantas en estudio.

En base al análisis de la información operacional de las PTAS, disponible desde enero del año 2012 a agosto del 2020, se estimó el porcentaje de remoción de materia orgánica, cuantificada a través de la demanda bioquímica de oxígeno (DBO), y el porcentaje de remoción de Sólidos Suspendidos Totales (SST). Estos valores, se obtuvieron como la diferencia porcentual entre las concentraciones del caudal de entrada y de salida de cada PTAS

La Tabla 6-1 muestra los porcentajes de remoción a nivel anual, verano e invierno. La época de verano se definió entre los meses de diciembre a marzo, y la época de invierno se definió entre los meses de mayo a agosto.

Por otro lado, de los informes operacionales, se obtuvo la estadística del caudal vertido, y, los niveles de DBO₅ y SST presentes en dicho caudal. De forma análoga al procedimiento anterior, se obtuvieron los valores de promedio histórico anual, verano e invierno de los mencionados registros. Los resultados se muestran en la Tabla 6-2.

Tabla 6-1. Promedio anual, verano e invierno, del porcentaje de remoción de DBO y SST de las PTAS en estudio – Periodo de análisis: 01/2012 a 08/2020.

	Collipulli		Curacautín		Lautaro		Villarrica		Nueva Imperial		Carahue	
	DBO	SST	DBO	SST	DBO	SST	DBO	SST	DBO	SST	DBO	SST
Anual	58%	50%	49%	55%	53%	55%	43%	43%	42%	56%	53%	55%
Verano	44%	49%	35%	62%	43%	55%	34%	41%	39%	51%	48%	59%
Invierno	67%	51%	58%	52%	61%	57%	51%	45%	45%	58%	61%	54%

Fuente: Elaboración Propia.

Tabla 6-2 Promedio anual, verano e invierno del caudal vertido, concentración de DBO₅ y concentración SST en la salida de las PTAS en estudio – Periodo análisis: 01/2012 a 08/2020.

	Collipulli			Curacautín			Lautaro		
	Q	DBO ₅	SST	Q	DBO ₅	SST	Q	DBO ₅	SST
	[m ³ /día]	[mg/L]	[mg/L]	[m ³ /día]	[mg/L]	[mg/L]	[m ³ /día]	[mg/L]	[mg/L]
Anual	4595.2	84.7	53.9	4025.6	102.5	53.9	6954.1	86.6	51.2
Verano	3759.9	133.9	63.4	2645.4	154.5	67.7	4930.9	135.1	60.7
Invierno	5583.2	44.5	41.6	5523.9	58.6	38.7	8869.9	47.9	38.5

	Villarrica			Nueva Imperial			Carahue		
	Q	DBO ₅	SST	Q	DBO ₅	SST	Q	DBO ₅	SST
	[m ³ /día]	[mg/L]	[mg/L]	[m ³ /día]	[mg/L]	[mg/L]	[m ³ /día]	[mg/L]	[mg/L]
Anual	10807.7	83.5	61.4	4679.2	124.6	62.3	2496.0	94.0	73.2
Verano	8789.5	124.1	78.1	3483.6	170.2	81.5	2005.9	123.3	84.6
Invierno	13451.1	51.4	47.7	6040.7	81.8	45.9	3044.3	65.4	61.2

Fuente: Elaboración Propia.

Se obtuvo el porcentaje de cumplimiento en el tiempo de la normativa. La Tabla 6-3 indica el número de meses fiscalizados, el número de meses en que la norma se ha cumplido y el porcentaje de cumplimiento de las 6 localidades estudiadas. Cabe destacar, que el monitoreo del efluente de estas plantas involucra dos muestras mensuales, acorde a las exigencias del D.S N°90/2000.

Tabla 6-3. Porcentaje de cumplimiento de la normativa asociada a la descarga de contaminantes líquidos a cuerpos de agua fluviales (D.S N°90/2000), periodo enero 2012 a septiembre 2020.

PTAS	Número meses fiscalizados	Número de meses cumplidos	Porcentaje de cumplimiento
Collipulli	105	102	97%
Curacautín	105	105	100%
Lautaro	105	105	100%
Villarrica	105	102	97%
Nueva Imperial	105	103	98%
Carahue	105	100	95%

Fuente: Elaboración Propia.

En las Tablas 6-1 se observa que el porcentaje de remoción de materia orgánica (DBO) es superior en invierno respecto al verano en todas las PTAS analizadas, con un promedio grupal 57% de remoción en invierno y un 40% en verano. Mientras que el porcentaje de remoción de SST es más homogéneo independiente de la época del año en que se evalúe, el promedio grupal ronda el 52%.

En la Tabla 6-2 los datos indican diferencias estacionales respecto al caudal vertido y los niveles de concentración de contaminantes en dicho caudal. En época estival se observa un menor caudal efluente respecto al invierno, pero una mayor concentración tanto de DBO como de SST. Esto se explica debido a la infiltración de aguas lluvias en los sistemas de alcantarillado en invierno; la incorporación de estas aguas provoca un aumento del caudal afluente a las PTAS y además genera la dilución de este, disminuyendo las concentraciones de contaminantes presentes en el agua residual. Por otro lado, es posible identificar que los niveles de concentración promedio DBO₅ y SST en época de verano, se encuentran prácticamente un 50% por debajo del límite máximo permitido (300 [mg/L]).

6.2. Análisis estadístico del caudal medio en los cuerpos receptores

Para la estimación de los caudales medios en los cuerpos receptores se evaluó el registro de caudales medios mensuales de la estación fluviométrica más cercana al punto de descarga, denominadas “Estacione Base”. Para el relleno de datos de las estaciones base se seleccionaron estaciones que presentaran un buen número de datos en el periodo comprendido entre el año 2000 a 2019.

En total se catastró la información de 13 estaciones fluviométricas. La Tabla 6-4 indica el nombre, código y coordenadas de las estaciones de interés, y además señala con un asterisco (*) las estaciones base.

Tabla 6-4. Datos de las estaciones fluviométricas de interés

Estación	Código BNA	Estado	Coordenadas UTM	
			Este [m]	Sur [m]
Río Traiguén en Victoria	09104001-8	Vigente	734400	5765156
Río Quino en Longitudinal	09106001-9	Vigente	730715	5756846
Río Blanco en Curacautín*	09122002-4	Vigente	249774	5739776
Río Cautín en Rari Ruca	09123001-1	Vigente	760965	5742237
Río Muco en Puente Muco	09127001-3	Vigente	727105	5723721
Río Cholchol en Cholchol*	09116001-3	Vigente	687429	5724558
Río Cautín en Almagro*	09140001-4	Vigente	677810	5705709
Río Cautín en Cajón*	09129002-2	Vigente	717215	5715037
Río Allipén en los Laureles	09404001-9	Vigente	739858	5678764
Río Toltén en Teodoro Schmidt	09437002-7	Vigente	665981	5679884
Río Toltén en Villarrica*	09420001-6	Vigente	738768	5649485
Río Mininco en Longitudinal	08343001-K	Vigente	729380	5806157
Río Malleco en Collipulli*	08351001-3	Vigente	725267	5794997

Fuente: Elaboración Propia.

La Figura 6-1 muestra la ubicación de las estaciones y los puntos de descarga de las 6 localidades.

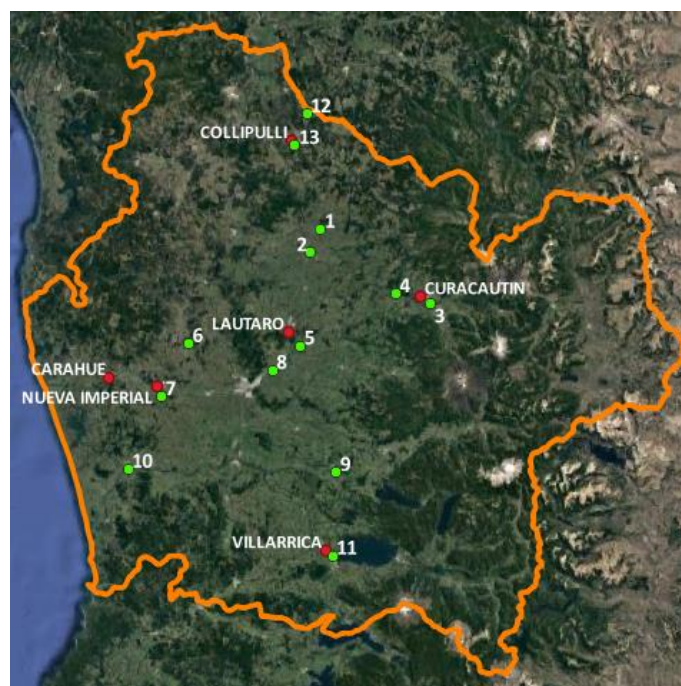


Figura 6-1. Mapa de la región de La Araucanía con la ubicación de los puntos de descarga de las PTAS (rojo) y las estaciones fluviométricas de interés (verde). Fuente: Elaboración Propia.

En la Figura 6-1, el número (1) simboliza la ubicación de la estación “Río Traiguén en Victoria”, (2) “Río Quino en Longitudinal”, (3) “Río Blanco en Curacautín”, (4) “Río Cautín en Rari Ruca”, (5) “Río Muco en Puente Muco”, (6) “Río Cholchol en Cholchol”, (7) “Río Cautín en Almagro”, (8) “Río Cautín en Cajón”, (9) “Río Allipén en los Laureles”, (10) “Río Toltén en Teodoro Schmidt”, (11) “Río Toltén en Villarrica”, (12) “Río Mininco en Longitudinal”, (13) “Río Malleco en Collipulli”.

6.2.1 Río Malleco – PTAS Collipulli

El análisis de caudales medios del río Malleco en el punto de descarga de la PTAS de Collipulli, se realizó con la información de la estación fluviométrica “Río Malleco en Collipulli” como estación base. Dicha estación cuenta con una buena cantidad de datos (85% del periodo en estudio), y requirió del relleno del porcentaje faltante.

Para el relleno de datos se evaluaron las correlaciones con las estaciones: “Río Cautín en Rari-Ruca”, “Río Mininco en Longitudinal”, “Río Traiguén en Victoria” y “Río Quino en Longitudinal”. Las mejores correlaciones se generaron con la estación “Río Cautín en Rari-Ruca” (R.C.R.R) y son mostradas en la Tabla A3 del anexo. Los estadígrafos de los datos rellenos se presentan en la Tabla A4 del anexo, que muestra: número de datos, valor máximo y mínimo de caudal medio registrado, y también el promedio y desviación estándar de cada mes.

Con los datos completados, se realizó el análisis de frecuencia para los distintos modelos de distribución mencionados en la metodología. La selección de la distribución con mejor ajuste para cada mes se hizo en base a la prueba Chi-Cuadrado. La Tabla 6-5 muestra el caudal medio mensual con probabilidad de excedencia del 95% y el modelo de distribución que mejor ajustó para cada mes. En la Figura A1 del anexo, se muestra la curva de variación estacional obtenida para la estación, que corrobora el régimen pluvial del río.

Debido a que la estación se encuentra a aproximadamente 3 [km] de distancia del punto de descarga de la planta de tratamiento de aguas servidas, se desestimó el procedimiento de transposición de caudales, ya que se considera que análisis en el punto de la estación fluviométrica es lo suficientemente representativo.

Tabla 6-5. Caudal medio mensual con 95% de probabilidad de excedencia en [m³/s] para la estación fluviométrica río Malleco en Collipulli y distribución de probabilidad con mejor ajuste.

	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sept	Oct	Nov	Dic
Q 95% PE	2.23	2.34	1.96	1.93	3.80	14.05	9.77	12.94	18.04	14.00	6.44	5.82
Distribución	G	L-N	G	L-N	L-N	G	L-N	N	L-N	L-P	L-N	L-N

Fuente: Elaboración Propia

La Tabla 6-6 muestra el caudal disponible para la dilución (en metros cúbicos por segundo) en el punto de descarga de la PTAS Collipulli, informado por la DGA a la sanitaria Aguas Araucanía.

Tabla 6-6. Caudal disponible para la dilución del cuerpo receptor de la PTAS Collipulli.

	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sept	Oct	Nov	Dic
Q dil. DGA	0.82	0.82	0.82	0.82	0.82	0.82	0.82	0.82	0.82	0.82	0.82	0.82

Fuente: Elaboración propia.

Según los resultados mostrados en la Tabla 6-5, los menores caudales ocurren en los meses de marzo y abril, con un valor de 1.93 [m³/s] en este último mes. Por otro lado, se observa que el caudal de dilución informado por la DGA a la empresa sanitaria corresponder aproximadamente a un 43% del menor caudal medio mensual con periodo de retorno de 1 año.

6.2.2 Río Blanco – PTAS Curacautín

El análisis del caudal medio del Río Blanco en el punto de descarga de la PTAS de Curacautín se hizo considerando como estación base la estación fluviométrica “Río Blanco en Curacautín”. Dicha estación cuenta con un 89.2% de registros para el periodo en estudio. El porcentaje faltante fue completado

evaluando las correlaciones existentes con las estaciones: “Río Cautín en Rari-Ruca”, “Río Cautín en Cajón”, “Río Muco en Puente Muco” y “Río Quino en Longitudinal”. Las mejores correlaciones se generaron con la estación “Río Cautín en Rari-Ruca” (R.C.R.R) y “Río Cautín en Cajón” (R.C.C), y se informan en la Tabla A5 del anexo. Los estadígrafos de los datos rellenos se presentan en la Tabla A6 del anexo.

Siguiendo el mismo procedimiento anterior, se realizó el análisis de frecuencias para cada modelo de distribución y se aplicó la prueba Chi-Cuadrado para definir la distribución con mejor ajuste. La Tabla 6-7 muestra el caudal medio mensual con una probabilidad de excedencia del 95% y detalla el modelo de distribución que mejor ajustó para cada mes. La Figura A2 del anexo, muestra la curva de variación estacional obtenida para la estación.

Debido a que la estación se encuentra a aproximadamente 4 [km] de distancia del punto de descarga de la PTAS se considera que análisis en el punto de la estación fluviométrica es lo suficientemente representativo y no se realiza trasposición de caudales.

Tabla 6-7. Caudal medio mensual con 95% de probabilidad de excedencia en [m³/s] para la estación fluviométrica río Blanco en Curacautín y distribución de probabilidad con mejor ajuste

	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sept	Oct	Nov	Dic
Q 95% PE	1.80	1.24	1.05	0.95	1.79	5.59	8.00	8.27	5.22	4.64	3.31	1.83
Distribución	G	L-N	G	L-N	L-N	G	L-N	N	L-N	L-P	L-N	L-N

Fuente: Elaboración Propia.

La Tabla 6-8 muestra el caudal disponible para la dilución (en metros cúbicos por segundo) en el punto de descarga de la PTAS Curacautín, informado por la DGA a la sanitaria Aguas Araucanía.

Tabla 6-8. Caudal disponible para la dilución del cuerpo receptor de la PTAS Curacautín.

	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sept	Oct	Nov	Dic
Q dil. DGA	0.38	0.38	0.38	0.38	0.38	0.38	0.38	0.38	0.38	0.38	0.38	0.38

Fuente: Elaboración Propia.

Según los resultados mostrados en la Tabla 6-7 el menor caudal se observa en el mes de abril, con un valor de 0.95 [m³/s]. Por otro lado, se observa que el caudal disponible para la dilución representa un 40% del menor caudal medio mensual para una probabilidad de excedencia del 95%.

6.2.3 Río Cautín – PTAS Lautaro

Para el análisis del caudal medio mensual del Río Cautín en el punto de descarga de la PTAS de Lautaro se cuenta con la información de la estación fluviométrica “Río Cautín en Cajón” como estación base, dicha estación cuenta con un 100% de registros para el periodo en estudio, por lo que no requirió relleno de datos faltantes. La Tabla A7 del anexo muestra los estadígrafos de los datos.

La Tabla 6-9 muestra el caudal medio mensual con 95% de probabilidad de excedencia y la distribución de probabilidad que mejor ajustó para cada mes en el registro de caudales de la estación fluviométrica río Cautín en Cajón. La Figura A3 del anexo muestra la curva de variación estacional obtenida para la estación.

Tabla 6-9. Caudal medio mensual con 95% de probabilidad de excedencia en [m³/s] para la estación fluviométrica Río Cautín en Cajón y distribución de probabilidad con mejor ajuste.

	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sept	Oct	Nov	Dic
Q95%PE	25.97	20.99	19.80	22.81	33.08	78.51	147.88	134.02	100.02	74.70	53.83	43.14
Distribución	G	G	N	L-N	L-N	G	L-P	N	N	L-N	L-N	L-N

Fuente: Elaboración Propia.

Debido a que la estación río Cautín en Cajón se encuentra aproximadamente a 20 [km] aguas abajo del punto de descarga de la PTAS Lautaro se aplicó el método de transposición de caudales. El área de la cuenca con punto de salida en la estación base y su precipitación media son $A_{eb} = 5538 [km^2]$ y $P_{eb} = 2271 [mm]$ respectivamente. Mientras que el área y precipitación media de la cuenca con punto de salida en el punto de descarga de la PTAS Lautaro son $A_{pc} = 1288 [km^2]$ y $P_{pc} = 3149 [mm]$.

Las cuencas fueron obtenidas con las herramientas r.watershed y r.water.outlet en el software QGIS y el área de cada una se calculó con las herramientas de geometría. La precipitación media se obtuvo a partir de la superposición de los polígonos de las cuencas y el archivo digital del “Mapa de Isoyetas de Chile”. El detalle de las cuencas generadas para los puntos de estación base y punto de control, y, las isoyetas que las cruzan se muestran en la Figura A4 del anexo.

Con la ecuación (9) se obtienen los caudales medios mensuales punto de descarga de la PTAS Lautaro. Los resultados se muestran en la Tabla 6-10.

Tabla 6-10. Caudal medio mensual con 95% de probabilidad de excedencia en [m³/s] en el punto de descarga de la PTAS Lautaro obtenido con trasposición de caudales.

	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sept	Oct	Nov	Dic
Q95%PE	18.84	15.23	14.37	16.55	24.00	56.97	107.31	97.25	72.58	54.20	39.07	31.30

Fuente: Elaboración Propia.

La Tabla 6-11 muestra el caudal disponible para la dilución (en metros cúbicos por segundo) en el punto de descarga de la PTAS Lautaro, informado por la DGA a la sanitaria Aguas Araucanía.

Tabla 6-11. Caudal disponible para la dilución en el punto de descarga de la PTAS Lautaro.

	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sept	Oct	Nov	Dic
Q dil. DGA	6.93	7.26	8.46	11.30	5.63	22.54	22.54	22.54	22.54	22.54	22.54	7.43

Fuente: Elaboración Propia.

Según los resultados mostrados en la Tabla 6-10 el menor caudal se observa en el mes de marzo, con un valor de 14.37 [m³/s] para un 95% de probabilidad de excedencia. El caudal disponible para la dilución en el punto de descarga de la PTAS es variable mes a mes, el menor valor ocurre en el mes de mayo con 5.63 [m³/s].

6.2.4 Río Toltén – PTAS Villarrica

Para el análisis de caudales medios en el Río Toltén en el punto de descarga de la PTAS de Villarrica se cuenta con la información de la estación fluviométrica “Río Toltén en Villarrica”, dicha estación cuenta con un 94.2% de registros para el periodo en estudio. El porcentaje faltante fue completado evaluando las correlaciones existentes con las estaciones: “Río Toltén en Teodoro Smith”, “Río Cautín en Cajón”, “Río Allipén en Los Laureles” y “Río Cautín en Almagro”. Las mejores correlaciones se dieron con la estación “Río Toltén en Teodoro Smith” (R.T.T.S) y son mostradas en la Tabla A8 del anexo. Los estadígrafos de los datos rellenados se presentan en la Tabla A9 del anexo

La Tabla 6-12 muestra el caudal medio mensual con una probabilidad de excedencia del 95% y el modelo de distribución que mejor ajustó para cada mes. En la Figura A4 del anexo, se muestra la curva de variación estacional obtenida para la estación.

Debido a que la estación río Toltén en Villarrica se encuentra a aproximadamente 3.5 [km] de distancia del punto de descarga de la PTAS Villarrica, se consideró que los valores de caudales obtenidos son lo suficientemente representativos y no se aplicó la trasposición de caudales.

Tabla 6-12. Caudal medio mensual con 95% de probabilidad de excedencia en [m³/s] para la estación fluviométrica Río Toltén en Villarrica y distribución de probabilidad que mejor ajustó.

	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sept	Oct	Nov	Dic
Q95%PE	96.79	91.32	86.05	74.74	104.66	145.49	196.52	235.07	232.60	212.91	159.79	136.36
Distribución	L-N	G	G	G	L-N	L-N	L-N	G	L-P	L-P	L-N	L-P

Fuente: Elaboración Propia.

La Tabla 6-13 muestra el caudal disponible para la dilución (en metros cúbicos por segundo) en el punto de descarga de la PTAS Villarrica, informado por la DGA a la sanitaria Aguas Araucanía.

Tabla 6-13. Caudal disponible para la dilución en el punto de descarga de la PTAS Villarrica.

	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sept	Oct	Nov	Dic
Q dil. DGA	25.35	25.35	25.35	25.35	25.35	25.35	25.35	25.35	25.35	25.35	25.35	25.35

Fuente: Elaboración Propia.

Según los resultados mostrados en la Tabla 6-12 el menor caudal se observa en el mes de abril, con un valor de 74.74 [m³/s] para un 95% de probabilidad de excedencia. Se aprecia, además, que el caudal de dilución informado por la DGA representa un 31% del menor caudal medio mensual.

6.2.5 Río Cholchol – PTAS Nueva Imperial

El análisis de caudales medios en el Río Cholchol en el punto de descarga de la PTAS de Nueva Imperial se hizo considerando como estación base la estación fluviométrica “Río Cholchol en Cholchol”. Dicha estación cuenta con un 98.3% de registros para el periodo en estudio, el porcentaje faltante fue completado evaluando las correlaciones existentes con las estaciones: “Río Toltén en Teodoro Smith”, “Río Cautín en Cajón”, “Río Muco en Puente Muco” y “Río Cautín en Almagro”. Las mejores correlaciones son mostradas en la Tabla A10 del anexo. Los estadígrafos de los datos rellenados se presentan en la Tabla A11 del anexo

La Tabla 6-14 muestra el caudal medio mensual para un 95% de probabilidad de excedencia y el modelo de distribución que mejor ajusto para cada mes. La Figura A5 del anexo muestra la curva de variación estacional obtenida para la estación en análisis.

Tabla 6-14. Caudal medio mensual con 95% de probabilidad de excedencia en [m³/s] para la estación fluviométrica río Cholchol en Cholchol y distribución de probabilidad que mejor ajustó

	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sept	Oct	Nov	Dic
Q95%PE	16.17	15.24	14.79	15.76	15.14	76.71	144.71	136.28	100.94	62.62	24.01	21.50
Distribución	G	L-N	G	L-N	L-N	G	L-N	N	L-N	L-P	L-N	L-N

Fuente: Elaboración Propia.

Debido a que la estación Río Cholchol en Cholchol se encuentra aproximadamente a 40 [km] aguas arriba del punto de descarga, se aplicó el método de transposición de caudales. El área de la cuenca con punto de salida en la estación base y su precipitación media son $A_{eb} = 5760 [km^2]$ y $P_{eb} = 1264 [mm]$ respectivamente. Mientras que el área y precipitación media de la cuenca con punto de salida en el punto de descarga de la PTAS Cholchol son: $A_{pc} = 5041 [km^2]$ y $P_{pc} = 1264 [mm]$.

Las cuencas fueron obtenidas con las herramientas del complemento GRASS en el software QGIS y el área de los polígonos generados se obtuvo con las herramientas de geometría. La precipitación media se obtuvo a partir de la superposición de los polígonos de las cuencas y el archivo digital del “Mapa de Isoyetas de Chile”. El detalle de las cuencas generadas para los puntos de estación base y punto de control, y las isoyetas que las cruzan se muestran en la Figura A6 del anexo.

Con la ecuación (9) se obtuvieron los caudales medios mensuales en el punto de descarga de la PTAS Nueva Imperial, los cuales se detallan en la Tabla 6-15.

Tabla 6-15. Caudal medio mensual con 95% de probabilidad de excedencia en [m³/s] en el punto de descarga de la PTAS Nueva Imperial obtenido con transposición de caudales

	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sept	Oct	Nov	Dic
Q95%PE	18.02	16.98	16.48	17.57	16.87	85.49	161.27	151.87	112.49	69.79	26.75	23.96

Fuente: Elaboración Propia.

La Tabla 6-16 muestra el caudal disponible para la dilución (en metros cúbicos por segundo) en el punto de descarga de la PTAS Nueva Imperial, informado por la DGA a la sanitaria Aguas Araucanía.

Tabla 6-16. Caudal disponible para dilución en el punto de descarga de la PTAS Nueva Imperial

	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sept	Oct	Nov	Dic
Q dil. DGA	1.39	1.39	1.39	1.39	1.39	1.39	1.39	1.39	1.39	1.39	1.39	1.39

Fuente: Elaboración Propia.

Según los resultados mostrados en la Tabla 6-15 el menor caudal ocurre en el mes de marzo, con un valor de 16.48 [m³/s] para un 95% de probabilidad de excedencia. El caudal disponible para la dilución en el punto de descarga de la PTAS Nueva Imperial, corresponde a 1.39 [m³/s], que representa solo un 8% del menor caudal medio mensual.

6.2.6 Río Imperial – PTAS Carahue

Para el análisis de caudales medios en el Río Imperial en el punto de descarga de la PTAS de Carahue no se cuenta con una estación fluviométrica ubicada en el mismo río, debido a esto se optó por aproximar el caudal en función de los caudales observados en sus dos principales afluentes: río Cholchol y río Cautín.

Con lo anterior, el caudal medio mensual del río Imperial es aproximado como la suma de los caudales medios mensuales traspuestos para el punto de descarga de la PTAS de Nueva Imperial, ubicada a 2 [km] de la confluencia entre el río Cautín y Cholchol (que da origen al río Imperial), y la estación fluviométrica “Río Cautín en Almagro”, ubicada a 5 [km] de dicha confluencia.

El caudal medio mensual para el punto de descarga de la PTAS de Nueva Imperial fue tratado en el apartado 6.2.5.

Por otro lado, para el análisis del caudal medio mensual del río Cautín justo antes de la confluencia con el río Cholchol, se usó la información de la estación “Río Cautín en Almagro”, que cuenta con un 92.9% de registros para el periodo en estudio. El porcentaje faltante fue rellenado evaluando las correlaciones existentes con las estaciones: “Río Toltén en Teodoro Smith”, “Río Cautín en Cajón”, “Río Allipén en Los Laureles” y “Río Toltén en Villarrica”. Las mejores correlaciones se generaron con la estación “Río Cautín en Cajón” (R.C.C) y son mostradas en la Tabla A12 del anexo. Los estadígrafos de los datos rellenos se presentan en la Tabla A13 del anexo

La Tabla 6-17 muestra el caudal medio mensual para una probabilidad de excedencia del 95% y el modelo de distribución que mejor ajustó para cada mes en la estación fluviométrica río Cautín en Almagro. La Figura A6 del anexo muestra la curva de variación estacional obtenida para la estación.

Tabla 6-17. Caudal medio mensual con 95% de probabilidad de excedencia en [m³/s] para la estación fluviométrica río Cautín en Almagro y distribución de probabilidad con mejor ajuste

	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sept	Oct	Nov	Dic
Q95%PE	25.10	19.51	33.57	24.89	54.26	167.91	287.09	243.36	205.06	151.56	78.93	32.88
Distribución	N	N	G	G	L-N	N	L-N	G	L-P	L-P	L-N	G

Fuente: Elaboración Propia.

Luego el caudal aproximado en el punto de confluencia del río Cautín con el río Cholchol se obtiene como la suma del caudal medio mensual traspuesto en el punto de descarga de la PTAS de Nueva Imperial y el caudal medio mensual de la estación “Río Cautín en Almagro”. Los resultados se muestran en la Tabla 6-18.

Tabla 6-18. Caudal medio mensual con 95% de probabilidad de excedencia en [m³/s] en la confluencia del río Cautín y río Cholchol aproximado por la suma de los caudales observados

	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sept	Oct	Nov	Dic
Q95%PE	43.13	36.49	50.05	42.46	71.13	253.39	448.36	395.23	317.55	221.35	105.68	56.84

Fuente Elaboración Propia.

La Tabla 6-19 muestra el caudal disponible para la dilución (en metros cúbicos por segundo) en el punto de descarga de la PTAS Carahue, informado por la DGA a la sanitaria Aguas Araucanía.

Tabla 6-19. Caudal disponible para la dilución en el punto de descarga de la PTAS Carahue.

	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sept	Oct	Nov	Dic
Q dil. DGA	15.7	15.7	15.7	15.7	15.7	15.7	15.7	15.7	15.7	15.7	15.7	15.7

Fuente: Elaboración Propia.

Según los resultados mostrados en la Tabla 6-18 el menor caudal medio aproximado ocurre en el mes de febrero, con un valor de 36.49 [m³/s]. Se aprecia, además, que el caudal disponible para la dilución corresponde a un 43% del menor caudal medio mensual.

6.3. Modelos de oxígeno disuelto

La implementación del modelo de OD Streeter & Phelps en los cuerpos receptores de los efluentes de las plantas de tratamiento, consideró las condiciones más desfavorables en función del análisis de los ítems anteriores.

Se consideraron 3 escenarios de simulación, denominados “Actual”, “Restringido” y “Crítico”. Las variables y supuesto establecidos para cada escenario se detallan a continuación.

El caudal del cuerpo receptor considerado para el escenario “Actual” y “Restringido” fue el menor caudal medio mensual con 95% de probabilidad de excedencia (periodo de retorno de 1 año), determinados en el “*Análisis estadístico del caudal medio mensual*”. Mientras que el caudal del cuerpo receptor considerado para el escenario “Crítico” corresponde al caudal de dilución informado por la DGA.

La temperatura y los niveles de concentración de DBO₅ y OD considerados en los ríos para los 3 escenarios simulados, corresponden al promedio histórico en época de verano, de las muestras medidas mensualmente 20 [m] aguas arriba del punto de descarga de cada planta de tratamiento, en el periodo 2012 a 2019. El oxígeno de saturación de cada cuerpo receptor se obtuvo según la ecuación (12), en función de la temperatura media registrada en época de verano.

En cuanto a la caracterización del efluente vertido por las PTAS, para el escenario “Actual” y “Crítico”, se consideró el caudal vertido, concentración de DBO₅ y temperatura promedio de los meses de verano del periodo 2012 a 2020. Para el escenario “Restringido”, se mantuvo el valor del caudal vertido, pero cambiando la concentración de DBO₅ a 35 [mg/L], es decir la condición más restrictiva del DS N°90/2000. En los 3 escenarios se consideró una concentración de 0 [mg/L] de oxígeno disuelto en el efluente de las PTAS.

Para conocer las condiciones iniciales del modelo, se obtuvieron los valores de concentración de la mezcla “caudal cuerpo receptor más caudal efluente” para los parámetros de DBO₅ y OD según las ecuaciones (14) y (15) respectivamente. Posterior al cálculo de la concentración inicial de DBO₅ en la mezcla, se extrapola el valor obtenido según la ecuación (11) para obtener el valor de DBO última.

Las simulaciones fueron realizadas para tres valores de constante de aireación característica a 20 °C, ($K_{a1} = 0.4$ [día⁻¹], $K_{a2} = 0.6$ [día⁻¹] y $K_{a3} = 0.9$ [día⁻¹]) y fueron ajustadas acorde a la temperatura de la mezcla, con la ecuación (13). La constante de desoxigenación se utilizó con un valor de 0.4 [día⁻¹] cuando el caudal del cuerpo receptor fue mayor a los 23 [m³/s], y se calculó con la ecuación (5) cuando se tenía un caudal menor. Para ambos casos, el valor final de la constante de aireación se ajustó con la ecuación (13).

Para el análisis espacial del impacto, se asumió un valor de velocidad del flujo en el cuerpo receptor igual al registrado en las mediciones realizadas el año 2004 en las Declaraciones de Impacto Ambiental de las PTAS. Adicionalmente, se caracterizaron los ríos de gran caudal afluentes al cuerpo receptor en estudio para establecer la “validez” espacial del modelo de OD.

A continuación, se detalla caso a caso los parámetros adoptados en la implementación del modelo de OD en cada río estudiado.

6.3.1 Río Malleco – PTAS Collipulli

Los datos de entrada al modelo de oxígeno disuelto del río Malleco en el punto de descarga de la PTAS Collipulli se muestran en la Tabla 6-20. Allí se detalla el caudal vertido por la PTAS, el caudal medio del río y las concentraciones de DBO₅ y OD en cada uno para cada escenario simulado. También se informan los resultados obtenidos para las condiciones iniciales de la mezcla.

Tabla 6-20. Datos de entrada para cada escenario simulado en el modelo de OD el río Malleco.

Escenario	PTAS Collipulli			Cuerpo Receptor			Mezcla	
	Q _{EF} [m ³ /s]	DBO ₅ [mg/L]	OD [mg/L]	Q _{CR} [m ³ /s]	DBO ₅ [mg/L]	OD [mg/L]	(L ₀) [mg/L]	(OD ₀) [mg/L]
Actual	0.04	133.9	0.0	1.96	2.7	8.5	5.6	8.3
Restringido	0.04	35.0	0.0	1.96	2.7	8.5	3.3	8.3
Crítico	0.04	133.9	0.0	0.86	2.7	8.5	9.6	8.1

Fuente: Elaboración Propia.

La temperatura promedio del flujo del río Malleco para el periodo 2012 a 2020 en época de verano es de 18.2 [°C], por lo que el oxígeno de saturación teórico es de 9.36 [mg/L]. La temperatura media del caudal efluente de la PTAS de Collipulli es de 18.8 [°C], luego la temperatura de mezcla de 18.2 [°C]. Las constantes de aireación a evaluar fueron ajustadas en función de la temperatura y resultaron ser los siguientes valores: Ka₁ = 0.38 [día⁻¹], Ka₂ = 0.58 [día⁻¹], Ka₃ = 0.86 [día⁻¹]. La constante de desoxigenación, (Kd), se obtuvo a partir de la ecuación (5) ya que el caudal del cuerpo receptor es menor a 23 [m³/s], obteniendo un valor corregido de 1.2 [día⁻¹] para el caudal medio mensual de 1.96 [m³/s] y 1.8[día⁻¹] para el caudal de dilución.

El río Malleco confluye con los ríos Huequén, Rehue y Picoiquén en el sector norte de la comuna de Angol, aproximadamente a 40 [km] desde el punto de descarga. Dada la magnitud de los caudales aportados por estos ríos, el modelo de OD pierde validez después de este punto. La Figura 6-1 detalla con un mapa el punto de confluencia de los ríos y la ubicación de la PTAS Collipulli.

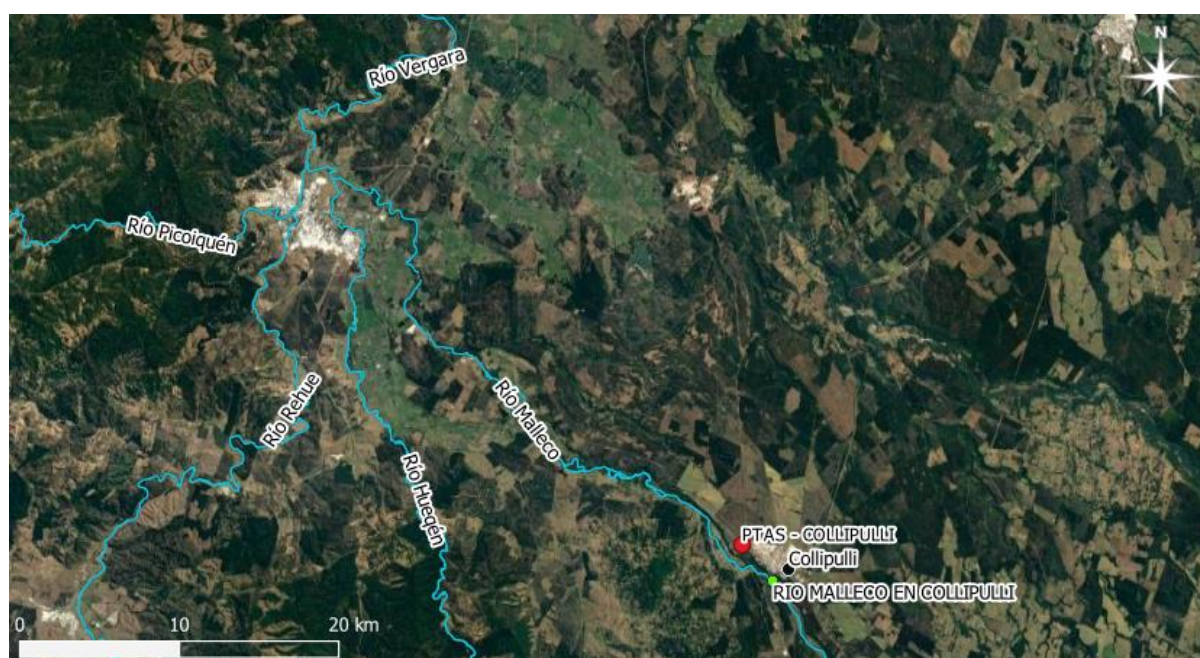


Figura 6-2. Confluencias del río Malleco. Punto descarga PTAS Collipulli (rojo). Estación fluviométrica río Malleco en Collipulli (verde). Fuente: Elaboración Propia.

El Gráfico 6-1 muestra el comportamiento del oxígeno disuelto en el río Malleco. Los resultados se informan en función del tiempo en días (eje inferior) y en función de la distancia en kilómetros (eje superior). En color naranja se muestran los resultados obtenidos para el escenario Actual, mientras que los resultados para el escenario Restringido y Crítico se muestran en color azul y rojo respectivamente. Por otro lado, las curvas que incluyen un cuadrado (■) representan los resultados obtenidos para la constante de aireación Ka_1 , las curvas con círculos (●) representan los resultados obtenidos para la constante de aireación Ka_2 y las curvas con triángulos (▲) representan los resultados para la constante de aireación Ka_3 . Por otro lado, la línea segmentada (- -) indica el valor de oxígeno de saturación del cuerpo receptor, la línea punteada (···) representa el oxígeno disuelto en el cuerpo receptor aguas arriba del vertido y la línea que cruza de forma vertical indica el punto de confluencia con los ríos afluentes al Malleco.

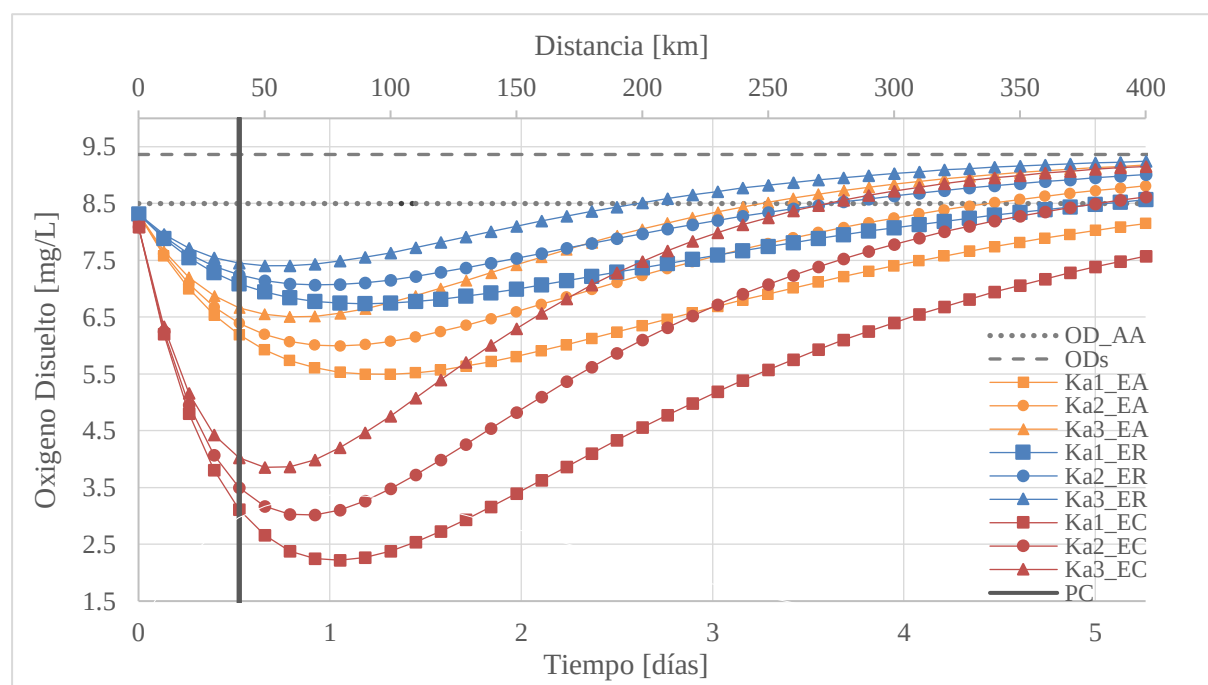


Gráfico 6-1. Comportamiento del OD en el río Malleco después del vertido para los escenarios: Actual (EA), Restringido (ER) y Crítico (EC) y para cada constante de aireación evaluada (Ka_1 , Ka_2 y Ka_3). Se muestra además el punto de confluencia (PC). Fuente: Elaboración Propia.

La Tabla 6-21 compara los niveles de OD en el punto de confluencia (ubicado a 40 [km] del punto de descarga) considerando una velocidad media del flujo de 76 [km/día]

Tabla 6-21. Niveles de OD en el punto de confluencia para cada combinación de escenario y Ka_i

	$Ka_1 = 0.38 \text{ [día}^{-1}\text{]}$	$Ka_2 = 0.58 \text{ [día}^{-1}\text{]}$	$Ka_3 = 0.86 \text{ [día}^{-1}\text{]}$
Escenario	$OD_{PC} \text{ [mg/L]}$	$OD_{PC} \text{ [mg/L]}$	$OD_{PC} \text{ [mg/L]}$
Actual	6.2	6.4	6.7
Restringido	7.1	7.2	7.5
Crítico	3.1	3.5	4.0

Fuente: Elaboración Propia.

La Tabla 6-22 detalla los resultados críticos obtenidos para cada escenario, mostrando el tiempo en que ocurre el déficit crítico (t_c), el oxígeno disuelto en el punto crítico (OD_c) y la distancia a la que ocurre el déficit crítico si se considera una velocidad media del flujo de 76 [km/día].

Tabla 6-22. Comparación de los valores críticos de OD, y el tiempo y distancia a la que ocurren para las distintas combinaciones de escenarios y contantes de aireación evaluadas. Río Malleco

Escenario	$K_{a1} = 0.38 \text{ [día}^{-1}\text{]}$			$K_{a2} = 0.58 \text{ [día}^{-1}\text{]}$			$K_{a3} = 0.86 \text{ [día}^{-1}\text{]}$		
	tc [días]	ODc [mg/L]	Xc [km]	tc [días]	ODc [mg/L]	Xc [km]	tc [días]	ODc [mg/L]	Xc [km]
Actual	1.3	5.5	95.4	1.0	6.0	78.4	0.8	6.5	62.9
Restringido	1.2	6.7	88.9	0.9	7.1	71.6	0.7	7.4	55.8
Critico	1.0	2.2	78.1	0.9	3.0	65.8	0.7	3.8	54.5

Fuente: Elaboración Propia.

Si se analizan los puntos críticos del modelo, informados en la Tabla 6-22, se tiene que para la condición actual de descarga los niveles de oxígeno disuelto en el punto crítico (OD_c) podrían encontrarse del orden de 5.5 [mg/L] en la condición más desfavorable de constante de aireación y 6.5 [mg/L] en la condición más favorable. Por otro lado, se observa una mejora de los niveles de oxígeno disuelto al restringir la descarga de contaminantes a 35 [mg/L], obteniendo un valor mínimo de OD de 6.7 [mg/L] para la constante de aireación más desfavorable y 7,4 [mg/L] para la constante más favorable. La situación es alarmante al evaluar la condición crítica del río Blanco, en que los niveles de OD_c podrían encontrarse del orden de 2.2 [mg/L] en la condición más desfavorable de constante de aireación y 3.8 [mg/L] en la condición más favorable.

Si se analizan los resultados de forma espacial, considerando una velocidad media del flujo de 76 [km/día], en el Gráfico 6-1 se observa que la ubicación en que ocurriría teóricamente el punto crítico es superior en todos los casos al punto de confluencia del río Malleco con los ríos Huequén, Rehue y Picoquén, que se encuentra a 40 [km] aguas abajo del punto de descarga de la PTAS Collipulli.

La Tabla 6-15 detalla los niveles de OD que se obtendrían en el punto de confluencia y se observa que en el escenario actual podrían alcanzarse niveles de OD del orden de 6,2 [mg/L] para la condición más desfavorable y 6.7 [mg/L] para la constante de aireación más favorable. Sin embargo, se observa una mejora significativa en la condición restrictiva en que el nivel mínimo de OD estaría del orden de 7,1 a 7.5 [mg/L]. Por otro lado, se observa que ante una situación de caudal critico en el río, los niveles de OD podrían estar del orden de 3.1 a 4.0 [mg/L] en el punto de confluencia.

En los puntos posterior a la confluencia, no hay certeza de lo que ocurre con los niveles de OD ya que no se cuenta con los datos necesarios para agregar los caudales afluentes al modelo. Sin embargo, preliminarmente se puede establecer una mejora instantánea en los niveles de OD en la mezcla de los ríos, asumiendo que los cuerpos afluentes vienen con niveles de OD por sobre los niveles simulados en el río Malleco.

6.3.2 Río Blanco – PTAS Curacautín

Los datos de entrada al modelo de oxígeno disuelto del río Blanco en el punto de descarga de la PTAS Curacautín se muestran en la Tabla 6-23. Se detalla el caudal vertido por la PTAS, el caudal medio del cuerpo receptor y las concentraciones de DBO_5 y OD en cada caudal para los distintos escenarios simulados. También se informan los resultados obtenidos para las condiciones iniciales de la mezcla.

Tabla 6-23. Datos de entrada para cada escenario simulado en el modelo de OD del río Blanco.

Escenario	PTAS Curacautín			Cuerpo Receptor			Mezcla	
	Q_{EF} [m³/s]	DBO_5 [mg/L]	OD [mg/L]	Q_{CR} [m³/s]	DBO_5 [mg/L]	OD [mg/L]	(L_0) [mg/L]	(OD_0) [mg/L]
Actual	0.03	154.5	0.0	0.95	2.0	9.2	6.8	8.9
Restringido	0.03	35.0	0.0	0.95	2.0	9.2	3.0	8.9
Critico	0.03	154.5	0.0	0.38	2.0	9.2	15.1	8.25

Fuente: Elaboración Propia.

La temperatura promedio histórica del flujo del río Blanco para los años 2012 a 2020 en época de verano es de 15.73 [°C], por lo que el oxígeno de saturación teórico es de 9.87 [mg/L]. La temperatura media del caudal efluente de la PTAS de Curacautín es de 17.0 [°C], luego la temperatura de mezcla de 15.8 [°C]. Las constantes de aireación a evaluar fueron ajustadas en función de la temperatura de mezcla y son: $Ka_1 = 0.36$ [día⁻¹], $Ka_2 = 0.54$ [día⁻¹], $Ka_3 = 0.81$ [día⁻¹]. La constante de desoxigenación, (K_d), se obtuvo a partir de la ecuación (5) ya que el caudal del cuerpo receptor es menor a 23 [m³/s], obteniendo un valor corregido de 1.52 [día⁻¹] para el menor caudal medio del río, y para el caudal de dilución se obtuvo un valor corregido igual a 1.73[día⁻¹]

El río Blanco confluye con el río Cautín 10 [km] aguas abajo del punto de descarga de la PTAS Curacautín. Dada la magnitud del caudal incorporado al sistema, el modelo de OD pierde validez después de la confluencia ya que se requiere conocer tanto el caudal como el nivel de OD característico del río Cautín en el punto de unión para su incorporación al modelo. La Figura 6-3 detalla el punto de confluencia y la ubicación de la PTAS Curacautín.

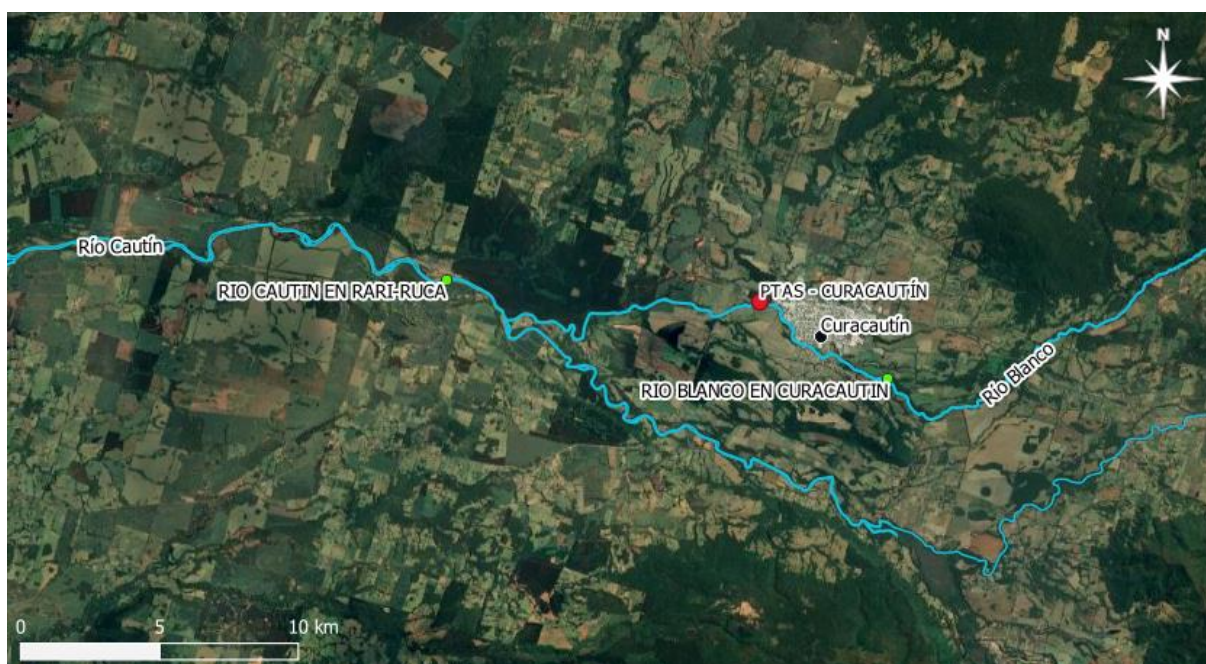


Figura 6-3. Confluencia del río Blanco con el río Cautín. Descarga PTAS Curacautín (rojo). Estaciones fluvimétricas río Blanco en Curacautín y río Cautín en Rari Ruca (verde). Fuente: Elaboración propia

El Gráfico 6-2 muestra el comportamiento del oxígeno disuelto en el río Blanco. Los resultados se informan en función del tiempo en días (eje inferior) y en función de la distancia en kilómetros (eje superior). En color naranja se muestran los resultados obtenidos para el escenario Actual, mientras que los resultados para el escenario Restringido y Critico se muestran en color azul y rojo respectivamente. Por otro lado, las curvas que incluyen un cuadrado (■) representan los resultados obtenidos para la constante de aireación Ka_1 , las curvas con círculos (●) representan los resultados obtenidos para la constante de aireación Ka_2 y las curvas con triángulos (▲) representan los resultados para la constante de aireación Ka_3 . Por otro lado, la línea segmentada (- -) indica el valor de oxígeno de saturación del cuerpo receptor, la línea punteada (···) representa el oxígeno disuelto en el cuerpo receptor aguas arriba del vertido y la línea de color plomo, que cruza de forma vertical, indica el punto de confluencia entre el río Blanco y Cautín.

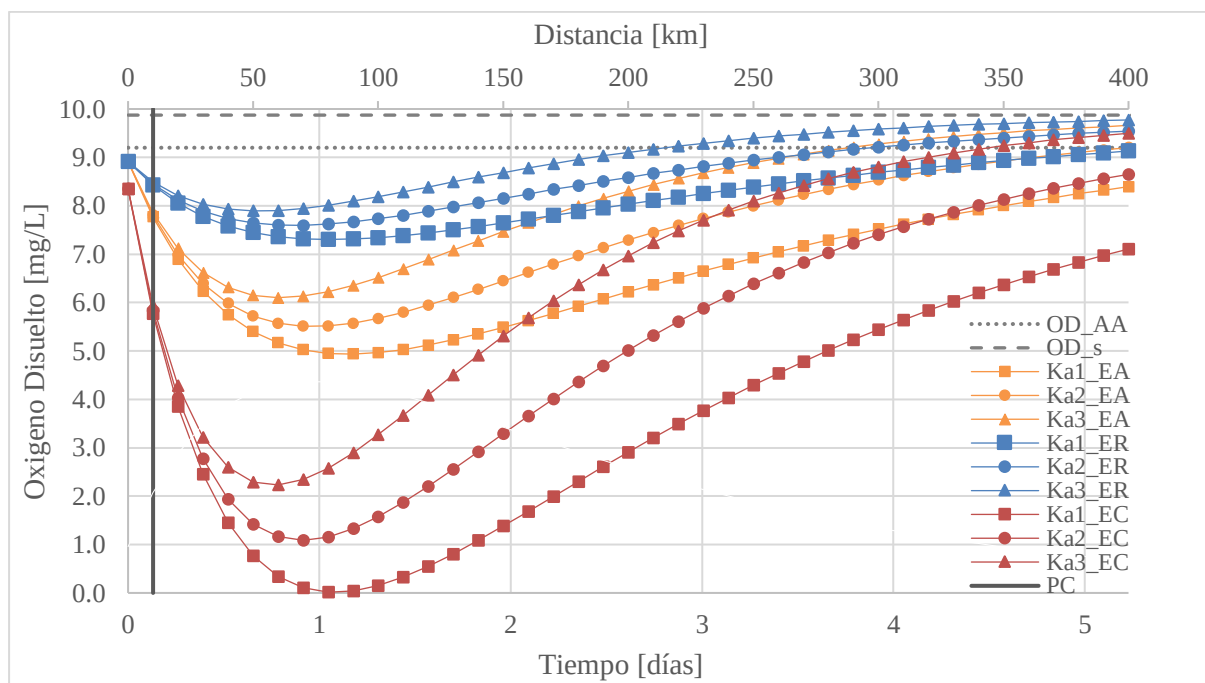


Gráfico 6-2. Comportamiento del OD en el río Blanco después del vertido para los escenarios: Actual (EA), Restringido (ER) y Crítico (EC) y para cada constante de aireación evaluada (Ka_1 , Ka_2 y Ka_3). Se muestra además el punto de confluencia (PC). Fuente: Elaboración Propia.

La Tabla 6-24 compara los niveles de OD en el punto de confluencia (ubicado a 10 [km] del punto de descarga) considerando una velocidad media del flujo de 76.5 [km/día]

Tabla 6-24. Niveles de OD en el punto de confluencia para cada combinación de escenario y Ka_i

Escenario	$Ka_1 = 0.36$ [día ⁻¹]	$Ka_2 = 0.54$ [día ⁻¹]	$Ka_3 = 0.81$ [día ⁻¹]
	ODpc [mg/L]	ODpc [mg/L]	ODpc [mg/L]
Actual	7.77	7.81	7.86
Restringido	8.43	8.45	8.49
Crítico	5.77	5.84	5.94

Fuente: Elaboración Propia.

La Tabla 6-25 detalla los resultados críticos obtenidos para cada escenario, mostrando el tiempo en que ocurre el déficit crítico (t_c), el oxígeno disuelto en el punto crítico (OD_c) y la distancia a la que ocurre el déficit crítico si se considera una velocidad media del flujo de 76.5 [km/día].

Tabla 6-25. Comparación de los valores críticos de OD, y el tiempo y distancia a la que ocurren para las distintas combinaciones de escenarios y contantes de aireación evaluadas. Río Blanco.

Escenario	$Ka_1 = 0.36$ [día ⁻¹]			$Ka_2 = 0.54$ [día ⁻¹]			$Ka_3 = 0.81$ [día ⁻¹]		
	t_c [días]	ODc [mg/L]	Xc [km]	t_c [días]	ODc [mg/L]	Xc [km]	t_c [días]	ODc [mg/L]	Xc [km]
Actual	1.2	4.9	88.1	1.0	5.5	73.9	0.8	6.1	60.8
Restringido	1.1	7.3	80.6	0.9	7.6	66.2	0.7	7.9	52.8
Crítico	1.1	0.0	82.5	0.9	1.1	76.5	0.8	2.2	58.0

Fuente: Elaboración Propia.

Los puntos críticos del modelo de OD del río Blanco, informados en la Tabla 6-24, muestran que para la condición Actual de descarga los niveles de oxígeno disuelto en el punto crítico (OD_c) podrían encontrarse del orden de 4.9 [mg/L] para la constante de aireación más desfavorable y 6.1 [mg/L] para la constante más favorable. Al igual que en el río Malleco, anteriormente evaluado, en el río Blanco

podría darse una condición preocupante en la condición actual de descarga de contaminantes, observando que existe la posibilidad de tener valores de OD cercanos a los 5 [mg/L]. En el escenario Crítico se incrementa esta posibilidad, para la constante de aireación más desfavorable los niveles de OD podrían causar una condición anóxica en el modelo. Por otro lado, se observa una significativa mejora de los niveles de oxígeno disuelto al restringir la descarga de contaminantes a 35 [mg/L], observando valores críticos de entre 7.3 a 7.9 [mg/L] de OD en el modelo.

Si bien los niveles de OD en los puntos críticos del modelo de Streeter and Phelps en el río Blanco son preocupantes, el análisis espacial del modelo, considerando una velocidad media del flujo en el río de 76.5 [km/día], indica que los puntos críticos ocurren después de la confluencia entre el río Blanco con el Cautín, ubicada a aproximadamente 10 [km] de distancia del punto de descarga de la PTAS Curacautín. La Tabla 6-18 detalla los resultados en el punto de confluencia, y se observa que en el escenario actual podrían alcanzarse niveles de OD del orden de 7.8 [mg/L] para las tres constantes de aireación. Para la condición Crítica podrían observarse niveles de OD del orden de 5.8 [mg/L].

Preliminarmente, se puede afirmar que, en los puntos posterior a la confluencia, los niveles de OD mejorarán considerablemente al incluirse el caudal del río Cautín, asumiendo que este río aporta un caudal considerable y que actúa como fuente de oxigenación al modelo.

6.3.3 Río Cautín – PTAS Lautaro

Los datos de entrada al modelo de oxígeno disuelto del río Cautín en el punto de descarga de la PTAS Lautaro se muestran en la Tabla 6-26. Se detalla el caudal vertido por la PTAS, el caudal medio del cuerpo receptor y las concentraciones de DBO₅ y OD en cada caudal para los distintos escenarios simulados. También se informan los resultados obtenidos para las condiciones iniciales de la mezcla.

Tabla 6-26. Datos de entrada para cada escenario simulado en el modelo de OD del río Cautín.

Escenario	PTAS Lautaro			Cuerpo Receptor			Mezcla	
	Q _{EF} [m ³ /s]	DBO ₅ [mg/L]	OD [mg/L]	Q _{CR} [m ³ /s]	DBO ₅ [mg/L]	OD [mg/L]	(L ₀) [mg/L]	(OD ₀) [mg/L]
Actual	0.06	135.1	0.0	14.37	2.4	9.1	3.2	9.1
Restringido	0.06	35.0	0.0	14.37	2.4	9.1	2.8	9.1
Crítico	0.06	135.1	0.0	5.63	2.4	9.1	3.8	9.1

Fuente: Elaboración Propia.

La temperatura promedio histórica del flujo del río Cautín para los años 2012 a 2020 en época de verano es de 15.9 [°C], luego, el oxígeno de saturación teórico es de 9.84 [mg/L]. La temperatura media del caudal efluente de la PTAS es de 17.4. [°C] y la temperatura de mezcla de 15.91 [°C]. Las constantes de aireación a evaluar fueron ajustadas en función de la temperatura de mezcla y son: Ka₁ = 0.36 [día⁻¹], Ka₂ = 0.54 [día⁻¹], Ka₃ = 0.82 [día⁻¹]. La constante de desoxigenación, (K_d), se obtuvo a partir de la ecuación (5) ya que el caudal del cuerpo receptor es menor a 23 [m³/s], obteniendo un valor corregido de 0.40 [día⁻¹] para el caudal medio de 14.37 [m³/s], y un valor corregido de 0.64 [día⁻¹] para el caudal de dilución.

El río Cautín confluye con el río Cholchol 80 [km] aguas abajo del punto de descarga de la PTAS. Dada la magnitud del caudal incorporado al sistema, el modelo de OD pierde validez posterior a la mezcla. La Figura 6-4 detalla el punto de confluencia y la ubicación de la PTAS Lautaro.

El Gráfico 6-3 muestra el comportamiento del oxígeno disuelto en el río Cautín. Los resultados se informan en función del tiempo en días (eje inferior) y en función de la distancia en kilómetros (eje superior). En color naranja se muestran los resultados obtenidos para el escenario Actual, mientras que los resultados para el escenario Restringido y Crítico se muestran en color azul y rojo respectivamente. Por otro lado, las curvas que incluyen un cuadrado (■) representan los resultados obtenidos para la constante de aireación Ka₁, las curvas con círculos (●) representan los resultados obtenidos para la constante de aireación Ka₂ y las curvas con triángulos (▲) representan los resultados para la constante

de aireación Ka_3 . Por otro lado, la línea segmentada (- -) indica el valor de oxígeno de saturación del cuerpo receptor, la línea punteada (···) representa el oxígeno disuelto en el cuerpo receptor aguas arriba del vertido y la línea de color plomo, que cruza de forma vertical, indica el punto de confluencia con el río Cholchol.



Figura 6-4. Confluencia del río Cautín con el río Cholchol. Punto de descarga de las PTAS Lautaro y Nueva Imperial (rojo). Estaciones fluviométricas río Cautín en Cajón y Almagro, río Cholchol en Cholchol (verde). Fuente: Elaboración propia

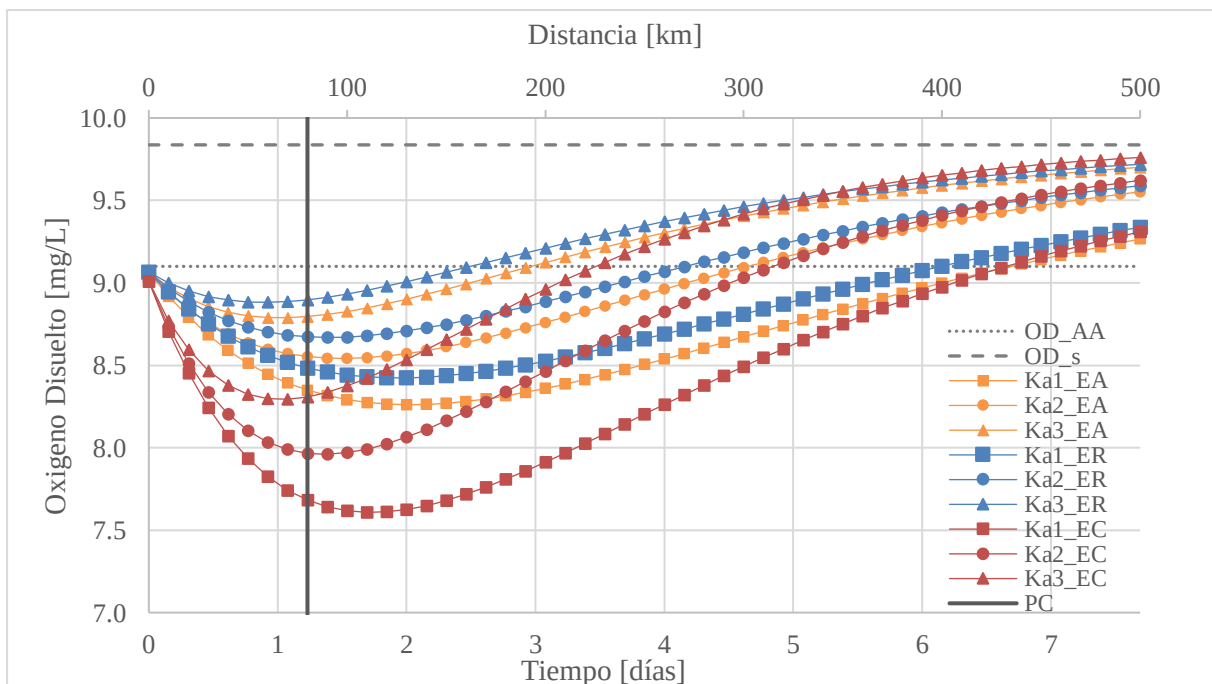


Gráfico 6-3. Comportamiento del OD en el río Cautín después del vertido para los escenarios: Actual (EA), Restringido (ER) y Crítico (EC) y para cada constante de aireación evaluada (Ka_1 , Ka_2 y Ka_3). Se muestra además el punto de confluencia (PC). Fuente: Elaboración Propia.

La Tabla 6-27 compara los niveles de OD en el punto de confluencia (ubicado a 80 [km] del punto de descarga) considerando una velocidad media del flujo de 76.5 [km/día]

Tabla 6-27. Niveles de OD en el punto de confluencia para cada combinación de escenario y Ka_i

	$Ka_1 = 0.36 \text{ [día}^{-1}\text{]}$	$Ka_2 = 0.54 \text{ [día}^{-1}\text{]}$	$Ka_3 = 0.82 \text{ [día}^{-1}\text{]}$
Escenario	ODpc [mg/L]	ODpc [mg/L]	ODpc [mg/L]
Actual	8.35	8.55	8.79
Restringido	8.48	8.67	8.90
Critico	7.68	7.97	8.31

Fuente: Elaboración Propia.

La Tabla 6-28 detalla los resultados críticos obtenidos para cada escenario, mostrando el tiempo en que ocurre el déficit crítico (t_c), el oxígeno disuelto en el punto crítico (OD_c) y la distancia a la que ocurre el déficit crítico si se considera una velocidad media del flujo de 65 [km/día].

Tabla 6-28. Comparación de los valores críticos de OD, y el tiempo y distancia a la que ocurren para las distintas combinaciones de escenarios y contantes de aireación evaluadas. Río Cautín

	$Ka_1 = 0.36 \text{ [día}^{-1}\text{]}$			$Ka_2 = 0.54 \text{ [día}^{-1}\text{]}$			$Ka_3 = 0.82 \text{ [día}^{-1}\text{]}$		
Escenario	t_c [días]	OD_c [mg/L]	X_c [km]	t_c [días]	OD_c [mg/L]	X_c [km]	t_c [días]	OD_c [mg/L]	X_c [km]
Actual	2.0	8.3	131.4	1.5	8.5	97.6	1.0	8.8	66.3
Restringido	1.9	8.4	125.5	1.4	8.7	90.9	0.9	8.9	58.0
Critico	1.7	7.6	112.1	1.4	7.96	99.7	1.0	8.3	67.0

Fuente: Elaboración Propia.

El caudal del río Cautín es significativamente mayor que el caudal vertido por la PTAS de Lautaro, por lo que la respuesta del río es considerablemente mejor que los casos anteriormente descritos, ya que el modelo queda condicionado principalmente por la carga orgánica presente en el río, (2.4 [mg/L]), y la descarga del efluente de la planta de tratamiento provoca un leve aumento de esta concentración, como se puede observar en los valores de L_0 de la Tabla 6-26

Como se observa en la Tabla 6-28, los valores de OD_c no bajan más allá de los 8.3 [mg/L] en la condición actual, y para la condición Critica se observa que los valores OD_c rondarían entre los 7.6 y 8.3 [mg/L]

Por otro lado, si se analizan espacialmente los resultados, considerando una velocidad media de flujo de 65 [km/día], en el Grafico 6-3 se observa que la ubicación de los puntos críticos para las simulaciones con las constantes de aireación Ka_1 y Ka_2 ocurren después de la confluencia con el río Cholchol. La simulación con la constante Ka_3 , ocurre dentro del tramo previo a la confluencia, pero no muestra una disminución significativa de los niveles de oxígeno disuelto para ninguno de los escenarios simulados

6.3.4 Río Toltén – PTAS Villarrica

Los datos de entrada al modelo de oxígeno disuelto del río Toltén en el punto de descarga de la PTAS Villarrica se muestran en la Tabla 6-29. Se detalla el caudal vertido por la PTAS, el caudal medio del cuerpo receptor y las concentraciones de DBO_5 y OD en cada caudal para los distintos escenarios simulados. También se informan los resultados obtenidos para las condiciones iniciales de la mezcla.

Tabla 6-29. Datos de entrada para cada escenario simulado en el modelo de OD del río Toltén.

	PTAS Villarrica			Cuerpo Receptor			Mezcla	
Escenario	Q_{EF} [m³/s]	DBO_5 [mg/L]	OD [mg/L]	Q_{CR} [m³/s]	DBO_5 [mg/L]	OD [mg/L]	(L_0) [mg/L]	(OD_0) [mg/L]
Actual	0.10	124.1	0.0	74.74	2.6	8.98	3.0	8.99
Restringido	0.10	35.0	0.0	74.74	2.6	8.98	2.9	8.99
Critico	0.10	124.1	0.0	25.35	2.6	8.98	3.4	8.96

Fuente: Elaboración Propia.

La temperatura promedio histórica del flujo del río Toltén para los años 2012 a 2020 en época de verano es de 18.1 [°C], luego, el oxígeno de saturación teórico es de 9.38 [mg/L]. La temperatura media del caudal efluente de la PTAS es de 18.3. [°C] y la temperatura de mezcla de 18.1 [°C]. Las constantes de aireación a evaluar fueron ajustadas en función de la temperatura de mezcla y son: $Ka_1 = 0.38$ [día⁻¹], $Ka_2 = 0.57$ [día⁻¹], $Ka_3 = 0.86$ [día⁻¹]. La constante de degradación de la DBO, (Kd), se asumió igual a 0.4 [día⁻¹], por lo que su valor corregido corresponde a 0.38 [día⁻¹]

El río Toltén confluye con el río Allipén 50 [km] aguas abajo del punto de descarga de la PTAS Villarrica. Dada la magnitud del caudal incorporado al sistema, el modelo de OD pierde validez posterior a la confluencia. La Figura 6-5 detalla el punto de confluencia y la ubicación de la PTAS Villarrica.

El Gráfico 6-4 muestra el comportamiento del oxígeno disuelto en el río Toltén. Los resultados se informan en función del tiempo en días (eje inferior) y en función de la distancia en kilómetros (eje superior). En color naranja se muestran los resultados obtenidos para el escenario Actual, mientras que los resultados para el escenario Restringido y Crítico se muestran en color azul y rojo respectivamente. Por otro lado, las curvas que incluyen un cuadrado (■) representan los resultados obtenidos para la constante de aireación Ka_1 , las curvas con círculos (●) representan los resultados obtenidos para la constante de aireación Ka_2 y las curvas con triángulos (▲) representan los resultados para la constante de aireación Ka_3 . Por otro lado, la línea segmentada (- -) indica el valor de oxígeno de saturación del cuerpo receptor, la línea punteada (···) representa el oxígeno disuelto en el cuerpo receptor aguas arriba del vertido y la línea de color plomo, que cruza de forma vertical, indica el punto de confluencia con el río Allipén.

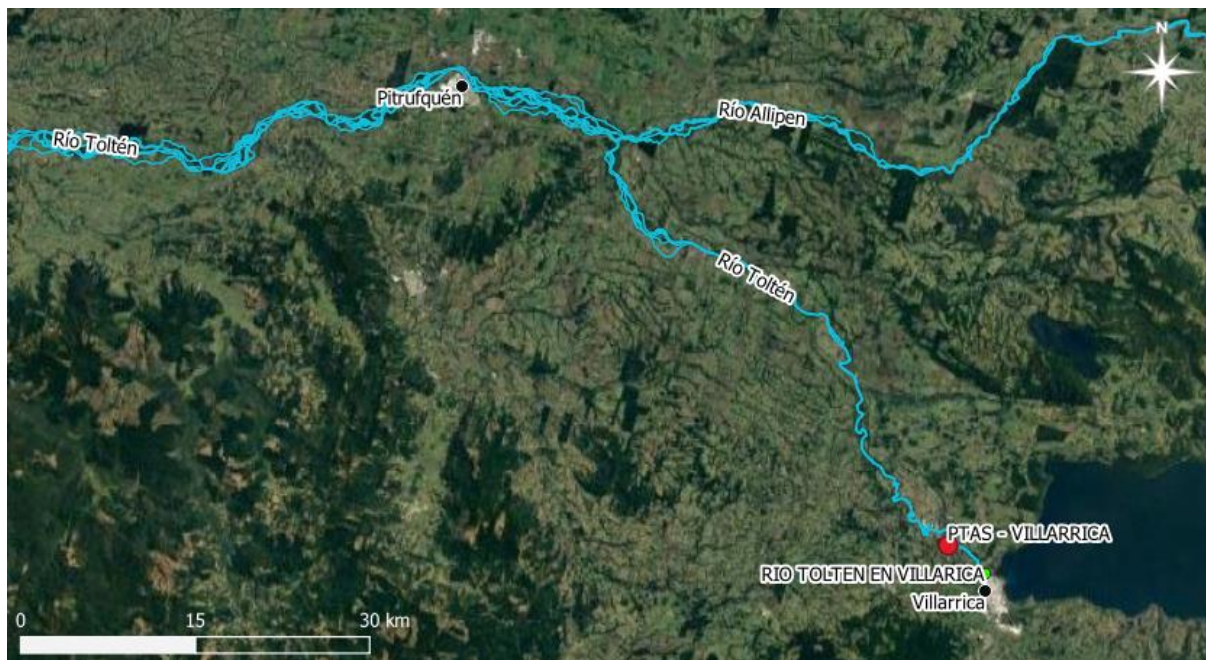


Figura 6-5. Confluencia del río Toltén con el río Allipén. Punto descarga PTAS Villarrica (rojo). Estación fluviométrica río Toltén en Villarrica (verde). Fuente: Elaboración propia

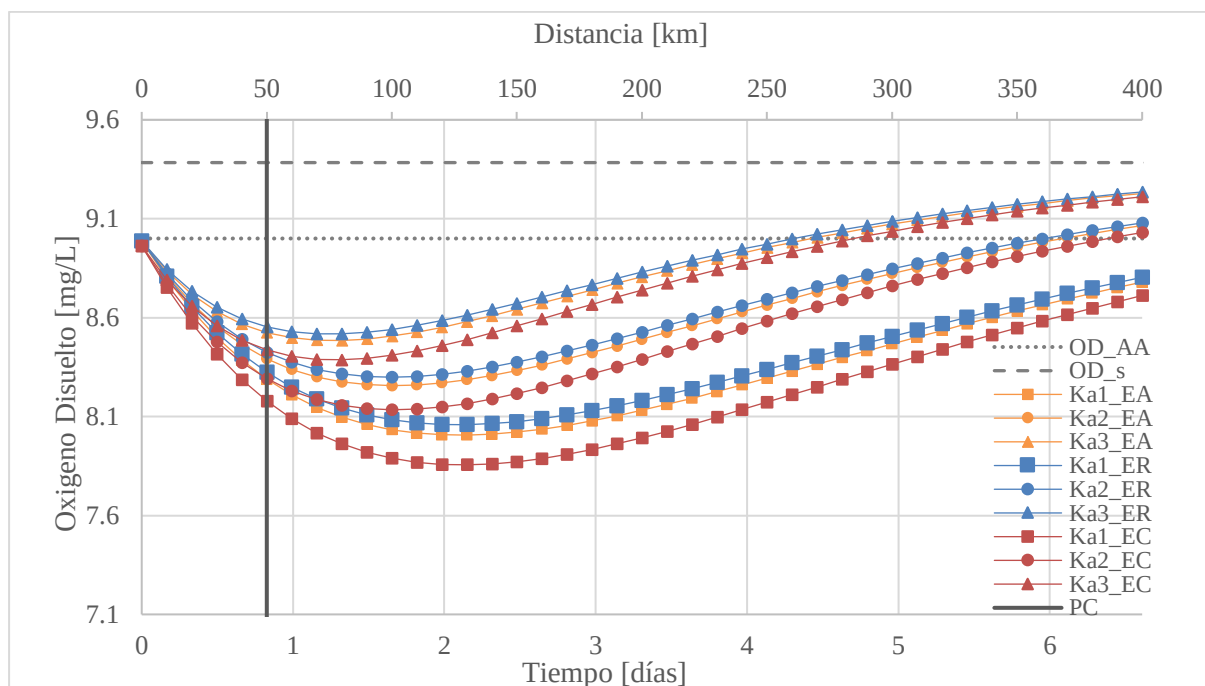


Gráfico 6-4. Comportamiento del OD en el río Toltén después del vertido para los escenarios: Actual (EA), Restringido (ER) y Futuro (EF) y para cada constante de aireación evaluada (Ka_1 , Ka_2 y Ka_3). Se muestra además el punto de confluencia (PC). Fuente: Elaboración Propia.

La Tabla 6-30 compara los niveles de OD en el punto de confluencia (ubicado a 80 [km] del punto de descarga) considerando una velocidad media del flujo de 60.5 [km/día]

Tabla 6-30. Niveles de OD en el punto de confluencia para cada combinación de escenario y Ka_i

	$Ka_1 = 0.38 \text{ [día}^{-1}\text{]}$	$Ka_2 = 0.57 \text{ [día}^{-1}\text{]}$	$Ka_3 = 0.86 \text{ [día}^{-1}\text{]}$
Escenario	ODpc [mg/L]	ODpc [mg/L]	ODpc [mg/L]
Actual	8.29	8.39	8.52
Restringido	8.32	8.42	8.55
Futuro	8.18	8.29	8.44

Fuente: Elaboración Propia.

La Tabla 6-31 detalla los resultados críticos obtenidos para cada escenario, mostrando el tiempo en que ocurre el déficit crítico (t_c), el oxígeno disuelto en el punto crítico (OD_c) y la distancia a la que ocurre el déficit crítico si se considera una velocidad media del flujo de 60.5 [km/día].

Tabla 6-31. Comparación de los valores críticos de OD, y el tiempo y distancia a la que ocurren para las distintas combinaciones de escenarios y contantes de aireación evaluadas. Río Toltén.

	$Ka_1 = 0.36 \text{ [día}^{-1}\text{]}$			$Ka_2 = 0.54 \text{ [día}^{-1}\text{]}$			$Ka_3 = 0.82 \text{ [día}^{-1}\text{]}$		
Escenario	t_c [días]	ODc [mg/L]	Xc [km]	t_c [días]	ODc [mg/L]	Xc [km]	t_c [días]	ODc [mg/L]	Xc [km]
Actual	2.1	8.0	127.1	1.7	8.3	100.1	1.3	8.5	76.3
Restringido	2.1	8.1	126.4	1.6	8.3	99.3	1.2	8.5	75.4
Futuro	2.1	7.9	128.0	1.7	8.1	101.0	1.3	8.4	77.3

Fuente: Elaboración Propia.

Al igual que en el caso anterior, el caudal del río Toltén es significativamente mayor que el caudal vertido por la PTAS de Villarrica, por lo que los niveles de OD en el río se encuentran en niveles óptimos en los 3 escenarios simulados. Se observa que el modelo queda condicionado principalmente por la carga orgánica presente en el río, (2.6 [mg/L]) y la descarga del efluente de la planta de tratamiento provoca un ligero aumento de esta concentración, como se puede observar en los valores L_0 de la Tabla 6-29, que se elevan a un valor máximo de 3.4 [mg/L] en la condición crítica.

Los valores de OD_c informados en la Tabla 6-31, indican un comportamiento óptimo de los niveles de oxígeno disuelto en el cuerpo receptor, se observa que la concentración de OD se mantiene por sobre los 8 [mg/L] para todos los escenarios y constantes simuladas.

En el análisis espacial de los resultados, si se considera una velocidad media del flujo igual a 60.5 [km/día], el Gráfico 6-4 muestra que el punto de confluencia con el río Allipén ocurre antes que se alcancen los niveles críticos en el modelo. La confluencia con el río Allipén actuará como una fuente de oxígeno para el modelo, siempre y cuando sus niveles de OD sean superiores a los valores simulados para el río Toltén en el punto de confluencia. Preliminarmente se puede asumir que después de la unión de los ríos, la concentración de OD tenderá a mejorar.

6.3.5 Río Imperial – PTAS Carahue + PTAS Nueva Imperial

Debido a que el punto de descarga de la PTAS Nueva Imperial se encuentra a menos de 2 [km] de distancia de la confluencia entre el río Cholchol y Cautín, la cual da origen al río Imperial, se optó por analizar los sistemas de Nueva Imperial y Carahue en conjunto, considerando dos descargas puntuales y continuas en el tiempo, separadas por 20 [km] de distancia. La Figura 6-6 detalla la ubicación de las plantas de tratamiento y la confluencia del río Cautín con el río Cholchol.

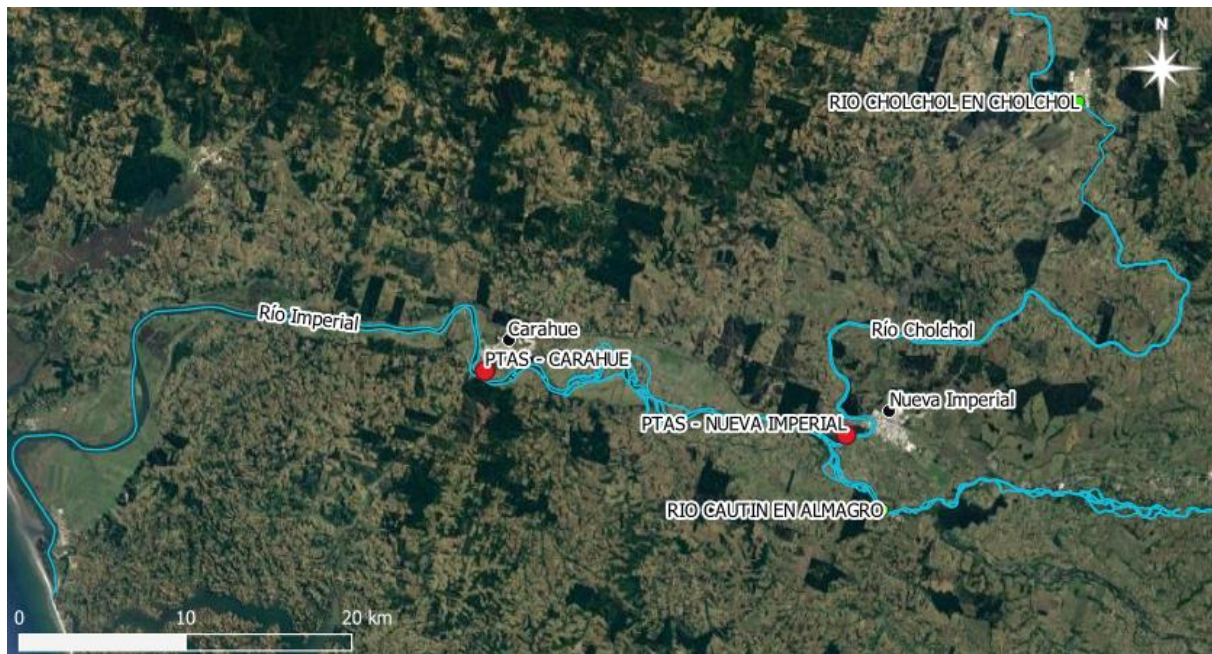


Figura 6-6. Confluencia de los ríos Cautín y Cholchol (origen río Imperial). Punto de descarga PTAS Nueva imperial y punto de descarga PTAS Carahue (rojo). Estaciones fluviométricas río Cautín en Almagro y río Cholchol en Cholchol (verde). Fuente: Elaboración propia.

El caudal del cuerpo receptor considerado para el modelo fue el menor caudal medio mensual con 95% de probabilidad de excedencia estimado para el punto de confluencia de los ríos en el ítem 6.2.6.

Para la implementación del modelo con 2 fuentes puntuales de carga de contaminantes, se consideraron 2 tramos con distintas variables de entrada. El tramo 1 se simuló considerando únicamente la descarga de Nueva Imperial y se evaluó el comportamiento hasta 20 [km] aguas abajo de la descarga. La Tabla 6-32 muestra un resumen de los parámetros de entrada al modelo para los 3 escenarios estudiados en el tramo 1.

Tabla 6-32. Datos de entrada de cada escenario del modelo de OD en el tramo 1 del río Imperial.

Escenario	PTAS Nueva Imperial			Cuerpo Receptor			Mezcla 1	
	Q_{EF} [m ³ /s]	DBO ₅ [mg/L]	OD [mg/L]	Q_{CR} [m ³ /s]	DBO ₅ [mg/L]	OD [mg/L]	(L ₀) [mg/L]	(OD ₀) [mg/L]
Actual	0.04	170.2	0.0	36.49	2.4	8.6	3.3	8.6
Restringido	0.04	35.0	0.0	36.49	2.4	8.6	3.1	8.6
Futuro	0.04	170.2	0.0	15.70	2.4	8.6	3.6	8.5

Fuente: Elaboración Propia

Se asumieron las temperaturas registradas en el río Imperial en el punto de descarga de la PTAS de Carahue, donde existe un promedio de 19.5[°C] en época de verano, por lo que el oxígeno de saturación del cuerpo receptor implementado en el modelo corresponde a 9.21 [mg/L]. La temperatura media del caudal de las plantas de tratamiento es de 19.25 [°C] en la PTAS de Carahue y de 18.8 [°C] en la PTAS de Nueva Imperial, se trabajó con el valor promedio, que corresponde a 19 [°C]. La velocidad del flujo se asume igual a 70 [km/día].

En función de la temperatura obtenida para la mezcla de caudal del río más el caudal efluente de la PTAS se corrigieron las constantes de aireación (K_a); se evaluaron los siguientes valores en el modelo: $K_{a1} = 0.39$ [día⁻¹], $K_{a2} = 0.59$ [día⁻¹], $K_{a3} = 0.88$ [día⁻¹]. La constante de degradación de la DBO, (K_d), se asumió igual a 0.5 [día⁻¹], ya que el caudal medio del cuerpo receptor es mayor a 23 [m³/s] por lo que su valor corregido corresponde a 0.38 [día⁻¹], por otro lado, el caudal de dilución informado es menor a 23 [m³/s], por lo que la constante K_d fue calculada con la ecuación (5), obteniendo un valor corregido de 0.45 [día⁻¹].

El tramo 2 incorpora el caudal afluente de la PTAS de Carahue, y debe considerar las condiciones iniciales de DBO y OD de la Mezcla 1 a 20 [km] de distancia. Debido a que estas condiciones iniciales dependen de las constantes de aireación evaluadas, se tienen 3 condiciones iniciales en el punto de inicio del tramo 2. A modo de ejemplo, la Tabla 6-33 muestra los parámetros de entrada al segundo tramo del modelo obtenidos para la constante de aireación K_{a2} . El detalle de las condiciones iniciales obtenidas para las otras constantes se entrega en la Tabla A16 para la constante K_{a1} y en la Tabla A17 para la constante K_{a3} , ambas se encuentran en el anexo de este documento.

Tabla 6-33. Datos de entrada de cada escenario del modelo de OD en el tramo 2 del río Imperial, considerando la constante de aireación $K_{a2} = 0.59$ [día⁻¹]

Escenario	PTAS Carahue			Mezcla 1 a 20 [km]		Mezcla 2	
	Q_{EF} [m ³ /s]	DBO ₅ [mg/L]	OD [mg/L]	DBO ₅ [mg/L]	OD [mg/L]	(L ₀) [mg/L]	(OD ₀) [mg/L]
Actual	0.02	123.3	0.0	2.8	8.3	2.8	8.3
Restringido	0.02	35.0	0.0	2.7	8.3	2.7	8.3
Futuro	0.02	123.3	0.0	3.1	8.2	3.6	8.2

Fuente: Elaboración Propia.

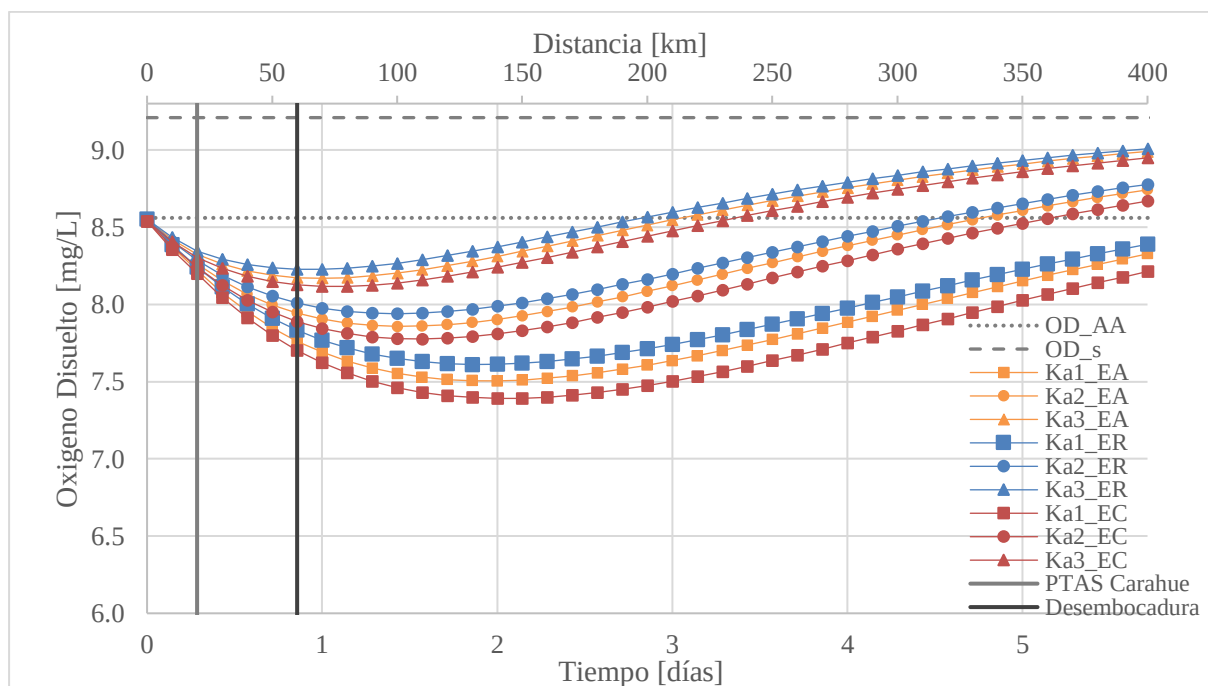


Gráfico 6-5. Comportamiento del OD en el río Imperial después del vertido de la PTAS Nueva Imperial, para los escenarios: Actual (EA), Restringido (ER) y Futuro (EF) y para cada constante de aireación evaluada (Ka_1 , Ka_2 y Ka_3). Se muestra además el punto de descarga de la PTAS Carahue y la desembocadura. Fuente: Elaboración Propia.

El Gráfico 6-5 muestra el comportamiento del oxígeno disuelto en el río Imperial. Los resultados se informan en función del tiempo en días (eje inferior) y en función de la distancia en kilómetros (eje superior). En color naranja se muestran los resultados obtenidos para el escenario Actual, mientras que los resultados para el escenario Restringido y Futuro se muestran en color azul y rojo respectivamente. Por otro lado, las curvas que incluyen un cuadrado (■) representan los resultados obtenidos para la constante de aireación Ka_1 , las curvas con círculos (●) representan los resultados obtenidos para la constante de aireación Ka_2 y las curvas con triángulos (▲) representan los resultados para la constante de aireación Ka_3 . La línea segmentada (- -) indica el valor de oxígeno de saturación del cuerpo receptor, la línea punteada (···) representa el oxígeno disuelto en el cuerpo receptor aguas arriba del vertido, la línea vertical de color plomo claro señala la ubicación del punto de descarga de la PTAS Carahue. Finalmente, la línea vertical de color plomo oscuro, señala la desembocadura del río Imperial, ubicada 40[km] aguas abajo desde el punto de descarga de la PTAS de Carahue.

La Tabla 6-34 compara los niveles de OD en el punto de desembocadura (ubicado a 60 [km] del punto de confluencia entre los ríos Cautín y Cholchol) considerando una velocidad media del flujo de 70 [km/día]

Tabla 6-34. Niveles de OD en la desembocadura para cada combinación de escenario y Ka_i			
	$Ka_1 = 0.39$ [día⁻¹]	$Ka_2 = 0.59$ [día⁻¹]	$Ka_3 = 0.88$ [día⁻¹]
Escenario	ODpc [mg/L]	ODpc [mg/L]	ODpc [mg/L]
Actual	7.85	8.00	8.19
Restringido	7.91	8.05	8.24
Crítico	7.80	7.95	8.15

Fuente: Elaboración Propia.

La Tabla 6-35 detalla los resultados obtenidos para cada simulación, mostrando el tiempo en que ocurre el déficit crítico (t_c) y la concentración de oxígeno disuelto en dicho punto (OD_c), además, se indica la distancia a la que ocurre el déficit crítico si se considera una velocidad media del flujo de 70 [km/día].

Tabla 6-35. Comparación de los valores críticos de OD, y el tiempo y distancia a la que ocurren para las distintas combinaciones de escenarios y contantes de aireación evaluadas. Río Imperial

Escenario	$K_{a1} = 0.39 \text{ [día}^{-1}\text{]}$			$K_{a2} = 0.59 \text{ [día}^{-1}\text{]}$			$K_{a3} = 0.88 \text{ [día}^{-1}\text{]}$		
	tc [días]	ODc [mg/L]	Xc [km]	tc [días]	ODc [mg/L]	Xc [km]	tc [días]	ODc [mg/L]	Xc [km]
Actual	1.9	7.6	132.7	1.5	7.9	102.4	1.1	8.1	74.7
Restringido	1.9	7.6	131.6	1.4	7.9	100.6	1.0	8.2	72.5
Crítico	2.0	7.5	139.1	1.5	7.8	106.8	1.1	8.1	77.9

Fuente: Elaboración Propia.

Los resultados del modelo de OD del río Imperial muestran un óptimo comportamiento de los niveles de OD, en vista de que el caudal del río Imperial es significativamente mayor que el caudal vertido por las plantas de tratamiento de Nueva Imperial y Carahue. En la Tabla 6-35 se informan los resultados obtenidos para los puntos críticos del modelo, y se observa que los niveles de OD no bajan más allá de los 7.5 [mg/L] para la constante de aireación más desfavorable en el escenario Crítico

En el análisis espacial de los resultados, considerando una velocidad media del flujo del río Imperial igual a 70 [km/día], se observa que los puntos críticos ocurren posterior a la desembocadura del río en las cercanías de la localidad de Puerto Saavedra, ubicada aproximadamente a 40 [km] aguas abajo del punto de descarga de la PTAS Carahue. Los niveles de OD para este punto se informan en la Tabla 6-34, donde se observa que para cualquiera de los escenarios simulados los niveles de OD no disminuyen más allá de los 7.8 [mg/L].

6.4. Identificación de las actividades antropogénicas en los ríos

Para identificar las actividades aguas abajo de la descarga de residuos líquidos a los distintos cuerpos receptores se superpusieron capas con información geográfica de distintas actividades. Para cada localidad se elaboró un mapa con la siguiente información: Zonas de Interés Turístico (ZOIT), destinos turísticos, zonas de piscicultura, y zonas de pesca recreativa. Además, el mapa incluye información respecto a los puntos de descarga de PTAS aguas abajo de la descarga de las PTAS en estudio, y los sistemas de APR (con el respectivo trazado de sus redes) aledaños al cuerpo receptor en cuestión.

6.4.1 Río Malleco – PTAS Collipulli

La Figura 6-7 muestra un mapa con el punto de descarga de la PTAS Collipulli al río Malleco y delimita la zona de destinos turísticos cercanos a este sistema. Además, el mapa detalla la ubicación de la descarga de la PTAS Angol al río Vergara y la ubicación y trazado de los sistemas de APR aledaños al río Malleco en el tramo posterior a la descarga de la PTAS Collipulli. No se identificaron zonas de interés turístico, ni zonas de pesca o piscicultura aguas abajo de la descarga de efluentes de la planta.

En la figura se observa que el río Malleco aguas abajo de la descarga de la PTAS Collipulli no es considerado dentro de la zona de destinos turísticos nacionales. Por otro lado, se observa que existen tres sistemas de APR aledaños al río, APR Itraque, APR Santa Elena y APR Villa Chiguayante. En cuanto a la descarga de la PTAS Angol, se debe destacar que actualmente este sistema también cuenta con sistema de tratamiento primario, sin embargo, la empresa sanitaria Aguas Araucanía se encuentra realizando las labores necesarias para la mejora del sistema de tratamiento a uno del tipo lodos activados

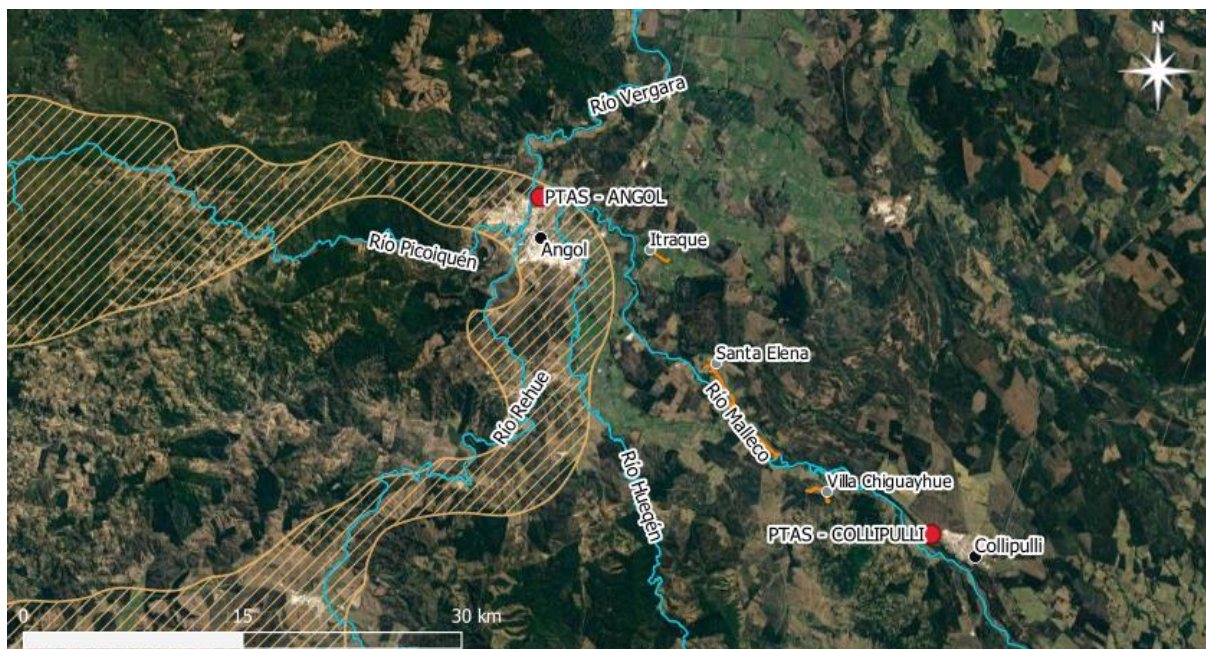


Figura 6-7. Mapa actividades aguas abajo de la descarga de la PTAS Collipulli. Puntos de descarga PTAS (rojo), zona de destinos turísticos (achurado rosado claro), ubicación de los sistemas de APR (plomo) trazado de los sistemas APR (naranja). Fuente: Elaboración propia

6.4.2 Río Blanco – PTAS Curacautín

La Figura 6-8 muestra un mapa con el punto de descarga de la PTAS Curacautín al río Blanco y delimita la zona de destinos e interés turístico cercanos a este sistema. Además, el mapa detalla la ubicación de la descarga de la PTAS Lautaro al río Cautín y la ubicación y trazado de los sistemas de APR aledaños al río Cautín, posterior a la confluencia con el río Blanco.

Se observa que la zona posterior a la descarga de residuos de la PTAS Curacautín se encuentra dentro de una zona declarada de interés turístico. La descarga de la PTAS Lautaro, se encuentra aproximadamente a 80 [km] aguas abajo de la confluencia entre los ríos Blanco y Cautín. Se identifican cuatro sistemas de APR aledaños a los ríos aguas abajo de la descarga. Los sistemas son: Rari Ruca, Villa Cautín, Agua Santa y Los Telmos. Por otro, lado, se destaca la presencia de zonas de piscicultura aguas arriba de la descarga de la PTAS Lautaro

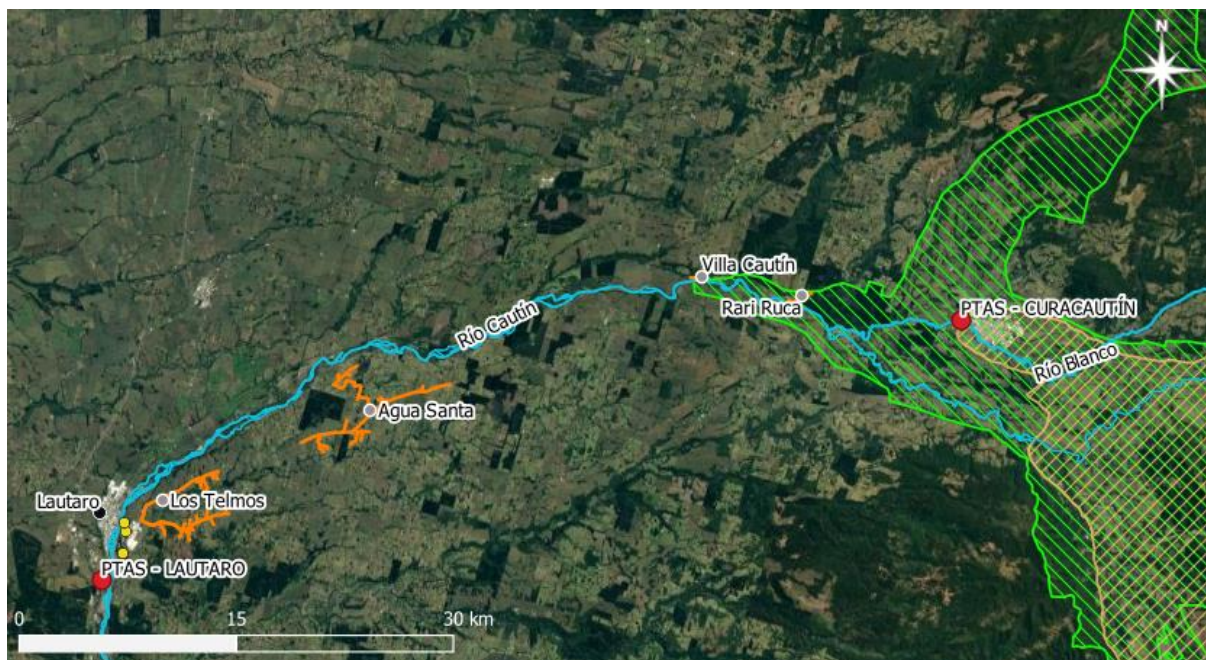


Figura 6-8. Mapa actividades aguas abajo de la descarga PTAS Curacautín. Puntos de descarga PTAS (rojo), zona de destinos turísticos (achurado rosado claro), zonas de interés turístico (achurado verde), ubicación de los sistemas de APR (plomo), trazado de los sistemas APR (naranja), zonas de acuicultura (amarillo). Fuente: Elaboración propia

6.4.3 Río Cautín – Lautaro

La Figura 6-9 muestra un mapa con el punto de descarga de la PTAS Lautaro al río Cautín, delimita la zona de destinos turísticos cercanos a este sistema, detalla la ubicación del punto de descarga de otras PTAS al río Cautín y muestra la ubicación y trazado de los sistemas de APR aledaños al río posterior a la descarga de la PTAS Lautaro.

En la figura se observa que existe una zona de destinos turísticos que comprende el terreno urbano de la comuna de Temuco, que es aledaña al río Cautín. Además, se identifican tres puntos de descarga de residuos líquidos sobre el río Cautín aparte de la ya mencionada descarga de la PTAS Lautaro. Estos puntos son señalados con las letras A, B y C y corresponden a los sistemas de Pillanlelun, Temuco y Nueva Labranza respectivamente. Estos tres sistemas cuentan con tratamiento secundario del tipo lodos activados.

Por otro lado, se identifican 29 sistemas de APR aledaños al río Cautín, los que se encuentran numerados en el mapa. La Tabla 6-36 detalla el número y nombre de cada sistema.

Tabla 6-36. Sistemas APR aledaños al río Cautín posterior a la descarga de la PTAS Lautaro.

N°	Nombre	N°	Nombre	N°	Nombre	N°	Nombre
1	San Juan Dollinco	9	Juan Painen	17	Monipaine	25	Almagro
2	Blanco Lepin	10	Licanco	18	Molco Cautín	26	Trai Traico
3	Juan Colipe	11	Pilpilco	19	Colpanao	27	Cancura
4	Pircunche	12	Hualahue	20	Champulli	28	Pillumallin
5	Cacique Currihuil	13	Remolino Maquehue	21	Rengalil	29	Gallardo Tranamil
6	Conun Huenu	14	Botrolhue	22	Entre Ríos		
7	Dehuepille	15	Trañi Trañi	23	Estación Boroa		
8	Coyahue	16	Hueche Huenulaf	24	Trihueche		

Fuente: Elaboración Propia.

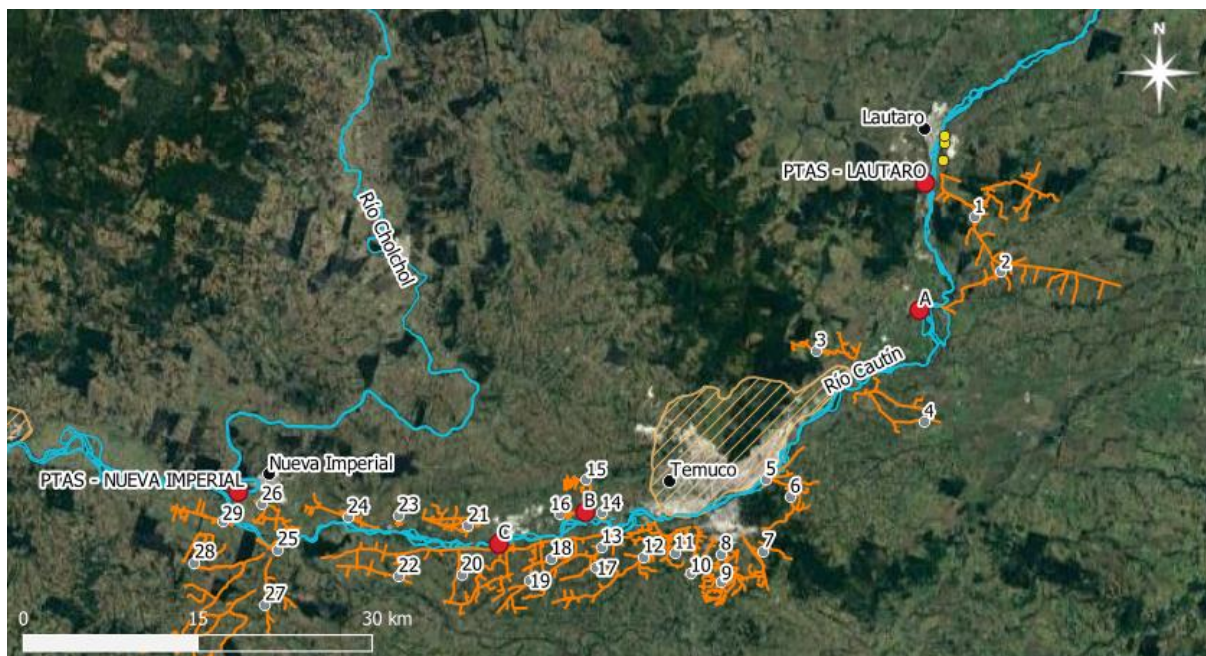


Figura 6-9. Mapa actividades aguas abajo de la descarga PTAS Lautaro. Puntos de descarga PTAS (rojo), zona de destinos turísticos (achurado rosado claro), ubicación de los sistemas de APR (plomo), trazado de los sistemas APR (naranja), zonas de acuicultura (amarillo).

Fuente: Elaboración propia.

6.4.4 Río Toltén – Villarrica

La Figura 6-10 muestra un mapa con el punto de descarga de la PTAS Villarrica al río Toltén y detalla la ubicación del punto de descarga de las PTAS de Pitrufquén al río Toltén, que incluye además el tratamiento del sistema de aguas servidas de la localidad de Freire y, muestra el punto de descarga de la PTAS Nueva Toltén. La planta de tratamiento de Pitrufquén y Freire es del tipo primario, mientras que la de Nueva Toltén es del tipo secundario con sistema de lodos activados.

La figura, además, delimita las zonas de destinos e interés turístico cercanos a la descarga de la PTAS Villarrica, se observa que existe una zona de interés turístico que se extiende aproximadamente 30 [km] aguas abajo del punto de descarga de la PTAS Villarrica. Por otro lado, se contabilizó un total de 31 sistemas de APR aledañas al río Toltén, las cuales se encuentran numeradas. La Tabla 6-37 detalla el número y nombre de los sistemas.

Tabla 6-37. Sistemas APR aledaños al río Toltén posterior a la descarga de la PTAS Villarrica.

N°	Nombre	N°	Nombre	N°	Nombre	N°	Nombre
1	Putue	9	Puquero	17	Antonio Lepian	25	Entre ríos Lllollinco
2	Chucauco	10	Coipue	18	Huallizada – Chada	26	Pocoyan
3	Ñancul Norte	11	Millahuin – Mune	19	Los Galpones	27	Peñehue
4	El Sauce	12	Carilafquen	20	Martinez de Roza	28	Teodoro Smith
5	Polul	13	Til Til	21	Huefel Cantarrana	29	Hualpin
6	Puraquina Alto	14	Loica Pulon	22	Faja Maizan	30	Coihueco
7	Puraquina Bajo	15	Chanco Corte Alto	23	Comuy	31	Villa O’Higgins
8	Catrico	16	Calfuco	24	Llollelhue Bajo y Alto		

Fuente: Elaboración Propia.

Finalmente, en la figura se destaca la presencia de zonas de piscicultura, denotadas con color amarillo y zonas de pesca deportiva denotadas con color azul. La letra A señala la zona de pesca “Prado Chico”, la letra B señala la zona “Los Galpones”, la letra C señala el sector “Barros Arana”, la letra D señala el sector de pesca de “Teodoro Smith”, la letra E denota el sector de “Hualpin” y la letra F señala el sector de pesca de “La Barra”

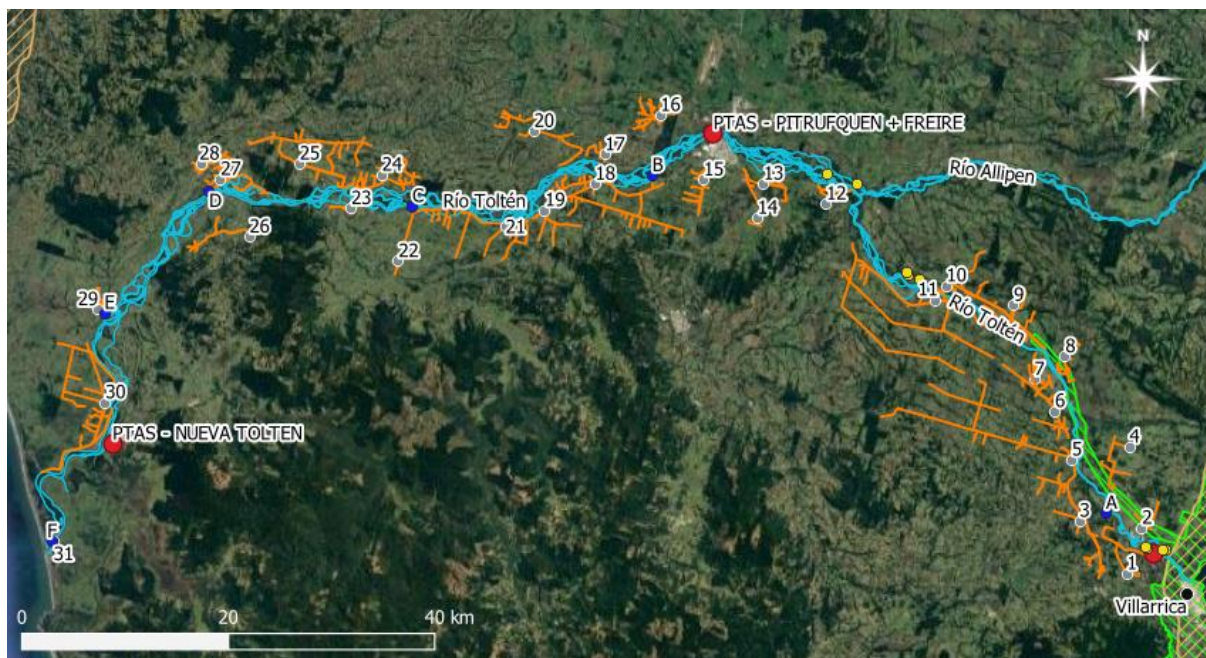


Figura 6-10. Mapa actividades aguas abajo de la descarga PTAS Villarrica. Puntos de descarga PTAS (rojo), zona de destinos turísticos (achurado rosado claro), zona de interés turístico (achurado verde), ubicación de los sistemas de APR (plomo), trazado de los sistemas APR (naranja), zonas de acuicultura (amarillo), zonas de pesca deportiva (azul).

Fuente: Elaboración propia.

6.4.5 Río Imperial – Carahue + Nueva Imperial

La Figura 6-11 muestra un mapa con el punto de descarga de la PTAS Nueva Imperial al río Cholchol y el punto de descarga de la PTAS Carahue y Puerto Saavedra al río Imperial. La planta de tratamiento de Puerto Saavedra es del tipo secundario con tratamiento biológico en base a lagunas aireadas.

Además, la figura muestra las zonas con concesiones de acuicultura, señaladas con el color magenta en la zona de la desembocadura del río Imperial y, las zonas de pesca deportiva señaladas con el color azul. La letra A, denota el sector del “Puente Trana Puente” y la letra B señala el sector de “Estuario Nehuentúe”. Cabe destacar que, a partir de la comuna de Carahue, el río Imperial esta contenido en la zona de destinos turísticos y que se identificaron 21 sistemas de agua potable rural aledaños al río, los cuales se encuentran numerados en la figura. La Tabla 6-38 muestra el número y el nombre de cada sistema.

Tabla 6-38. Sistemas APR aledaños al río Imperial

N°	Nombre	N°	Nombre	N°	Nombre	N°	Nombre
1	El Cardal	7	El Coigue	13	Oñico	19	Pichingual
2	Imperialito	8	Huedaquintue	14	Ranco	20	Rucahue y Ailio
3	Pancul	9	Chapo	15	Dollinco Llarquenco	21	Nehuentue
4	Champulli	10	Rinconada de Cullinco	16	Alma Cudileufu		
5	Quillem	11	Amuley Cullinco	17	Calof		
6	Colico	12	Huapi - Trovolhue	18	Tranapuento		

Fuente: Elaboración Propia.

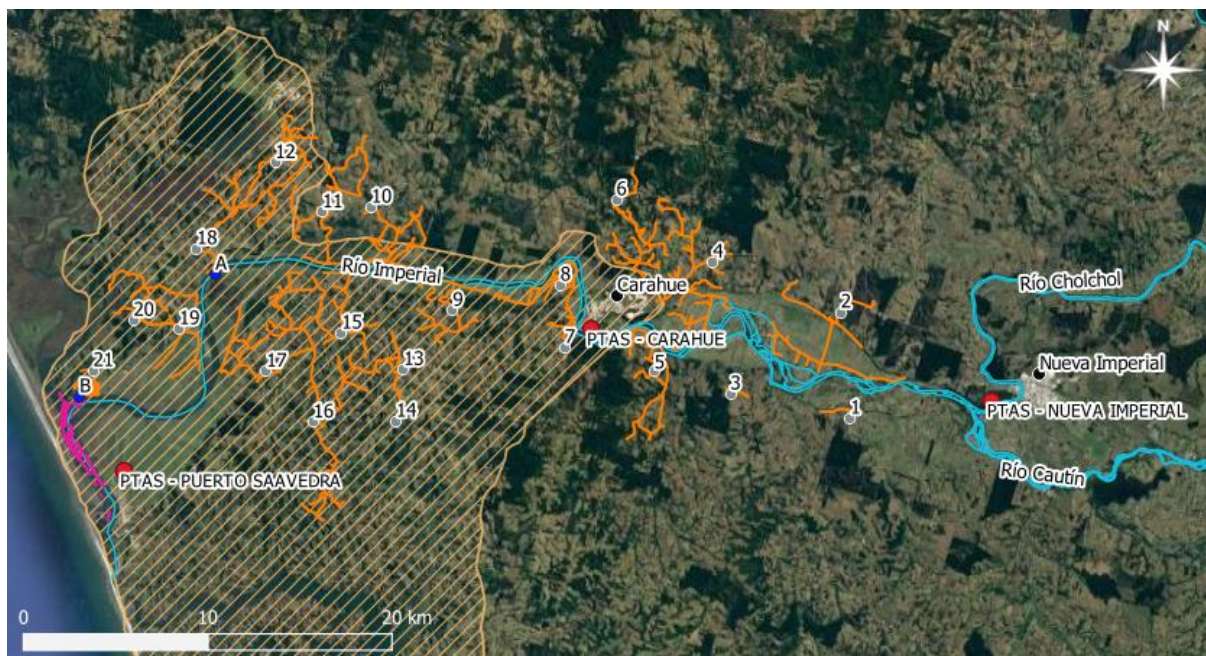


Figura 6-11. Mapa actividades aguas abajo de la descarga PTAS Nueva Imperial. Puntos de descarga PTAS (rojo), zona de destinos turísticos (achurado rosado claro), ubicación de los sistemas de APR (plomo), trazado de los sistemas APR (naranja), concesiones de acuicultura (magenta), zonas de pesca deportiva (azul). Fuente: Elaboración propia.

7. Análisis de los resultados

Del análisis del funcionamiento de las plantas de tratamiento se obtuvo que todas tienen un nivel adecuado de cumplimiento de la normativa en el tiempo, estando todas ellas con al menos un 95% de aprobación en las fiscalizaciones realizadas en el periodo enero 2012 a agosto 2020.

Se identificaron diferencias estacionales en el funcionamiento de las plantas en términos del nivel de remoción y concentración de DBO. Se obtuvo un promedio grupal del 40% de remoción de DBO en época de verano, mientras que en invierno se obtuvo un promedio del 57%. En cuanto a las concentraciones de DBO en el caudal vertido, se obtuvo que en promedio la diferencia porcentual entre las concentraciones registradas en época de verano respecto a las de invierno es de un 147%.

Respecto al funcionamiento de las plantas en términos del porcentaje de remoción de los SST, no se identificó una variación significativa entre las épocas de verano e invierno, obteniendo un promedio grupal del 52% de remoción. Mientras que la diferencia porcentual en las concentraciones de SST de la época de verano respecto a la de invierno es solo del 60%.

Se identificó, además, que existe variación estacional del caudal vertido por las PTAS, existiendo una diferencia porcentual promedio del 69% del caudal vertido en invierno respecto al caudal vertido en verano. Las diferencias estacionales en los niveles de concentración y caudal vertido pueden explicarse debido a la infiltración de aguas lluvias en los sistemas de alcantarillado en época invernal. La incorporación de estas aguas genera un aumento del caudal afluente a las plantas y además genera dilución del mismo.

Por otro lado, del análisis de los caudales medios de los cuerpos receptores, se obtuvo que todos ellos presentan un régimen pluvial, existiendo una importante diferencia entre los caudales registrados en invierno y verano. Si bien algunos de los resultados obtenidos pueden resultar poco precisos, como los son los casos de río Cautín en Lautaro y río Cholchol en Nueva Imperial, que requirieron de la aproximación mediante la trasposición de caudales o el caso del río Imperial, en que el caudal fue

aproximado por la suma de los caudales de los ríos afluentes que dan su origen (ríos Cautín y Cholchol), se desestimó realizar un análisis con las extracciones entre el punto base (estación fluviométrica) y el punto de control (punto de descarga de la PTAS) ante la incertidumbre que representa esta información, principalmente por la variabilidad mensual que existe en los derechos concedidos, y la considerable falta de información respecto a las coordenadas de la ubicación de cada extracción observada en la información oficial obtenida de la DGA.

Ante esta incertidumbre, los modelos de oxígeno disuelto, generados para el análisis de la respuesta de los cuerpos receptores ante la descarga de efluentes de las PTAS, fueron simulados considerando el menor caudal medio mensual con 95% de probabilidad de excedencia (periodo de retorno de 1 año), generalmente observado al final del verano y/o comienzo del año hidrológico. Y, además, los modelos fueron simulados considerando el caudal de dilución informado por la DGA a Aguas Araucanía, considerando este valor como una condición crítica en el río.

En función de lo anterior, los modelos de OD se simularon en 3 escenarios para cada cuerpo receptor. Los escenarios “Actual” y “Restringido” consideraron el menor caudal medio mensual con 95% de probabilidad de excedencia, mientras que el escenario “Crítico” consideró el caudal de dilución informado por la DGA. La temperatura y los niveles de concentración de DBO_5 y OD considerados en los ríos para los 3 escenarios simulados, corresponden al promedio histórico medido en época de verano, en el periodo 2012 a 2019.

En cuanto a la caracterización del efluente vertido por las PTAS, para el escenario “Actual” y “Crítico”, se consideró el caudal vertido, concentración de DBO_5 y temperatura promedio de los meses de verano del periodo 2012 a 2020. Para el escenario “Restringido”, se mantuvo el valor del caudal vertido, pero considerando una concentración de DBO_5 de 35 [mg/L] (condición más restrictiva del DS N°90/2000). En los 3 escenarios se consideró una concentración de 0 [mg/L] de OD en el efluente de las PTAS.

Debido a la falta de información respecto a los parámetros hidráulicos de los ríos para la estimación empírica de las constantes de aireación (K_a), se asumieron valores característicos considerando un rango que abarcara constantes asociadas a ríos desde lentos a rápidos, con el fin de hacer un análisis de sensibilidad de la respuesta de los modelos ante los cambios en las constantes de aireación. Por su parte, la constante de desoxigenación (K_d) se obtuvo a partir del caudal del cuerpo receptor, para los modelos que consideran un caudal en el río inferior a 23 [m³/s] según las recomendaciones de Bowie et al., 1985 para la EPA de Estados Unidos y se asumió igual a 0.4 [días⁻¹] para los caudales superiores.

Del análisis de sensibilidad se desprende que valores de constantes de aireación más altos, implicarán una recuperación más rápida del cuerpo receptor, ya que existirá un menor decaimiento de los niveles de OD y el punto crítico ocurrirá más próximo al punto de descarga en términos espaciales y/o antes en el tiempo en términos temporales. Sin embargo, no se identificó una variación significativa entre los valores de OD obtenidos para el rango de constantes de aireación simulados en un mismo escenario.

Por otro lado, se identificó la influencia de la velocidad del flujo en el punto en que ocurre el máximo déficit, para velocidades más altas del caudal en el río, el punto crítico se desplaza hacia aguas abajo, lo que podría jugar a favor ya que da la oportunidad a que cambien las condiciones modeladas inicialmente al incorporarse afluentes que actuaran como fuentes de OD, siempre y cuando dicho afluente presente niveles óptimos de oxígeno disuelto.

El Gráfico 7-1, muestra los resultados del modelo de OD obtenido para cada río, considerando la condición “Actual” y la constante de aireación K_{a2} .

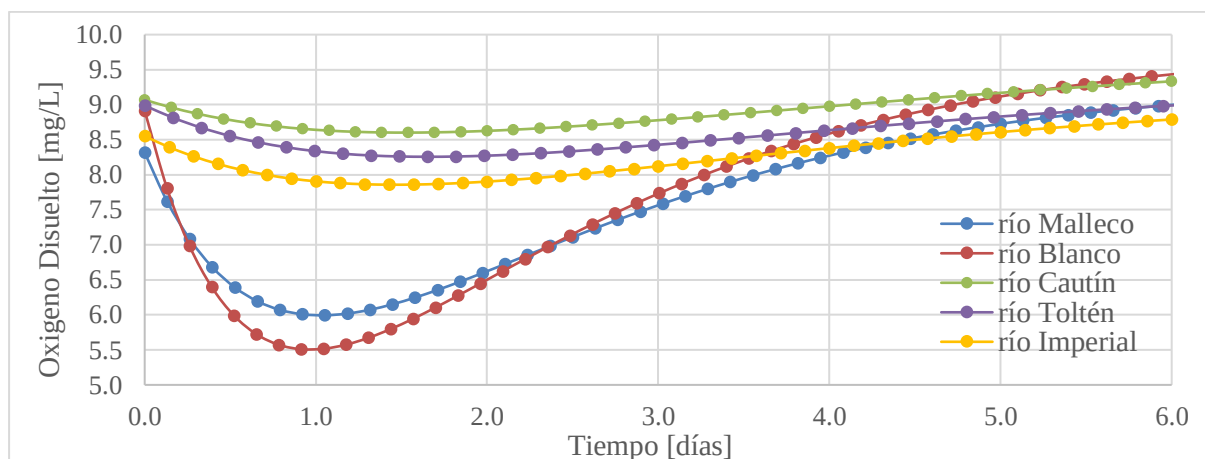


Gráfico 7-1. Modelos de OD para la constante de aireación K_{a2} en el escenario “Actual”

La Tabla 7-1, muestra la diferencia porcentual para el escenario “Actual” entre el valor del OD en el punto crítico respecto al valor observado aguas arriba del vertimiento de las plantas de tratamiento.

Tabla 7-1. Variación porcentual entre el OD aguas arriba del vertimiento de las PTAS y el valor simulado en el punto crítico del modelo de OD de cada río para el escenario “Actual”

Cuerpo Receptor	OD aguas arriba [mg/L]	OD punto crítico [mg/L]	Diferencia %
río Malleco	8.50	5.99	29
río Blanco	9.20	5.51	40
río Cautín	9.10	8.60	5
río Toltén	9.00	8.26	8
río Imperial	8.56	7.86	8

Fuente: Elaboración Propia.

Los resultados de los modelos de OD mostraron un bajo nivel de afectación en los ríos Cautín, Toltén e Imperial, en los cuales descargan la PTAS de Lautaro, Villarrica, y Carahue respectivamente. Cabe destacar que la descarga de la planta de tratamiento de Nueva Imperial, que se efectúa al río Cholchol, se simuló como si ocurriera en el río Imperial ya que dicha planta se encuentra solo a 2 [km] de la confluencia con el río Cautín, que da origen al río Imperial.

Los sistemas anteriormente mencionados, muestran una reducción del OD respecto al valor observado aguas arriba de no más del 8% y los valores de OD en los puntos críticos se mantienen alrededor de los 8 [mg/L]. En estos sistemas, existe un caudal en el cuerpo receptor considerablemente mayor que el caudal vertido por las plantas de tratamiento, por lo que, al realizar el balance de masa posterior a la mezcla del caudal del río con el efluente de las plantas, se obtiene que el modelo queda principalmente influenciado por la carga orgánica presente en el cuerpo receptor y la descarga de la PTAS no genera un cambio significativo en las concentraciones de DBO.

Por otra parte, fue posible identificar una afectación significativa en la respuesta del río Malleco, que recibe la descargas de la PTAS Collipulli, y en la respuesta de río Blanco, que recibe los efluentes de la planta de tratamiento de Curacautín, donde la diferencia porcentual entre el OD en el punto crítico del modelo respecto del OD aguas arriba del punto de descarga de las PTAS es de 29% y 40% respectivamente. A pesar de esta diferencia, los niveles de OD simulados se encuentran por sobre los 5[mg/L], valor aceptable para la conservación de la vida de la mayoría de las especies, pero deficiente para el desarrollo de Salmones en su etapa temprana.

El Gráfico 7-2, muestra los resultados del modelo de OD obtenidos para cada río, considerando la condición “Crítica” y la constante de aireación K_{a2} .

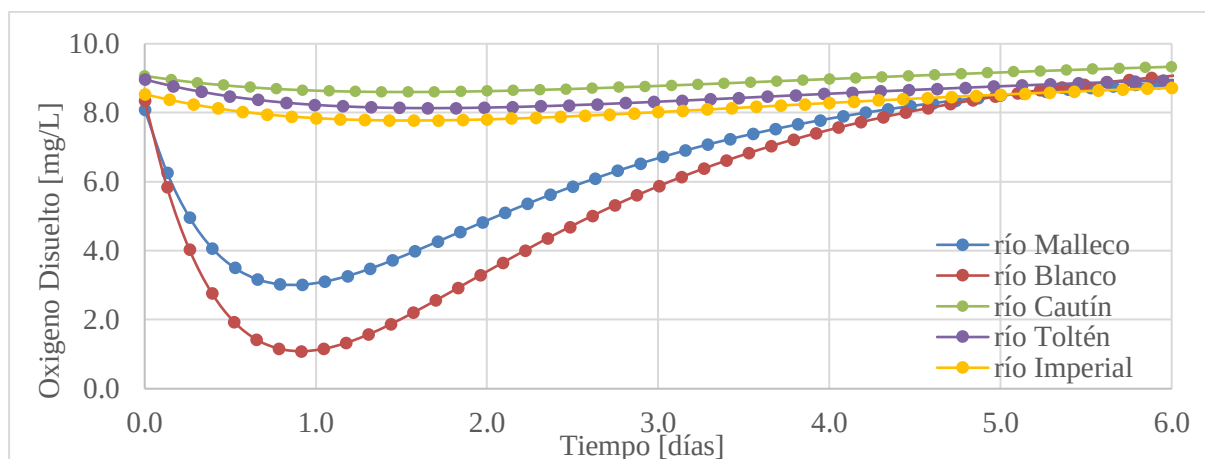


Gráfico 7-2. Modelos de OD para la constante de aireación K_{a2} en el escenario “Crítico”

La Tabla 7-2, muestra la diferencia porcentual para el escenario “Crítico” entre el valor de OD simulado en el punto crítico respecto al valor típicamente medido aguas arriba del vertimiento de las plantas de tratamiento.

Tabla 7-2. Variación porcentual entre el OD aguas arriba del vertimiento de las PTAS y el valor simulado en el punto crítico del modelo de OD de cada río para el escenario “Crítico”

Cuerpo Receptor	OD aguas arriba [mg/L]	OD punto crítico [mg/L]	Diferencia %
río Malleco	8.5	3.0	65
río Blanco	9.2	1.1	88
río Cautín	9.1	8.6	5
río Toltén	9.0	8.1	10
río Imperial	8.	7.8	9

Fuente: Elaboración Propia.

En la condición crítica del cuerpo receptor, los niveles de OD simulados en el punto crítico del modelo de los ríos Malleco y Blanco, podrían alcanzar niveles que ponen en peligro especialmente a la vida acuática, pudiendo llegar a valores de OD entre los 3 [mg/L] y 1 [mg/L], con una reducción respecto al valor observado aguas arriba del vertimiento del 65% y 88% respectivamente. Según Davis, 1975, niveles por debajo de los 3 [mg/L] de oxígeno disuelto por algunas horas, pueden provocar una muerte masiva de peces.

Los resultados son considerablemente más favorables para la condición crítica de caudal en los ríos Cautín, Toltén e Imperial, en que los niveles de OD en el punto crítico de los modelos no bajan más allá de los 7.8 [mg/L].

Cabe destacar que en la evaluación espacial de los modelos de OD los modelos fueron evaluados considerando las velocidades de flujo registradas en las DIA de cada planta de tratamiento en el año 2004, para obtener una primera aproximación de donde ocurre el punto crítico del modelo. En particular, para los sistemas más afectados, se identificó que el punto crítico ocurre entre los 50 y 70 [km] aguas debajo de la PTAS Collipulli en el modelo del río Malleco, mientras que el punto crítico del modelo del río Blanco ocurre entre los 60 y 80 [km] aguas abajo de la PTAS Curacautín.

Por otra parte, se identificó la confluencia del río Malleco con los ríos Huequén, Rehue y Picoquén, 40 [km] aguas abajo del punto de descarga de la PTAS Collipulli. En el caso del río Blanco, se identificó la confluencia con el río Cautín 10 [km] aguas abajo del punto de descarga de la PTAS Curacautín. Estos puntos de confluencia ocurren antes de que suceda el punto crítico del modelo.

El nivel de OD simulado en el escenario “Crítico”, para el punto de confluencia del río Malleco con los ríos Huequén, Rehue y Picoquén, considerando la constante de aireación K_{a2} , es de 3.5 [mg/L]. Mientras que el nivel de OD obtenido para el río Blanco en el punto de confluencia con el río Cautín bajo las mismas condiciones descritas anteriormente es de 5.8 [mg/L].

Por otro lado, se identificó, que, de implementar un tratamiento más intensivo y limitar la descarga de contaminantes a 35 [mg/L] según lo estipulado en la Tabla 1 del DS. N°90/2000, la afectación de los ríos Malleco y Blanco disminuiría considerablemente, identificando niveles de OD entre los 7 y 8 [mg/L] en los puntos de confluencia.

Es importante mencionar que los modelos de OD simulados en este estudio tienen un carácter teórico, y funcionan como una primera aproximación del comportamiento de los ríos ante la descarga de materia orgánica proveniente de las plantas de tratamiento de aguas servidas. Para obtener una aproximación más certera de la real afectación de los cuerpos receptores es necesario un estudio en terreno para identificar parámetros hidráulicos en los ríos y la toma de muestras de agua en varios puntos aguas abajo de la descarga de las PTAS para calibrar los modelos.

Las constantes de aireación K_a y desoxigenación K_d son parámetros clave que influyen los resultados obtenidos en los modelos de OD (Cox et al., 2003). En particular la constante de aireación puede ser estimada teóricamente en función de diversas relaciones desarrolladas por distintos autores. Cox, et. al 2003, resume en un listado de 24 métodos distintos para su estimación, donde la temperatura, velocidad, caudal y profundidad del flujo figuran como las principales variables requeridas. Por su parte, la constante de degradación suele ser aproximada a la obtenida mediante pruebas de laboratorio en el análisis del efluente vertido, sin embargo, cuando se trata de cuerpos receptores poco caudalosos o de régimen turbulento esta aproximación parece poco representativa (Bowie et al., 1985), por lo que se han desarrollado diversos modelos empíricos para su correcta aproximación, en la recopilación hecha por Bowie et al., 1985 para la EPA de Estados Unidos, figura una revisión de las principales fórmulas recomendadas.

En los resultados de la caracterización de las actividades aguas abajo de la descarga de las PTAS se identificó que posterior a la descarga de la PTAS Collipulli se encuentran 3 sistemas de APR aledaños al río Malleco y se identificó además la descarga de la PTAS Angol al río Vergara (receptor de las aguas del río Malleco), actualmente este sistema se encuentra en modificación para pasar de tratamiento primario a secundario.

En cuanto a las actividades aguas abajo de la descarga de la PTAS Curacautín al río Blanco, se identificó que el río se encuentra en una zona de interés turístico, es decir, tiene condiciones especiales para la atracción turística y requiere de medidas de conservación especiales. Además, se identificaron zonas de acuicultura en el río Cautín (receptor de las aguas del río Blanco) 80 [km] aguas abajo del punto de descarga de la PTAS Curacautín y aguas arriba de la descarga de la PTAS Lautaro. En función de los valores de OD registrados aguas arriba de la descarga de esta última localidad (9.1 [mg/L]) se desprende que no existe para ese punto una afectación debido a la descarga de la PTAS Curacautín.

En la caracterización de las actividades aguas abajo de la descarga de las PTAS: Lautaro al río Cautín, Villarrica al río Toltén, y Nueva Imperial más Carahue al río Imperial, se identificó una importante presencia de sistemas de APR aledaños a los mencionados ríos. Actualmente, estos sistemas no tienen la obligatoriedad de tratar sus aguas residuales, por lo que la mayor parte de ellos no cuenta con sistema de saneamiento de aguas servidas. En función de lo anterior, los ríos son propensos a recibir descarga de residuos sin tratar en estos sectores y/o conforme avance el desarrollo de la normativa para estos sistemas, en algún momento deberán tratar sus aguas y verter sus desechos a los ríos, generando nuevos puntos de incorporación de carga orgánica a los sistemas.

Por otro lado, en el río Cautín se identificó la descarga de las PTAS de Pillanlelun, Temuco y Nueva Labranza y se verificó que estos tres sistemas cuentan con sistema de tratamiento secundario del tipo lodos activados. También en el río Cautín se identificó una zona de destinos turísticos que comprende la zona urbana de la comuna de Temuco que es aledaña al río. En el caso del río Toltén, se identificó la descarga de la PTAS de Pitruftuén, que además recibe los desechos sanitarios de la localidad de Freire;

esta PTAS, cuenta únicamente con sistema de tratamiento primario más desinfección, además, se identificó la descarga de la PTAS de Nueva Toltén, la cual cuenta con sistema de tratamiento secundario. Por otra parte, se identificaron zonas de acuicultura y zonas de pesca recreacional. Finalmente, en el río Imperial se identificó la descarga de la PTAS Puerto Saavedra y la existencia de zonas de concesiones para la acuicultura en puntos cercanos a la desembocadura del río.

Si bien, no se identificó un descenso significativo en los niveles de OD en los modelos simulados para el río Cautín, Toltén e Imperial, tal que pudiera darse una afectación grave de la biota, es importante destacar que estos modelos únicamente consideran la descarga de las PTAS estudiadas, pero pueden existir descargas dispersas a lo largo de los ríos, provenientes por ejemplo, de los sistemas de APR u otras fuentes de carga orgánica, y aunque cada una de ellas cumpla con la normativa vigente respecto al límite de concentración de contaminantes permitido en sus residuos, la suma total de carga sobre el río puede provocar concentraciones que causen efectos más adversos.

8. Sugerencias y conclusiones

Los resultados obtenidos en el análisis del funcionamiento de las plantas de tratamiento estudiadas muestran un nivel adecuado de remoción de contaminantes en todas ellas, el cual muestra un promedio anual de remoción del orden de 50%, tanto para DBO como para SST. Se observa un comportamiento estacional respecto a los niveles de remoción de DBO, siendo está más alta en invierno que en verano. Además, se observa una mayor concentración tanto de carga orgánica, como de sólidos suspendidos totales en los efluentes vertidos en época de verano, pero se observa un menor caudal vertido. Lo anterior puede explicarse debido a la infiltración de aguas lluvias en los alcantarillados en época de invierno, lo que genera la dilución del caudal afluente a las PTAS.

Por otro lado, se obtuvo que las PTAS estudiadas muestran un alto porcentaje de cumplimiento de la normativa que regula la descarga de contaminantes líquidos a cuerpos de agua continentales y marinos. (D.S N°90/200), todas las plantas muestran un porcentaje de cumplimiento mayor al 95% para el periodo de 8 años evaluado en este estudio.

Del análisis estadístico de los caudales medios en los cuerpos receptores de los efluentes de las PTAS se obtuvo que todos ellos presentan un régimen pluvial, existiendo una importante diferencia entre los caudales registrados en invierno y verano. En cuanto a los caudales de dilución, informados por la DGA, estos resultaron ser siempre una fracción del menor caudal con 95% de probabilidad de excedencia (1 año de periodo de retorno).

En cuanto a los resultados obtenidos para los modelos de oxígeno disuelto, no se identificó una afectación significativa en cuatro de las seis PTAS estudiadas, estas son las ubicadas en Lautaro, Villarrica, Nueva Imperial y Carahue; los ríos que reciben la descarga de estos sistemas muestran condiciones óptimas de OD en todos los escenarios simulados, obteniendo valores que no disminuyen más allá de los 7,5 [mg/L]. Por lo que es posible concluir que el criterio adoptado por la empresa asegura el cumplimiento de la normativa y además no genera un impacto significativo en los cuerpos receptores de los efluentes de estas cuatro PTAS.

Por otro lado, se identifica una posible afectación de los ríos que reciben las descargas de Collipulli y Curacautín en la condición actual de descarga de contaminantes, en que se identificaron valores de concentración de OD cercanos a los 5 [mg/L], valor límite para la conservación de la vida acuática. El nivel de afectación se acentúa en los resultados obtenidos para el modelo evaluado en la condición crítica del cuerpo receptor, donde se obtuvieron valores de OD en el punto crítico entre 1 y 3 [mg/L].

En la caracterización de las actividades aguas abajo de la descarga de las PTAS no se identificaron actividades que puedan resultar considerablemente afectadas por la disminución en los niveles de OD los casos de los sistemas de Collipulli y Curacautín. Sin embargo, en la caracterización de las actividades posterior a la descarga de las PTAS Lautaro, Villarrica, Nueva Imperial y Carahue, se identificó una considerable presencia de sistemas de agua potable rural aledaños a los ríos estudiados. Estos sistemas

en su mayoría no cuentan con sistemas de tratamiento de aguas residuales, sin embargo, conforme al avance en su regulación, en un futuro requerirán del saneamiento y posterior vertido de sus desechos, lo que implica nuevos puntos de descarga de materia orgánica.

Si bien los resultados obtenidos para los modelos de OD son de carácter teórico y requieren ajustes en función de las condiciones reales del cuerpo receptor, este estudio establece la línea de base para futuros estudios en los ríos y proporciona información respecto a que sistemas se les debe dar prioridad de inversión, para estudios en terrenos y/o posibles mejoras en los sistemas de tratamiento.

En vista de los resultados obtenidos, se sugiere a la empresa operadora (Aguas Araucanía) realizar un estudio *in situ* en las localidades de Curacautín y Collipulli con el objetivo de validar los modelos teóricos simulados en este estudio.

Por otro lado, este estudio logró identificar que el seguimiento actual que se está realizando a los cuerpos receptores por parte de la empresa sanitaria Aguas Araucanía, realizando mediciones 20 [m] aguas arriba y 100 [m] aguas abajo de la descarga de las PTAS es insuficiente para determinar si es que existe o no una afectación por la descarga de contaminantes, ya que de corroborarse los resultados de los modelos, y las velocidades de flujo consideradas en este estudio, el punto crítico del modelo de OD se da varios kilómetros aguas abajo del vertimiento de las plantas.

En conclusión, sobre la base de la revisión de la información operacional de las plantas de tratamiento, los informes de monitoreo de los cuerpos receptores, así como también, a partir de los resultados obtenidos en los modelos de OD simulados y la identificación de las actividades aguas abajo de la descarga de las PTAS estudiadas, se proponen las siguientes sugerencias para la operación de estos sistemas de parte de la empresa Aguas Araucanía:

1. Estudio en terreno que verifique la estimación de los caudales medios de los cuerpos receptores y que valide los resultados obtenidos para los modelos de OD, con la medición de los parámetros hidráulicos (velocidad, profundidad del flujo, entre otras) en época estival, para aproximar de forma más certera la constante de aireación y mediciones de OD en variados puntos posterior a la descarga para la calibración de los modelos. En particular, se recomienda comenzar con el estudio en terreno para las localidades de Collipulli y Curacautín, ya que son las que muestran un mayor nivel de afectación teórico.
2. Cambio en la ubicación de la toma de muestras para el monitoreo de los cuerpos receptores requerido para dar cumplimiento a las Resoluciones de Calificación Ambiental (RCA) de las plantas de tratamiento, ya que actualmente se toman muestras solo 100 [m] aguas abajo de la descarga, y de verificarse que las velocidades en el flujo son similares a las supuestas en este estudio (en base antiguas mediciones en los ríos) los puntos críticos podrían estar ubicados varios kilómetros aguas abajo de los puntos de descarga.

Por otro lado, en vista de la revisión de la normativa chilena vigente, en particular del D.SN°90/2000 que regula la descarga de residuos líquidos a cuerpos de agua continentales y marinos; y ante la inexistencia de una norma que regule la longitud de influencia de un vertimiento de residuos sobre una corriente de agua superficial, (para ríos que no cuentan con normas secundarias de calidad) queda abierta a una propuesta de investigación que realice una revisión bibliográfica y desarrolle una propuesta de metodología para la definición de la longitud de influencia ante la descarga de residuos líquidos sobre cuerpos de agua fluviales.

9. Referencias

- Bowie, G. L., Mills, W. B., Porcella, D. B., Campbell, C. L., Pagenkopf, J. R., Rupp, G. L., ... & Barnwell, T. O. (1985). Rates, constants, and kinetics formulations in surface water quality modeling. *EPA*, 600, 3-85.
- Cade Idepe (2004), Diagnostico y Clasificación de los cursos y cuerpos de Agua según objetivos de calidad, Cuenca río Biobío.
- Cade Idepe (2004), Diagnostico y Clasificación de los cursos y cuerpos de Agua según objetivos de calidad, Cuenca río Imperial
- Cade Idepe (2004), Diagnostico y Clasificación de los cursos y cuerpos de Agua según objetivos de calidad, Cuenca río Toltén.
- Chapra S. (1997) Surface Water Quality Modeling. New York: McGraw-Hill
- Cox, B. A. (2003). A review of dissolved oxygen modelling techniques for lowland rivers. *Science of the Total Environment*, 314, 303–334.
- Davis, J. C. (1975). Minimal dissolved oxygen requirements of aquatic life with emphasis on Canadian species: a review. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, 32(12), 2295–2332.
- Dirección General de Aguas, Estadística Estaciones DGA, Recuperado el 27 de Octubre del 2020 de <https://snia.mop.gob.cl/BNAConsultas/reportes>.
- Dirección General de Aguas (1995), Manual de Calculo de Crecidas y Caudales Minimos en Cuencas Sin Información FLuviométrica.
- Dirección General de Aguas (2004), Criterios para la deerminación de caudales disponibles para la dilusión en cuerpos receptores superficiales.
- Dirección General de Aguas (2007), Manual de procedimientos para la Administración de recursos Hidricos.
- Direccion General de aguas (1980), Hoyas Hidrograficas de Chile: Novena Región, Hans Niemeyer
- Elmore, H. L., & Hayes, T. W. (1960). Solubility of atmospheric oxygen in water. In *Proc. Am. Soc. Civil Engrs* (Vol. 86, pp. 41-53).
- Instituto Nacional de Estadísticas, (2019) “Estimaciones y Proyecciones de la Población de Chile 2002-2035: Totales regionales, población urbana y rural”
- Liu, W.-B., & Chen, D.-M. (2009). Spatial impact of organic matters from point sources on stream water quality. *Mining Science and Technology (China)*, 19(2), 256–261.
- Masters, G. M., Ela, W. P., & Parra, Y. D. (2008). *Introducción a la ingeniería medioambiental* (Issue 628 M3I5 2008). Pearson educación.
- Metcalf, L., Eddy, H. P., & Tchobanoglous, G. (1979). *Wastewater engineering: treatment, disposal, and reuse* (Vol. 4). McGraw-Hill New York.
- Ministerio del Medio Ambiente (2012) Decreto N°14, 2012. Aprueba reglamento para la determinacion del caudal ecológico mínimo.
- Ministerio Secretaria General de la Republica (2000) Decreto Supremo N°90, 2000. Establece norma de emisión para la regulación de contaminantes asociados a las descargas de residuos líquidos a aguas marinas y continentales superficiales
- Ministerio Secretaria General de la Republica (2009). Establece normas de calidad primaria para las aguas continentales superficiales aptas para actividades de recreación con contacto directo.
- Servicio Nacional de Información y Fiscalización Ambiental. (s.f) *Informe Monitoreo Cuerpo Receptor. Aguas Araucanía*. Recuperado el 27 de Octubre del 2020 de

<https://snifa.sma.gob.cl/UnidadFiscalizable>

Servicio Nacional de Pesca y Acuicultura (2012). Guía de pesca recreativa Región de la Araucanía. Recuperado el 18 de Enero del 2021 de <https://issuu.com/planaraucania/docs/guia-pesca-recreativa-araucania>

Superintendencia de Servicios Sanitarios. (s.f.). *Resultados Fiscalizacion PTAS*. Ministerio de Obras Publicas. Recuperado el 27 de Octubre del 2020 de <https://www.siss.gob.cl/586/w3-propertyvalue-6408.html>

Tchobanoglous, G., & Schroeder, E. E. (1985). Water quality: characteristics, modeling, modification.

Thomann R, Mueller J. (1987) Principles of water quality modeling and control. NY : Harper Collins

Anexos

Tabla A1. Límites máximos permitidos para la descarga de residuos líquidos a cuerpos de agua fluviales. D.S N°90/2000

Contaminantes	Unidad	Expresión	Límite Máximo Permitido
Aceites y Grasas	mg/L	A y G	20
Aluminio	mg/L	Al	5
Arsénico	mg/L	As	0,5
Boro	mg/L	B	0,75
Cadamio	mg/L	Cd	0,01
Cianuro	mg/L	CN-	0,2
Cloruros	mg/L	Cl-	400
Cobre Total	mg/L	Cu	1
Coliformes Fecales o Termotolerantes	NMP/100 ml	Coli/100 ml	1000
Índice de Fenol	mg/L	Fenoles	0,5
Cromo Hexavalente	mg/L	Cr6+	0,05
DBO5	mg O2/L	DBO5	35
Fósforo	mg/L	P	10
Fluoruro	mg/L	F-	1,5
Hidrocarburos Fijos	mg/L	HF	10
Hierro Disuelto	mg/L	Fe	5
Manganeso	mg/L	Mn	0,3
Mercurio	mg/L	Hg	0,001
Molibdeno	mg/L	Mo	1
Níquel	mg/L	Ni	0,2
Nitrógeno Total Kjeldahl	mg/L	NKT	50
Pentaclorofenol	mg/L	C6OHCl5	0,009
PH	Unidad	pH	6,0 - 8,5
Plomo	mg/L	Pb	0,05
Poder Espumógeno	mg/L	PE	7
Selenio	mg/L	Se	0,01
Sólidos Suspendidos Totales	mg/L	SS	80
Sulfatos	mg/L	SO42-	1000
Sulfuros	mg/L	S2-	1
Temperatura	°C	T°	35
Tetracloroeteno	mg/L	C2Cl4	0,04
Tolueno	mg/L	C6H5CH3	0,7
Triclorometano	mg/L	CHCl3	0,2
Xileno	mg/L	C6H4C2H6	0,5
Zinc	mg/L	Zn	3

(Fuente: D.S N°90/2000)

Tabla A2. Límites máximos permitidos para la descarga de residuos líquidos a cuerpos de agua fluviales considerando la capacidad de dilución del cuerpo receptor. D.S N°90/2000

Contaminantes	Unidad	Expresión	Límite Máximo Permisible
Aceites y Grasas	mg/L	A y G	50
Aluminio	mg/L	Al	10
Arsénico	mg/L	As	1
Boro	mg/L	B	3
Cadamio	mg/L	Cd	0,3
Cianuro	mg/L	CN-	1
Cloruros	mg/L	Cl-	2000
Cobre Total	mg/L	Cu	3
Coliformes Fecales o Termotolerantes	NMP/100 ml	Coli/100 ml	1000
Índice de Fenol	mg/L	Fenoles	1
Cromo Hexavalente	mg/L	Cr6+	0,2
DBO5	mg O2/L	DBO5	300
Fósforo	mg/L	P	15
Fluoruro	mg/L	F-	15
Hidrocarburos Fijos	mg/L	HF	50
Hierro Disuelto	mg/L	Fe	10
Manganeso	mg/L	Mn	3
Mercurio	mg/L	Hg	0,01
Molibdeno	mg/L	Mo	2,5
Níquel	mg/L	Ni	3
Nitrógeno Total Kjeldahl	mg/L	NKT	75
Pentaclorofenol	mg/L	C6OHCl5	0,01
PH	Unidad	pH	6,0 - 8,5
Plomo	mg/L	Pb	0,5
Poder Espumógeno	mm.	PE	7
Selenio	mg/L	Se	0,1
Sólidos Suspendidos Totales	mg/L	SS	300
Sulfatos	mg/L	SO42-	2000
Sulfuros	mg/L	S2-	10
Temperatura	°C	T°	40
Tetracloroetano	mg/L	C2Cl4	0,4
Tolueno	mg/L	C6H5CH3	7
Triclorometano	mg/L	CHCl3	0,5
Xileno	mg/L	C6H4C2H6	5
Zinc	mg/L	Zn	20

(Fuente: D.S N°90/2000)

Tabla A3. Correlaciones Análisis y Relleno de Datos Estación Fluviométrica Río Malleco en Collipulli.

Mes	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sept	Oct	Nov	Dic
Coef. a	5.1623	0.1296	0.1746	0.4194	0.6554	0.435	1.5886	0.6368	0.4654	0.4099	0.3122	0.1809
Coef. b	3.1872	-0.6636	-1.9489	-8.8639	-18.352	-1.2169	2.1788	-28.529	-14.941	-15.667	-10.457	-0.9728
Mejor R2	R.T.V	R.C.R.R	R.C.R.R	R.C.R.R	R.C.R.R	R.C.R.R	R.M.L	R.C.R.R	R.C.R.R	R.C.R.R	R.C.R.R	R.C.R.R
R2	0.4669	0.4045	0.4464	0.8698	0.7494	0.556	0.8995	0.7708	0.698	0.9151	0.8732	0.6742

Tabla A4. Estadígrafos para los datos rellenados de la estación fluviométrica Río Malleco en Collipulli.

Parámetro	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic
n	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20
Qmax	10.54	7.57	9.85	25.94	87.26	92.60	136.30	99.52	71.44	77.64	43.47	17.71
Qmin	2.85	1.96	1.46	2.65	4.55	5.29	18.97	18.03	14.72	10.93	5.93	5.27
Qmed	5.90	4.32	4.27	7.32	21.59	53.30	55.76	54.20	38.52	27.47	18.71	10.64
Sx	2.41	1.42	1.85	5.91	20.94	25.74	30.16	25.09	15.13	13.74	10.39	3.46

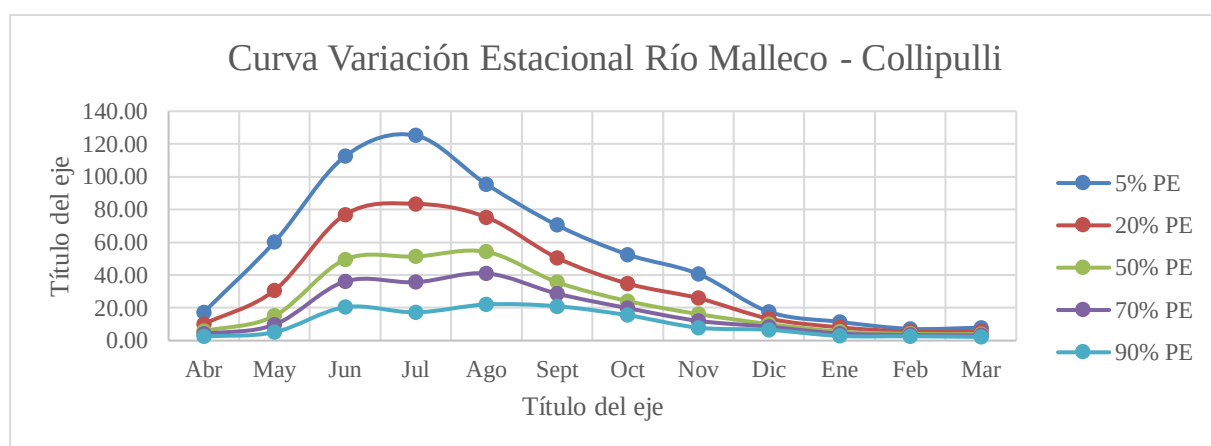


Figura A1. Curvas de variación estacional para la estación fluviométrica río Malleco en Collipulli.

Tabla A5. Correlaciones Análisis y Relleno de Datos Estación Fluviométrica Río Blanco en Curacautín

Mes	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sept	Oct	Nov	Dic
Coef. a	0.121	0.0924	0.515	0.0742	0.082	0.112	0.091	0.08008	0.0526	0.1138	0.112	0.0739
Coef. b	-2.127	-0.5442	0.0367	-0.4754	-0.6154	-0.2994	1.1264	-6.1449	0.3314	-2.7119	-2.521	-0.7814
Mejor R2	R.C.R.R	R.C.R.R	R.M.P.M	R.C.C	R.C.C	R.C.R.R	R.C.R.R	R.C.C	R.C.C	R.C.R.R	R.C.R.R	R.C.C
R2	0.7636	0.3101	0.4185	0.719	0.8872	0.7945	0.9484	0.8402	0.885	0.9571	0.9566	0.9125

Tabla A6. Estadígrafos para los datos rellenados de la estación fluviométrica Río Blanco en Curacautín

Parámetro	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic
n	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20
Qmax	6.56	5.88	4.18	6.53	14.75	22.47	26.18	20.55	14.54	20.85	16.33	9.21
Qmin	1.58	1.53	0.99	0.94	1.86	3.18	7.11	5.40	5.26	4.89	3.25	2.35
Qmed	3.54	3.03	2.27	2.90	6.29	13.80	13.79	12.27	10.50	9.24	7.93	4.74
Sx	1.35	1.18	0.94	1.71	3.91	5.39	4.55	4.68	3.21	3.75	3.66	1.91

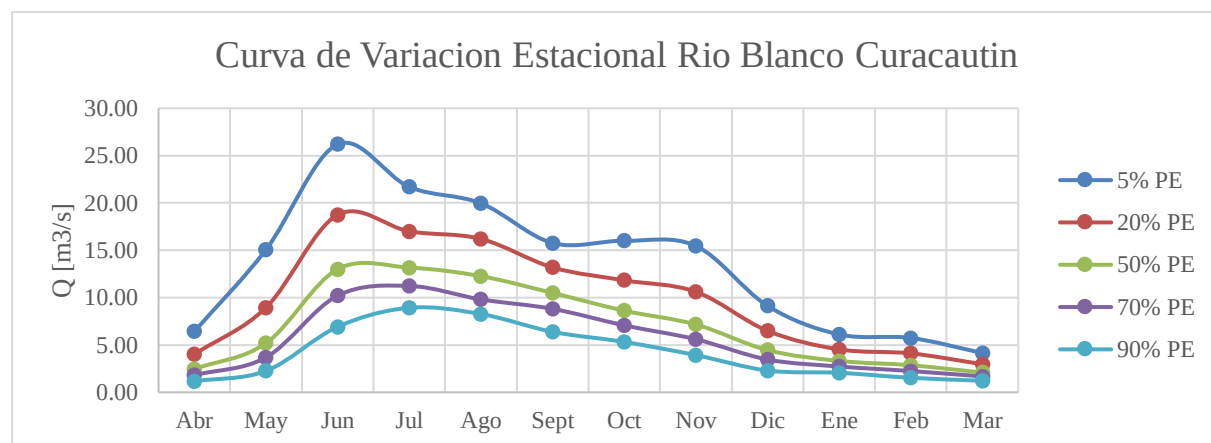


Figura A2. Curvas de variación estacional para la estación fluviométrica río Blanco en Curacautín.

Tabla A7. Estadígrafos para los datos de la estación fluviométrica Río Cautín en Cajón.

Parámetro	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic
n	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20
Qmax	67.1	66.6	52.1	100.7	182.9	426.6	526.9	313.9	292.4	366.6	219.0	131.6
Qmin	24.0	21.1	20.1	25.1	32.8	38.7	125.2	129.3	96.7	82.9	47.6	45.7
Qmed	47.2	35.7	35.5	45.4	84.6	223.9	249.8	227.1	192.7	148.1	116.4	75.1
Sx	13.9	11.1	9.5	19.5	44.6	95.4	92.2	56.6	56.4	65.5	50.3	24.4

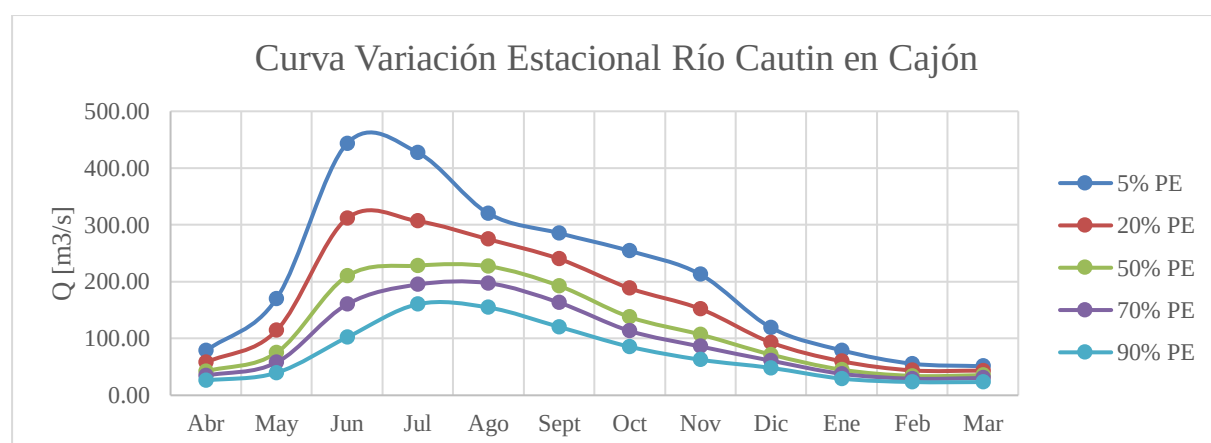


Figura A3. Curvas de variación estacional para la estación fluviométrica río Cautín en Cajón

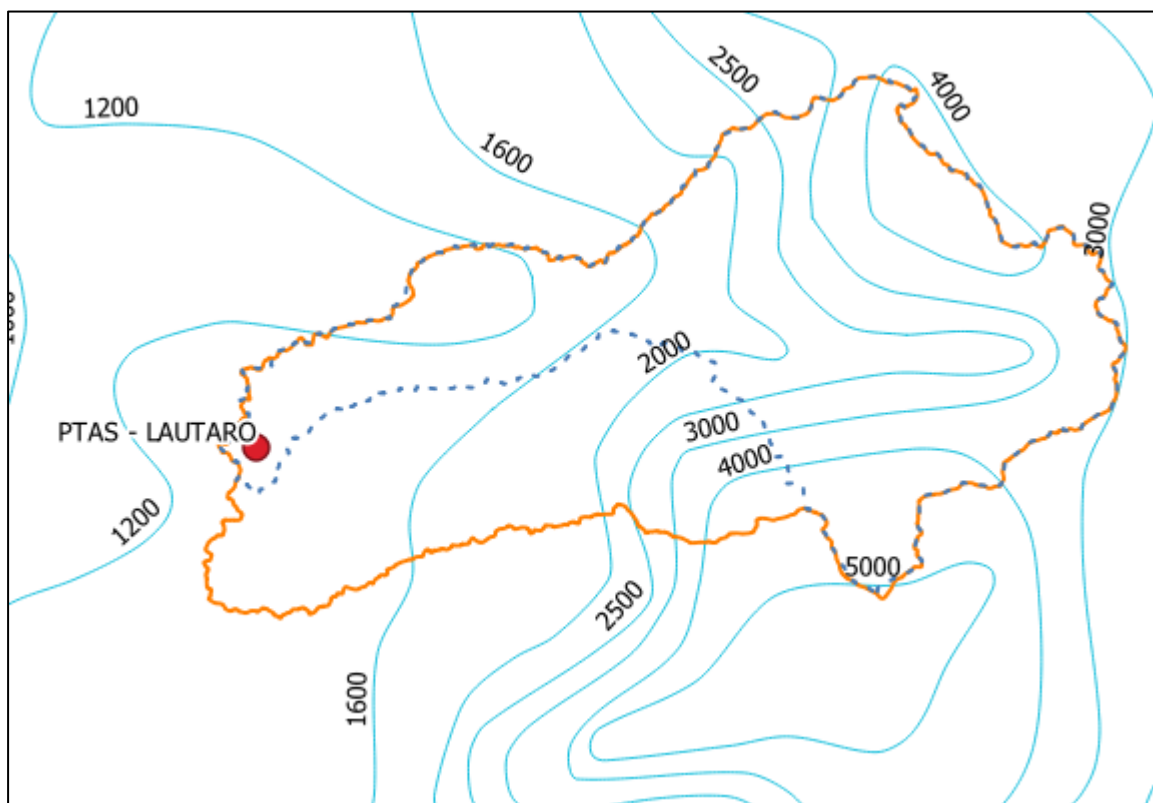


Figura A4. Mapa de las cuencas generadas con el software QGis para la trasposición de caudales. Cuenca con punto de salida en el punto de descarga PTAS Lautaro (línea punteada azul), Cuenca con punto de salida en la E.F río Cautín en Cajón (naranja, isoyetas de precipitación media (líneas celestes))

Tabla A8. Correlaciones Análisis y Relleno de Datos Estación Fluviométrica Río Toltén en Villarrica

Mes	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sept	Oct	Nov	Dic
Coef. a	0.5854	0.4888	0.4321	0.4069	0.2794	0.3442	0.3443	0.3301	0.3575	0.2984	0.3928	0.4904
Coef. b	-7.094	12.169	18.323	22.462	60.457	31.102	50.347	75.19	67.826	107.59	63.361	19.922
Mejor R2	R.T.T.S	R.T.T.S	R.T.T.S	R.T.T.S	R.T.T.S	R.T.T.S	R.T.T.S	R.T.T.S	R.T.T.S	R.T.T.S	R.T.T.S	R.T.T.S
R2	0.9261	0.8006	0.6996	0.9146	0.8049	0.9566	0.9681	0.8494	0.8143	0.9569	0.9292	0.9746

Tabla A9. Estadígrafos para los datos rellenados de la estación fluviométrica Río Toltén en Villarrica

Parámetro	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic
n	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20
Qmax	245.58	156.11	140.48	209.47	261.55	621.50	672.87	510.35	631.21	581.50	449.13	402.68
Qmin	98.89	88.98	81.35	88.94	106.55	101.44	145.93	235.42	211.87	191.81	149.87	134.90
Qmed	155.59	121.79	111.22	120.27	161.49	328.57	396.79	356.38	342.92	293.74	269.85	208.15
Sx	42.48	19.98	16.50	29.86	40.91	133.69	146.39	79.55	95.85	81.75	81.01	67.44

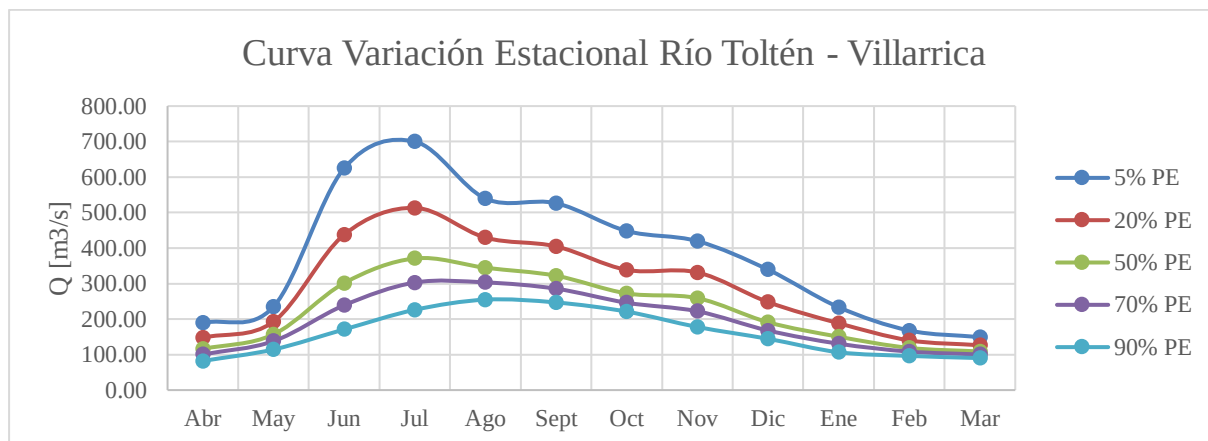


Figura A4. Curvas de variación estacional para la estación fluviométrica río Toltén en Villarrica.

Tabla A10. Correlaciones Análisis y Relleno de Datos Estación Fluviométrica Río Cholchol en Cholchol.

Coef. a	0.4447	0.0862	0.3222	0.1115	3.9985	0.3015	1.2324	0.4572	0.5523	0.2752	0.6346	0.103
Coef. b	6.4528	1.9021	9.7324	-1.8503	0.6499	-16.559	-5.5727	46.482	-13.315	-50.579	1.2225	5.3887
Mejor R2	R.C.C	R.T.T.S	R.C.C	R.T.T.S	R.M.P.M	R.T.T.S	R.C.C	R.C.A	R.C.A	R.T.T.S	R.C.C	R.T.T.S
R2	0.722	0.5612	0.6004	0.7381	0.8065	0.7096	0.8299	0.7275	0.8465	0.946	0.8791	0.7993

Tabla A11. Estadígrafos para los datos rellenados de la estación fluviométrica Río Cholchol en Cholchol.

Parámetro	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic
n	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20
Qmax	42.27	34.26	33.65	53.98	209.81	500.38	647.19	438.65	431.73	393.65	146.12	75.87
Qmin	18.48	15.16	14.42	17.11	19.65	47.12	145.09	125.85	86.47	58.30	36.51	26.71
Qmed	27.48	21.28	21.14	24.73	59.17	244.07	301.00	275.79	198.04	122.47	75.48	45.09
Sx	7.42	4.31	4.16	9.55	46.45	133.50	125.64	91.48	77.01	75.41	33.75	15.47

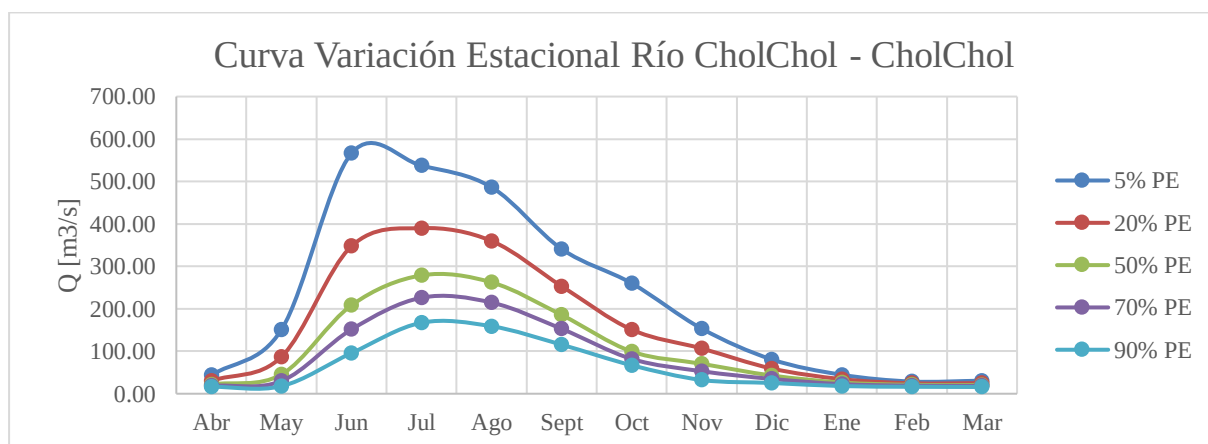


Figura A5. Curvas de variación estacional para la estación fluviométrica río Cholchol en Cholchol

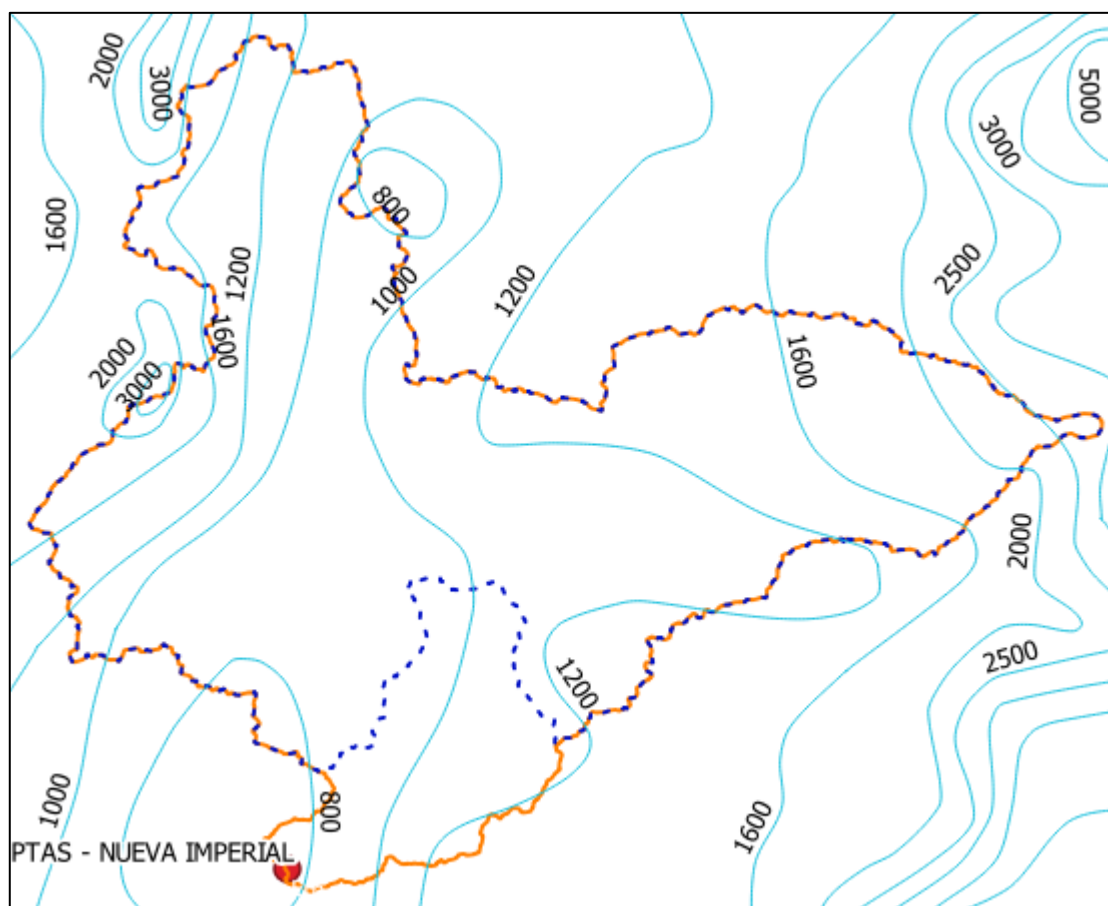


Figura A6. Mapa de las cuencas generadas con el software QGis para la trasposición de caudales. Cuenca con punto de salida en el punto de descarga PTAS Nueva imperial (naranja), Cuenca con punto de salida en la E.F río Cholchol en Cholchol (línea punteada azul), isoyetas de precipitación media (líneas celestes)

Tabla A12. Correlaciones Análisis y Relleno de Datos Estación Fluviométrica Río Cautín en Almagro

Mes	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sept	Oct	Nov	Dic
Coef. a	1.4664	1.5104	0.4321	1.953	2.5956	1.8697	1.8357	2.3786	1.9872	1.9608	2.0855	1.9735
Coef. b	0.4728	8.107	18.323	4.5623	-40.439	66.757	85.947	-55.175	0.2772	-23.861	-35.752	-29.027
Mejor R2	R.C.C	R.C.C	R.C.C	R.C.C	R.C.C	R.C.C	R.C.C	R.C.C	R.C.C	R.C.C	R.C.C	R.C.C
R2	0.544	0.3763	0.2321	0.7309	0.8602	0.8002	0.7518	0.6653	0.7959	0.9187	0.8606	0.7412

Tabla A13. Estadígrafos para los datos rellenados de la estación fluviométrica Río Cautín en Almagro

Parámetro	Ene	Feb	Mar	Abr	May	Jun	Jul	Ago	Sep	Oct	Nov	Dic
n	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20	20
Qmax	132.52	138.20	110.16	204.66	499.32	822.47	964.29	828.71	754.93	728.06	450.10	226.15
Qmin	24.38	16.13	27.02	50.37	57.26	63.34	257.77	257.68	203.60	148.84	74.61	22.82
Qmed	70.09	62.91	69.06	93.35	178.63	489.79	547.91	491.21	386.74	267.42	207.40	118.75
Sx	27.35	26.39	23.28	44.89	125.14	195.69	192.34	162.53	137.31	133.51	111.13	56.31

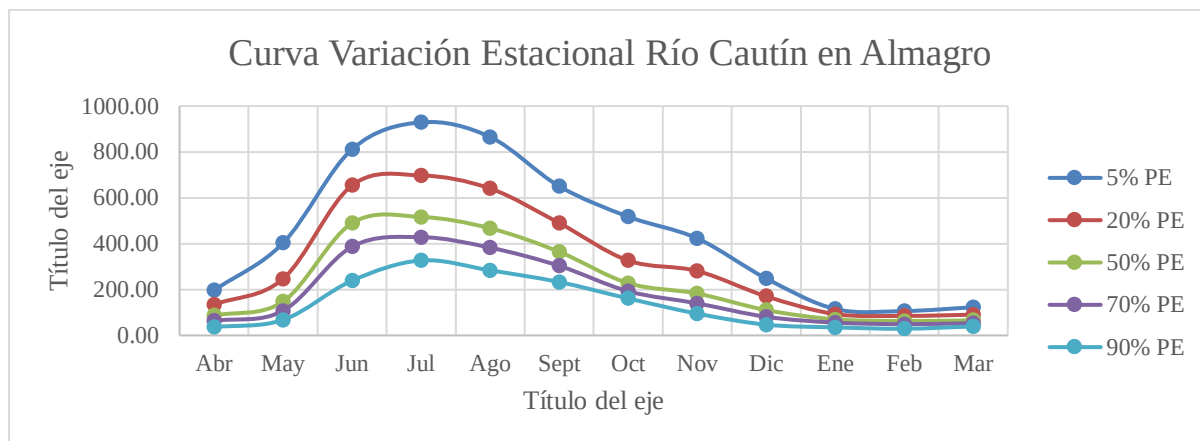


Figura A6. Curvas de variación estacional para la estación fluviométrica río Cautín en Almagro

