



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

ESTUDIO DE LA RELACIÓN ENTRE CAUDAL ECOLÓGICO, OPERACIÓN
HYDROPEAKING Y CALIDAD DEL AGUA DEL EMBALSE RAPEL

TESIS PARA OPTAR AL GRADO DE MAGÍSTER EN CIENCIAS DE LA
INGENIERÍA, MENCIÓN RECURSOS Y MEDIO AMBIENTE HÍDRICO

MEMORIA PARA OPTAR AL TÍTULO DE INGENIERA CIVIL

VALERIA MADELEINE ROSSEL BUSTAMANTE

PROFESOR GUÍA:
ALBERTO DE LA FUENTE STRANGER

MIEMBROS DE LA COMISIÓN:
MARCELO OLIVARES ALVEAL
CAROLINA MERUANE NARANJO

SANTIAGO DE CHILE
2014

Resumen de la tesis para optar a:
Título de Ingeniera Civil y Grado de Magíster
en Ciencias de la Ingeniería, Mención Recursos
y Medio Ambiente Hídrico
Por: Valeria Rossel Bustamante
Fecha: Octubre 2014
Profesor Guía: Alberto de la Fuente

ESTUDIO DE LA RELACIÓN ENTRE CAUDAL ECOLÓGICO, OPERACIÓN HYDROPEAKING Y CALIDAD DEL AGUA DEL EMBALSE RAPEL

La eutroficación y florecimiento de algas es un problema común en lagos y embalses que reciben elevadas cargas de nutrientes en sus afluentes. Como consecuencia, se pueden generar incompatibilidades con algunos de los propósitos de los embalses, tales como consumo humano, riego o generación hidroeléctrica; así como también con las actividades recreacionales o deportivas que se desarrollan en torno a estos cuerpos de agua.

El embalse Rapel, ubicado en la zona costera de la Región de O'Higgins, es un ejemplo de esta situación. Si bien se han realizado estudios relativos al diagnóstico de la calidad del agua, no se ha investigado completamente cómo se ve afectada la calidad del agua del embalse como consecuencia del esquema de operación que mantiene la central. Esto motiva la realización de esta tesis, cuyo objetivo principal es estudiar esta relación mediante el análisis de escenarios de simulación. Para ello, se utiliza el modelo ELCOM-CAEDYM, capaz de representar la hidrodinámica y calidad del agua del embalse. Por otro lado, se utiliza el modelo MIPUC que permite reproducir la labor del operador del sistema eléctrico de Chile central de coordinar el funcionamiento de corto plazo de las plantas eléctricas pertenecientes al sistema. Un total de veinte escenarios de simulación son definidos de acuerdo a dos criterios: condición hidrológica para el caudal afluente al embalse (año seco, normal o húmedo) y restricción de caudal mínimo en la operación de la central hidroeléctrica. Los resultados de las simulaciones son comparados por el grado de alteración hidrológica que imponen en el caudal aguas abajo del embalse, la energía generada por la central Rapel, variaciones en el nivel del agua del embalse y la concentración de clorofila-a en un eje central que recorre el embalse, desde la llegada del río Cachapoal hasta la presa.

Los resultados de las simulaciones mostraron que la inclusión de un caudal mínimo ecológico en la operación de la central reduce la alteración hidrológica en el río aguas abajo de la presa. Por otro lado, las condiciones hidrológicas asociadas a un menor caudal entrante al embalse, resultaron ser las más sensibles al efecto del caudal ecológico, tanto en la variación del nivel como en la concentración de cianobacterias. En particular, se observó que el caudal mínimo más restrictivo resultaba en una mejora de la calidad del agua de las cubetas Cachapoal y Muro. Este resultado es consecuencia de un bajo nivel del embalse y de la concentración de sólidos suspendidos del afluente que generan una mayor turbidez a la entrada del embalse. Esto a su vez, limita el crecimiento del fitoplancton se tiene por tanto una disminución de la concentración de clorofila-a. Estos resultados muestran que cambios del esquema de operación de la central pueden afectar la calidad del agua del embalse de manera significativa, y plantea la inclusión de esta opción como una alternativa en el estudio de embalses existentes o en los estudios previos de proyectos de recursos hídricos futuros.

Agradecimientos

En primer lugar, quiero agradecer a Gloria y Hernán, por el apoyo que han mostrado hacia mis hermanos y hacia mí en todas las cosas que nos hemos propuesto. Agradezco a mis hermanos, mis amigos de toda la vida: Natalia, la mejor hermana mayor; Katia, la mejor hermana "doble"; y Álvaro, el mejor hermano pequeño. Esta tesis también va dedicada a Manuel que ha estado conmigo en todas y cada una de las etapas de este trabajo.

Agradezco a los profesores que estuvieron detrás de este trabajo: Beto, Marcelo y Carolina. Especialmente al Beto, por la motivación, apoyo, confianza y paciencia durante este proceso.

En estas líneas, también hay una mención para Germán que me ayudó en los inicios de esta tesis y para Carla, con quien trabajé en el proceso de juntar los modelos. Gracias Jannik por los comentarios asertivos. Gracias Cristián por leer y comentar este trabajo en alguna de sus muchas versiones anteriores.

A los compañeros del magíster y los que rotaron en la sala de memoristas, gracias por todas esas conversaciones, apuestas y almuerzos en el tercer piso.

Agradezco también al Departamento de Postgrado y Postítulo de la Vicerrectoría de Asuntos Académicos por la ayuda en la estadía corta de investigación y a la División de Recursos Hídricos y Medio Ambiente por apoyar mi participación en el congreso AGU Fall Meeting 2013.

Después de este paso por la Universidad, solo puedo mirar atrás pensando que fue una gran oportunidad: de aprender, de crecer y de hacer desaparecer los límites.

Tabla de contenido

1. Introducción	1
1.1. Motivación	1
1.2. Objetivos	2
1.2.1. Objetivo general	2
1.2.2. Objetivos específicos	2
1.3. Estructura del informe	2
2. Antecedentes	4
2.1. Efectos ambientales de embalses	4
2.2. Caudal ecológico	4
2.3. Sistema Interconectado Central	5
2.4. Modelo MIPUC	5
2.5. Modelo ELCOM-CAEDYM	6
3. Área de estudio	7
3.1. Central hidroeléctrica Rapel	8
4. Metodología	11
4.1. Recopilación de datos	11
4.2. Modelo de hidrodinámica y calidad del agua	13
4.3. Modelo de operación de la central hidroeléctrica	13
4.4. Indicadores y análisis de los resultados	14
4.5. Escenarios de simulación	15
5. Resultados	17
5.1. Validación del modelo	17
5.2. Análisis preliminar de los efectos del hydropeaking	18
5.3. Nivel del embalse	20
5.4. Evaluación de la generación eléctrica y de los indicadores	21
5.5. Efecto del caudal ecológico en la variación espacial y temporal de las cianobacterias	23
6. Conclusiones	29
Bibliografía	31
Anexos	I

Anexo A. Artículo Congreso Chileno de Ingeniería Hidráulica XXI	I
Anexo B. Poster presentado en AGU Fall Meeting 2013	XVI
Anexo C. Artículo enviado a revista ISI	XVIII

Índice de figuras

3.1. Mapa de ubicación del embalse Rapel	7
3.2. Presa del embalse Rapel	8
3.3. Caudal medio mensual de los afluentes al embalse Rapel.	9
3.4. Operación horaria de la central Rapel.	10
3.5. Nivel del embalse Rapel	10
4.1. División en cubetas del embalse Rapel	11
4.2. Datos meteorológicos.	12
4.3. Esquema de operación de la central Rapel como resultado del modelo MIPUC.	14
4.4. Caudal de entrada, caudal de salida y caudal de salida promedio.	15
4.5. Esquema conceptual del uso en conjunto de los modelos ELCOM-CAEDYM y MIPUC.	16
5.1. Comparación entre la temperatura del agua registrada en las cercanías del muro y la temperatura simulada.	18
5.2. Comparación entre la calidad del agua registrada y la simulada	19
5.3. Concentración de clorofila en la superficie del embalse para 4 fechas, escenario Q_{hyd}	20
5.4. Concentración de clorofila-a para los escenarios Q_{hyd} y Q_{avg}	21
5.5. Nivel del agua del embalse obtenido para los 20 escenarios simulados	22
5.6. Comparación entre alteración hidrológica, energía generada e indicador de cianobacterias.	23
5.7. Concentración de clorofila-a para para los escenarios $P_{exc}=70\%$ - $EF=0\%$ y $P_{exc}=70\%$ - $EF=30\%$	24
5.8. Serie del Ind_2 para y tasa de crecimiento medio para escenarios asociados a $P_{exc}=70\%$. Limitación de nutrientes en la cortina Cachapoal-Muro.	26
5.9. Esquema de una corriente de turbidez.	27
5.10. Ubicación aproximada del punto de sumergencia de la corriente de densidad.	28

1. Introducción

1.1 Motivación

La construcción de embalses implica la creación de un nuevo ecosistema léntico que va a generar impactos ambientales en la vegetación, especies acuáticas, calidad del agua y morfología del río, así como impactos sociales en las zonas aledañas (Collier et al., 1996). Los efectos de los embalses, aguas abajo de la presa y en el interior del embalse, han sido foco de estudio en diferentes sistemas en el mundo. Sin embargo, no ha sido completamente investigado si el esquema de descargas desde la presa tiene efectos en la calidad del agua al interior del embalse. Esto motiva a estudiar esta relación en un sistema que se ha visto afectado por problemas de calidad del agua como lo es el embalse Rapel.

El embalse Rapel, ubicado en la Región del Libertador General Bernardo O'Higgins, fue construido en 1968 con el objetivo de producir energía hidroeléctrica. La central Rapel, cuyo funcionamiento está controlada por un operador independiente, se caracteriza por una operación intradiaria concentrada en los horarios punta, que es conocida como operación hydropeaking. Este esquema de operación en la central Rapel no considera la existencia de un caudal ecológico para el ecosistema aguas abajo de la presa y tiene efectos importantes sobre el embalse, tales como profundizar la termoclina a 45 [m] aproximadamente, generar fenómenos localizados de mezcla vertical en el embalse (Ibarra, 2013; de la Fuente y Niño, 2008) y modificar el perfil de temperaturas (Guzmán, 2013).

Durante los casi 50 años de operación del embalse Rapel, se ha detectado la descarga hacia el embalse de aguas servidas, desechos agroindustriales y desechos mineros (Vila et al., 2000). En los años 70, las primeras evidencias del proceso de eutrofización se hicieron notar a través de eventos de florecimiento de algas y mortandad de peces (Cabrera et al., 1977; Vila et al., 1987). Actualmente, el embalse Rapel es un atractivo turístico de la zona, por lo que la mala calidad del agua podría desincentivar las visitas y afectar el desarrollo de las actividades recreativas.

Estos antecedentes generales de la historia del embalse Rapel motivaron estudiar la relación entre las políticas de operación de la central hidroeléctrica, las restricciones ambientales de caudal ecológico y la calidad del agua del embalse Rapel. Para lo anterior, en este trabajo se utiliza el modelo numérico tridimensional ELCOM que permite simular la hidrodinámica de cuerpos de agua, mientras que el complemento CAEDYM permite reproducir la calidad del agua.

Un total de veinte escenarios de simulación son definidos usando dos variables: la disponibilidad de agua afluente al embalse, que queda determinada por la probabilidad de excedencia del caudal afluente; y el caudal mínimo que debe ser turbinado por la central, de manera que se pueda asegurar un flujo aguas abajo del muro. Estos escenarios son construidos utilizando el modelo MIPUC, que corresponde a una herramienta capaz de reproducir la labor del CDEC-SIC y que proporciona, como archivo de salida, la generación horaria de

todas las centrales pertenecientes al sistema. Este conjunto de simulaciones buscan entender el comportamiento del embalse, encontrar una conexión entre la operación de la central, caudal ecológico y calidad del agua al interior del embalse, y proporcionar antecedentes para un mejor manejo de los sistemas de embalses.

1.2 Objetivos

1.2.1 Objetivo general

Evaluar los impactos en la calidad del agua del embalse Rapel como consecuencia de la operación de la central hidroeléctrica y de la inclusión de un caudal ecológico para el sistema aguas abajo del embalse.

1.2.2 Objetivos específicos

- Implementar un modelo que reproduzca la hidrodinámica y calidad del agua del embalse Rapel.
- Proponer indicadores capaces de representar el estado del embalse de acuerdo a la calidad del agua y grado de alteración hidrológica.
- Generar escenarios de operación de la central hidroeléctrica bajo diferentes condiciones hidrológicas y restricciones de caudal mínimo turbinado.
- Cuantificar los efectos de los esquemas de operación en la calidad del agua del embalse.

1.3 Estructura del informe

Este documento se encuentra organizado de acuerdo a la siguiente estructura:

- **Introducción:** Corresponde a la descripción, motivación y objetivos de la tesis.
- **Antecedentes:** En esta sección se describen aspectos relevantes asociados a los efectos de los sistemas de embalses, el sistema eléctrico en Chile, y a los modelos de hidrodinámica, calidad del agua y operación de la central.
- **Área de estudio:** Se desarrollan las características más importantes del embalse y del funcionamiento de la central hidroeléctrica.
- **Metodología:** En esta sección, se describe la implementación de los modelos de hidrodinámica, calidad del agua y operación de la central hidroeléctrica. Junto con esto, se presentan los indicadores y escenarios de simulación propuestos.
- **Resultados:** Se presentan los resultados de los indicadores para los diferentes escenarios de simulación. Se analizan y explican los resultados particulares de un grupo de escenarios de simulación.
- **Conclusiones:** Se enumeran las conclusiones del trabajo realizado.

- **Anexos:** Se incluyen como anexos los trabajos realizados durante el desarrollo de este trabajo de tesis. El primer trabajo corresponde al artículo presentado en el XXI Congreso Chileno de Ingeniería Hidráulica. En este trabajo, se muestran los primeros resultados obtenidos con las simulaciones. Luego, se muestra el póster presentado en el congreso AGU Fall Meeting 2013. El último anexo corresponde a un artículo que se encuentra en revisión en una revista ISI, en el que están contenidos los resultados principales de esta tesis.

2. Antecedentes

2.1 Efectos ambientales de embalses

Los embalses son obras de ingeniería civil que permiten controlar inundaciones, generar electricidad, y administrar el uso del agua para el consumo humano y la agricultura, entre otros. Otros propósitos, tales como la navegación y recreación, se han sumado con los años. Sin embargo, en el periodo en que los embalses han estado operativos, diferentes estudios han permitido identificar algunos de los impactos ambientales asociados a estos cuerpos de agua artificiales.

Gran parte de las investigaciones previas se han enfocado en los impactos que producen los embalses sobre el sistema de aguas abajo, donde el esquema de operación de los caudales que son liberados desde la presa altera el flujo natural del río y la carga de sedimentos de este. Aguas abajo de la presa, es común que se produzca erosión de las estructura y modificación de la morfología del cauce, entre otros efectos (Carling, 1988; Brandt, 2000; Graf, 2006). De igual forma, la presencia de presas afecta el ecosistema aguas abajo del embalse debido a alteraciones del caudal, cambios en la velocidad y profundidad del agua, variaciones de temperatura, destrucción de los sitios de desove de peces, obstrucción de la migración de peces debido a la barrera que significa la presa e incremento de la concentración de sedimentos finos (Baxter, 1977; Collier et al., 1996; García et al., 2011; Gray y Ward, 1982). La gestión de cuencas y el control de emisiones puntuales y difusas han sido útiles en la mitigación de estos problemas ambientales (Cooke et al., 2005). En otros casos, ha sido necesario implementar el uso de mezcladores, barreras, oxigenadores y extracciones selectivas de caudales (Morillo et al., 2006; Chung et al., 2009).

En el caso particular de embalses construidos con el propósito de generar electricidad, la operación de la central altera la estructura térmica de la columna de agua y los procesos de mezcla al interior del embalse, debido al número de extracciones, la ubicación de estas y al esquema de operación (Casamitjana et al., 2003). La operación denominada de hydropeaking usualmente caracteriza la escala intradiaria de las centrales hidroeléctricas. Esta política de operación produce energía solo algunas horas del día, cuando la demanda de energía o los precios de esta son máximos; mientras que el resto del tiempo el sistema produce el mínimo de energía y almacena del volumen de agua afluente. El caudal ecológico define, en general, la mínima energía producida en el día. El impacto de la operación hydropeaking en el río aguas abajo son bien conocidos: cambios en las comunidades bénticas, degradación del hábitat y mortalidad de los peces, entre otros (Saltveit et al., 2001; Young et al., 2011). Sin embargo, la influencia de la política de operación de la central hidroeléctrica en el embalse no es completamente clara.

2.2 Caudal ecológico

El caudal ecológico se refiere al caudal mínimo que debe mantenerse en un río intervenido, de manera que no se alteren las condiciones naturales del ecosistema.

La actual legislación chilena define, para los nuevos derechos de aprovechamiento de agua superficial, un caudal ecológico mínimo a preservar en los cauces igual al 20 % del caudal medio mensual, con un límite máximo igual al 20 % del caudal medio anual. El caudal medio mensual y anual se debe determinar usando la estadística de los últimos 25 años y en caso de no existir, esta será proporcionada por la Dirección General de Aguas (DGA).

2.3 Sistema Interconectado Central

El sistema eléctrico en Chile se encuentra dividido en 4 sistemas: Sistema Interconectado del Norte Grande, Sistema Interconectado Central (SIC), el Sistema Eléctrico de Aysén y el Sistema Eléctrico de Magallanes. De estos, el SIC es el sistema de mayor importancia para el país, al abastecer a un 92.15 % de la población chilena (CDEC-SIC, 2013).

El SIC está formado por el sistema de transmisión y las centrales generadoras que se ubican desde la rada de Paposo en la Región de Antofagasta, hasta la isla de Chiloé en la Región de Los Lagos. Está compuesto por centrales hidroeléctricas de embalse y de pasada; termoeléctricas de carbón, petróleo o gas; eólicas y solares. De acuerdo a (CDEC-SIC, 2013), el SIC posee una potencia instalada total de 14147 [MW] y una generación anual de 50939 [GWh].

El Centro de Despacho Económico de Carga (CDEC) es el organismo encargado de coordinar la operación de las centrales pertenecientes al sistema. Para cumplir con su función de operador, el CDEC utiliza como criterio la minimización de los costos totales del abastecimiento eléctrico del sistema. Para periodos de planificación extensos, el CDEC realiza la programación de largo plazo, que corresponde a una optimización del tipo estocástica. Como resultado de este proceso se obtiene, entre otros resultados, la función de costos futuros esperada (FCFE) de cada uno de los embalses pertenecientes al SIC. En una segunda etapa, el CDEC realiza una programación de corto plazo, que utiliza el resultado de la FCFE, y que determina el funcionamiento de las centrales en un horizonte semanal.

2.4 Modelo MIPUC

MIPUC (del inglés Mixed Integer Programming Unit Commitment) corresponde a un modelo desarrollado por el Centro de Energía de la Universidad de Chile. Este modelo emula la programación de corto plazo que realiza el CDEC para determinar la operación de las centrales eléctricas del SIC (Benavides, 2008). Para lo anterior, el modelo busca el mínimo de la función de costos globales del sistema, que considera a su vez tres costos: costos inmediatos que están relacionados con la generación térmica, costos futuros que se encuentran asociados al valor del agua que es almacenada en embalses, y el costo por no la no administración de la energía demandada. La función que optimiza el modelo está sujeto a variables tales como los niveles de los embalses, costos de combustibles, caudales afluentes esperados, entre otras.

El horizonte de evaluación de las simulaciones son, en general, de una semana. Como resultado, el modelo MIPUC entrega las series de operación de todas las centrales pertenecientes al SIC a una escala horaria.

2.5 Modelo ELCOM-CAEDYM

ELCOM (del inglés *Estuary, Lake and Coastal Model*) es un modelo de hidrodinámica desarrollado por el Centre for Water Research (CWR), The University of Western Australia. Este modelo ha sido ampliamente validado en diferentes países del mundo en la simulación de lagos, embalses, estuarios y costas oceánicas. De acuerdo a Trolle et al. (2012) es el modelo acuático líder con mayor cantidad de publicaciones y citas.

ELCOM es un modelo de 3 dimensiones que permite reproducir la hidrodinámica espacial y temporal de cuerpos de agua sujetos a forzantes ambientales tales como la radiación, velocidad del viento, caudales afluentes y efluentes, precipitación, entre otros (Hodges y Dallimore, 2010). La ecuación de transporte que resuelve corresponde a las ecuaciones promediadas de Navier-Stokes (RANS), mientras que el transporte escalar es resuelto mediante la aproximación de Boussinesq, despreciando los términos de presión no hidrostáticos.

El complemento CAEDYM, sigla que proviene de *Computational Aquatic Ecosystem Dynamics Model*, es un modelo acuático ecológico desarrollado por el CWR que simula los ciclos del C, N, P, OD y Si junto con sólidos suspendidos, fitoplancton, y opcionalmente zooplancton, peces, bacterias, medusas y patógenos (Hipsey et al., 2010). El modelo da flexibilidad al usuario para enfocarse y modelar solo los procesos biogeoquímicos de interés, de manera de optimizar recursos computacionales. Por si solo, CAEDYM no resuelve la advección o mezcla de las variables modeladas, por lo que el transporte lo efectúa el modelo de hidrodinámica ELCOM. La ventaja de acoplar CAEDYM al modelo tridimensional ELCOM, respecto a otros modelos de hidrodinámica, se explica en la mayor precisión espacial que otorga a los resultados de las simulaciones.

3. Área de estudio

El embalse Rapel se ubica en las coordenadas 34°10' S, 71°29' W, comuna de Las Cabras, Región del Libertador Bernardo O'Higgins. Este cuerpo de agua posee una capacidad de 400 [hm³], aproximadamente, e inunda una superficie de 6000 [ha]. La cuenca del embalse Rapel drena una superficie de 13.695 [km²] aproximadamente (DGA-Chile, 2004). Los principales tributarios al embalse son los ríos Cachapoal y Tinguiririca, y el estero Alhué.

Debido a la topografía del sector, el embalse posee una forma dendrítica en "Y", y puede ser dividido en tres cubetas. En el sur, se ubica la cubeta Cachapoal que recibe los aportes de los ríos Tinguiririca y Cachapoal. La cubeta Alhué, al este del embalse, tiene como afluente al estero Alhué. Por último, la cubeta Muro ubicada al noroeste del embalse, se forma de la confluencia de las cubetas Cachapoal y Alhué.

Originalmente, en la zona cercana al muro, el embalse poseía una profundidad máxima de 85 [m]. Sin embargo, el transporte y acumulación de sedimentos desde la cuenca han hecho

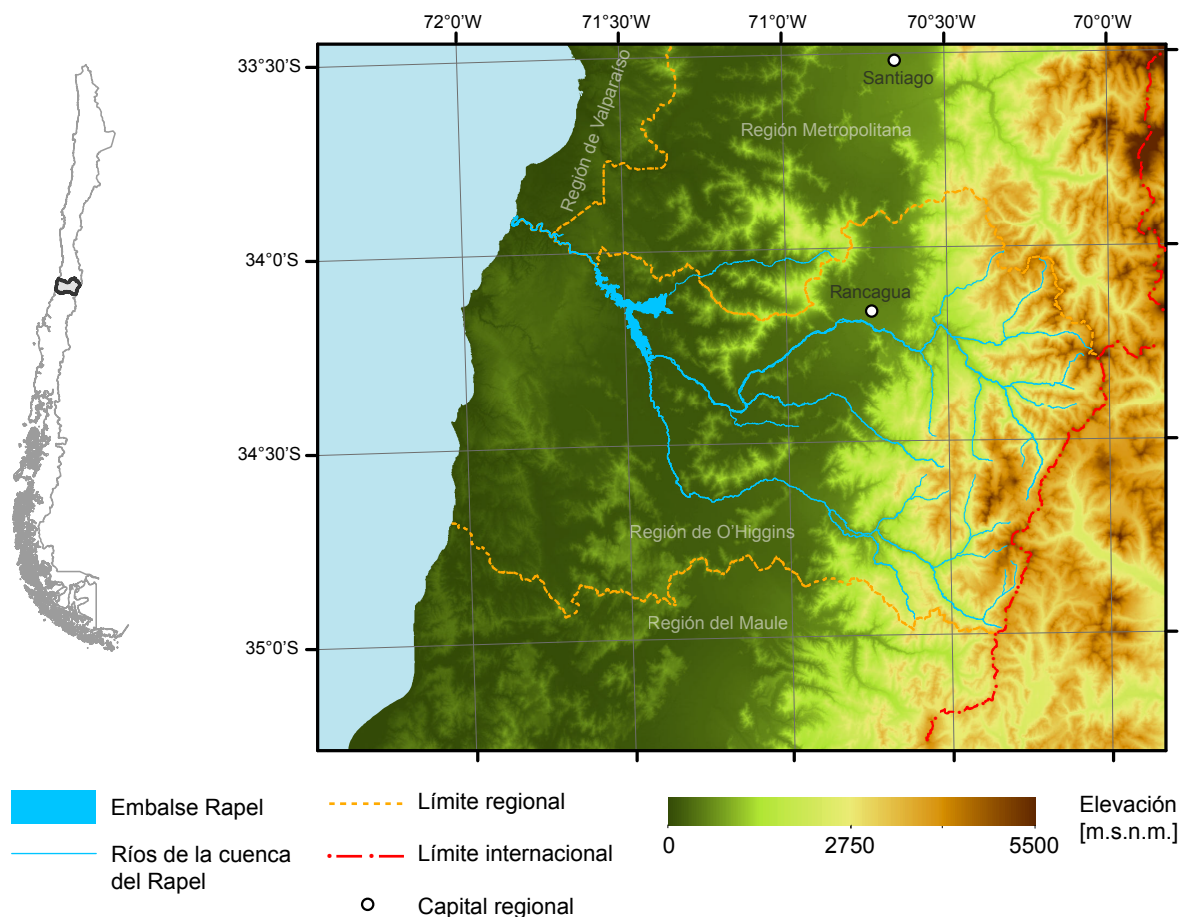


Figura 3.1: Mapa de ubicación del embalse Rapel.

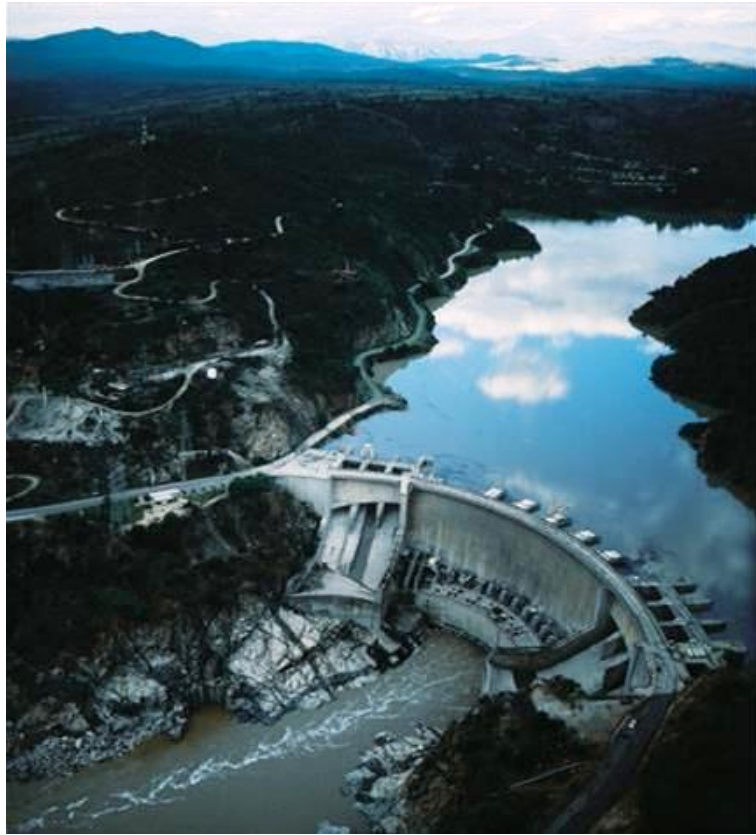


Figura 3.2: Presa del embalse Rapel. Fuente: Endesa.

que hoy en día su profundidad máxima sea de 55 [m] aproximadamente (de la Fuente et al., 2010).

El río Cachapoal se caracteriza por un régimen nivo-pluvial con un caudal medio mensual de 172 [m³/s] en invierno, y un caudal de 98 [m³/s] en el verano; mientras que el río Tinguirica posee principalmente un régimen pluvial con caudales de 125 [m³/s] en invierno y 46 [m³/s] durante el verano. El tercer afluente corresponde al estero Alhué con una contribución menor de 20 [m³/s], promedio anual. En la Figura 3.3 se muestra el caudal medio mensual de los ríos Tinguirica, medido en la estación río Tinguiririca en Los Olmos, de la DGA.

La forma de las cubetas y el caudal de sus afluentes fuerza un flujo preferencial a través de las cubetas Cachapoal y Muro hasta la presa. El comportamiento de la cubeta Alhué se encuentra ligeramente influenciado por las otras dos cubetas, pero responde principalmente a las cargas que provienen del estero Alhué (de la Fuente y Niño, 2008). Producto de este patrón hidrodinámico, los tiempos de retención de las cubetas Cachapoal y Muro son de aproximadamente 1 semana, mientras que el tiempo de retención de la cubeta Alhué es de 2 o 3 meses (de la Fuente y Niño, 2008).

3.1 Central hidroeléctrica Rapel

La central hidroeléctrica Rapel es propiedad de Endesa S.A. y corresponde a la única presa del país con un muro en arco, que posee un largo de 350 [m]. La central Rapel tiene una capacidad de 378 [MWh], y está formada por cinco turbinas Francis que permiten descargar

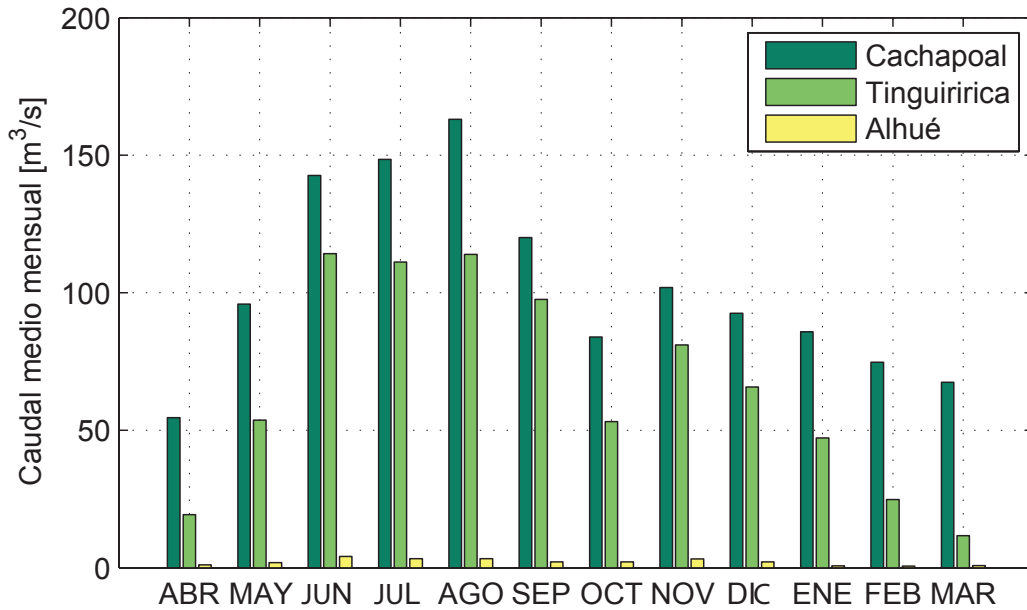


Figura 3.3: Caudal medio mensual de los afluentes al embalse Rapel.

un caudal máximo de 587 [m³/s]. La profundidad a la que se extrae agua desde el embalse es entre las cotas 71 y 88 [m.s.n.m.]. En el muro se encuentran dos evacuadores de crecida tipo salto de ski, con una capacidad máxima de 9000 [m³/s]. Cada evacuador de crecida es controlado por compuertas, cuya parte superior alcanza la cota 105.5 [m.s.n.m.]. El umbral de estos evacuadores de encuentra en el nivel 90 [m.s.n.m.].

En la operación de la central no está considerada la mantención de un caudal ecológico aguas abajo de la presa. Por esto y debido a su característica de central de embalse, la central Rapel opera principalmente en los horarios de mayor demanda eléctrica, mientras que el resto del día opera a una intensidad baja o nula, por lo que el caudal mínimo aguas abajo de la presa es igual a cero.

Los registros de operación del CDEC desde 1994 a la fecha permiten obtener el caudal turbinado por la central con una frecuencia horaria. A partir de estos registros históricos, se calcula el caudal medio horario turbinado para los días entre el lunes y viernes, el día sábado y el día domingo. Los resultados se muestran en la Figura 3.4, en donde se puede apreciar dos máximos en la producción de energía a las 11.00 y a las 22.00 [hr].

El nivel máximo operacional del embalse es 105 [m.s.n.m.] mientras que el mínimo operacional es igual a 97 [m.s.n.m.]. No obstante, en los últimos veinte años el nivel se ha mantenido por sobre los 100.5 [m.s.n.m.], exceptuando los periodos de sequía (Figura 3.5).

Con el objetivo de permitir la navegación y no alterar las actividades turísticas del embalse, existe un acuerdo entre Endesa y los vecinos del embalse Rapel para mantener el nivel del agua por sobre los 104 [m.s.n.m] durante el verano. Sin embargo, las intenciones de los vecinos son de conseguir un acuerdo que mantenga el nivel del embalse elevado durante un periodo más extenso del año.

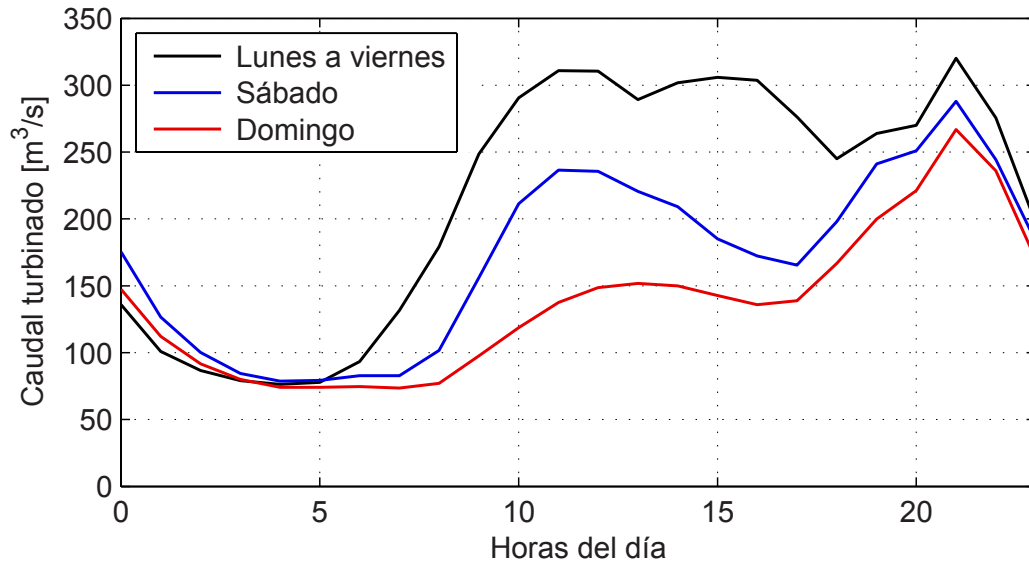


Figura 3.4: Operación horaria de la central Rapel.

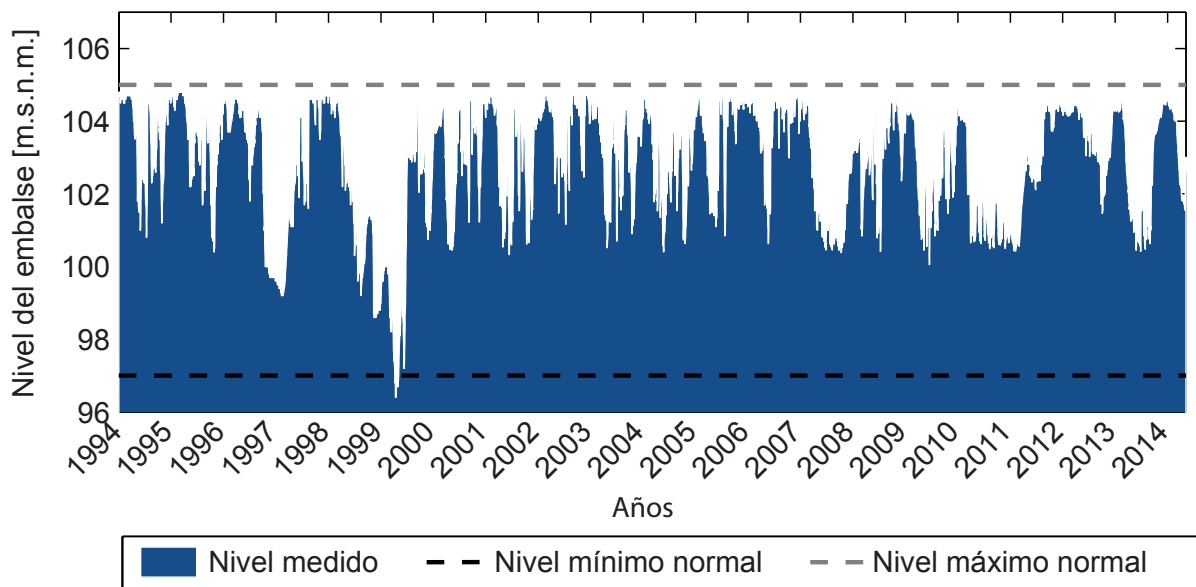


Figura 3.5: Nivel del embalse Rapel durante los últimos veinte años.

4. Metodología

4.1 Recopilación de datos

Las condiciones iniciales y condiciones de borde necesarias para la implementación de los dos modelos utilizados en este trabajo se imponen a partir de diferentes registros y campañas de terreno efectuadas en el embalse Rapel.

Se dispone de datos de una cadena de termistores en las cercanías del muro (cuadrado blanco de la Figura 4.1). Datos de temperatura fueron registrados entre noviembre de 2009 hasta marzo de 2010, espaciados cada 5 [m] con una frecuencia horaria.

Además, se dispone de una estación meteorológica ubicada en el borde del embalse, la que aportó con datos durante el mismo periodo, también con una frecuencia horaria. Su ubicación se muestra en la Figura 4.1. Los registros de temperatura del aire, humedad relativa, radiación solar, velocidad y dirección del viento se muestran en la Figura 4.2.

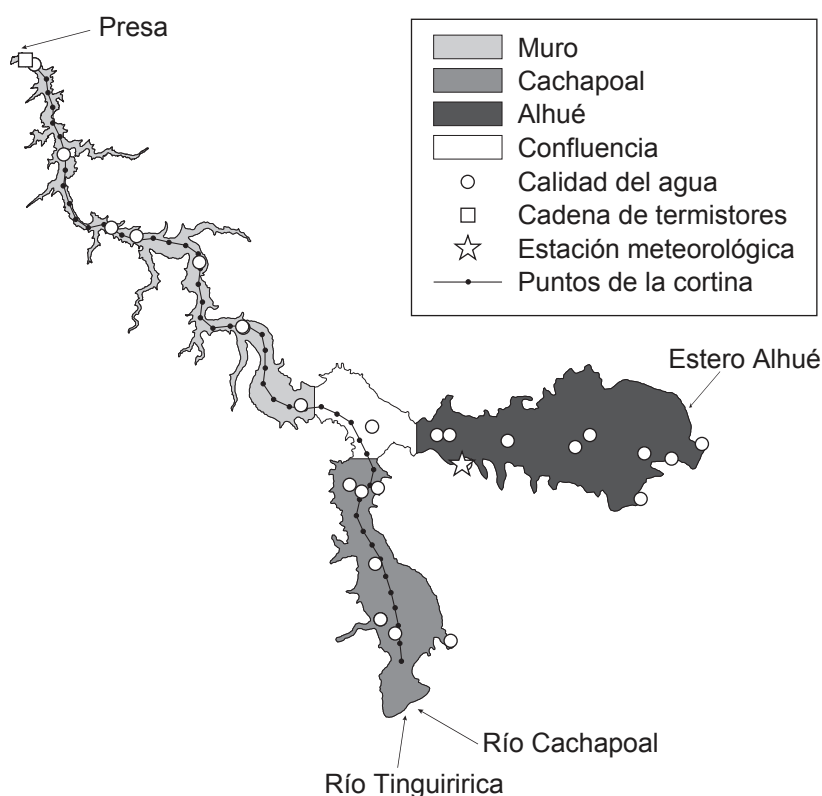


Figura 4.1: División del embalse Rapel en cubetas. Los puntos marcados en la figura corresponden a los puntos de monitoreo de la calidad del agua, la estación meteorológica y la cadena de termistores. La línea punteada representa una cortina que recorre el eje central de las cubetas Cachapoal y Muro.

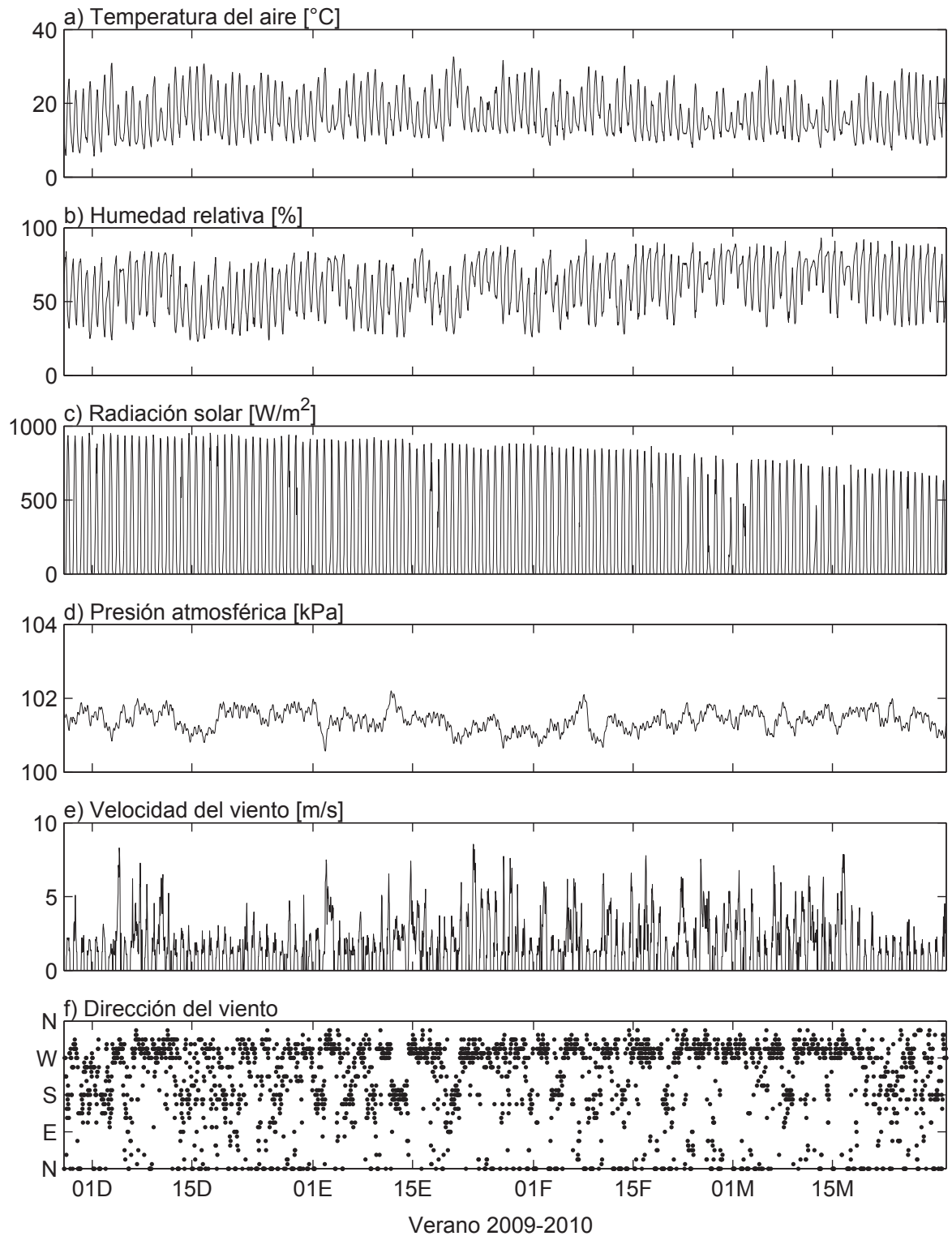


Figura 4.2: Datos registrados por la estación meteorológica durante el periodo noviembre de 2009 - marzo 2010.

Respecto a información de la calidad del agua, se cuenta con mediciones puntuales efectuadas al interior del embalse. Las mediciones disponibles son de concentración de

nitrógeno, fósforo, clorofila-a y sólidos suspendidos. Estos datos provienen de dos estudios realizados por EULA-Chile de la Universidad de Concepción y por el Centro de Ecología Aplicada.

La batimetría del embalse se obtiene de la carta náutica N°5235, hecha por el Servicio Hidrográfico y Oceanográfico de la Armada de Chile (SHOA, 2005).

El caudal turbinado por la central, que corresponde al effluente del embalse, y el nivel del agua horario se obtienen de los registros de generación del CDEC-SIC.

Se encuentran disponibles registros de caudal medio diario en las estaciones fluviométricas río Cachapoal en Puente Arqueado y río Tinguiririca en Los Olmos. Sin embargo, debido a datos faltantes durante el periodo de simulación, se opta por calcular el caudal afluente al embalse mediante un balance de volúmenes, para lo cual se utilizan los datos de nivel del embalse, caudal turbinado y una estimación de la evaporación desde la superficie del embalse.

4.2 Modelo de hidrodinámica y calidad del agua

El modelo ELCOM es usado para reproducir el comportamiento hidrodinámico temporal y espacial del embalse Rapel considerando forzantes meteorológicas, hidrológicas y de operación de la central. El complemento CAEDYM permite incluir los ciclos de los nutrientes, concentración de sólidos suspendidos y crecimiento del fitoplancton.

El modelo acoplado ELCOM-CAEDYM se configura usando un valor para la discretización del tiempo igual a $\Delta t=60$ [s]. El espaciamiento horizontal de la grilla es de 50 [m] \times 50 [m], mientras que verticalmente se define un espaciamiento de 2 [m]. Esta configuración, además de darle la estabilidad necesaria a las simulaciones, permite reproducir correctamente el perfil vertical de temperaturas en las cercanías del muro.

Los datos de salida del modelo que son registrados corresponden a perfiles verticales en el punto donde ubicó la cadena de termistores y en los puntos donde se tienen registros puntuales de la calidad de agua. Adicionalmente, se registran los resultados en una cortina 2D (vertical-longitudinal) que recorre las cubetas Cachapoal y Muro.

4.3 Modelo de operación de la central hidroeléctrica

El modelo MIPUC es utilizado en este trabajo para la obtención de series de caudales de generación de la central Rapel como respuesta a la modificación de dos parámetros: el caudal mínimo turbinado y el caudal afluente esperado en el embalse Rapel.

El modelo MIPUC es usado de manera de que las variables asociadas a otras centrales pertenecientes al SIC se mantienen fijas: nivel inicial de agua de las centrales de embalse, precio del combustible en el tiempo, series de caudal afluente esperado, entre otras. De esta forma, los diferentes escenarios de simulación obtenidos mantienen el esquema hydropeaking característico de la central Rapel.

En la Figura 4.3 se muestra el esquema de operación obtenido mediante el modelo MIPUC bajo 4 condiciones diferentes de caudal mínimo. Como se puede observar, la restricción de

caudal mínimo obliga a una disminución del caudal máximo diario que es liberado desde la presa como medida para cumplir con la restricción del mínimo caudal, sin incurrir en una gran liberación de agua en el día.

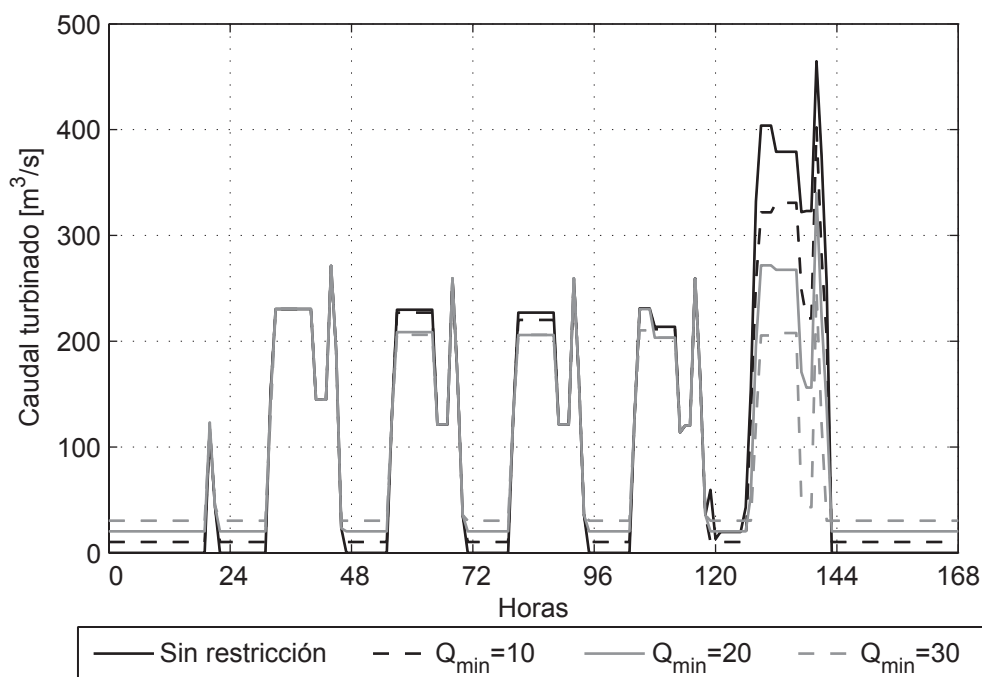


Figura 4.3: Esquema de operación de la central Rapel como resultado del modelo MIPUC.

4.4 Indicadores y análisis de los resultados

Los resultados de las simulaciones son comparados considerando las variaciones en el nivel del embalse, generación de energía, los valores de un indicador de alteración hidrológica intradiaria y los valores de un indicador de la concentración de algas en el embalse.

El grado de alteración hidrológica en el efluente del embalse es estudiado mediante el uso del indicador de Richards-Baker (Baker et al., 2004):

$$\text{Ind}_1(t) = \frac{\sum_{k=1}^{24} 0.5(|q_{k+1} - q_k| + |q_k - q_{k-1}|)}{\sum_{k=1}^{24} q_k} \quad (4.1)$$

donde q_k es el caudal turbinado a la hora k del día. Este indicador cuantifica las variaciones intradiarias del caudal, de manera que $\text{Ind}_1=0$ representa una operación constante durante el día, mientras que $\text{Ind}_1=2$ representa el caso en que todo el volumen es liberado durante solo una hora del día. El promedio de la serie de Ind_1 es denominada $\overline{\text{Ind}_1}$.

El agua que es usada con propósitos recreacionales debe cumplir con ciertos estándares de calidad del agua. En particular, para el caso de cuerpos de agua afectados por florecimiento de algas, la Organización Mundial de la Salud indica que, para evitar los efectos irritantes y alérgicos, hay un nivel de referencia de 10 [$\mu\text{g chl-a/L}$], bajo dominancia de cianobacterias (World Health Organization, 2003). Un nivel de referencia de 50 [$\mu\text{g chl-a/L}$] representa una

alerta moderada para la salud en aguas usadas para la recreación. Basado en estas referencias, el Ind_2 considera la concentración de clorofila que pertenece al grupo de cianobacterias y se define, para cada tiempo, como el promedio en distancia de los máximos valores verticales modelados (usualmente localizados cerca de la superficie):

$$\text{Ind}_2(t) = \frac{\sum_{n=n_i}^{n_f} C_{n,t}}{n_f - n_i} \quad (4.2)$$

donde, $C_{n,t}$ denota la máxima concentración de clorofila-a del grupo cianobacteria, en el tiempo t y en el perfil vertical n -ésimo de la cortina definida en la Figura 4.1; n_i y n_f representan el perfil vertical inicial y final que es usado para el cálculo del $\text{Ind}_2(t)$. $C_{n,t}$ usualmente se localiza cerca de la superficie, y el promedio espacial de la máxima concentración vertical a lo largo de la cortina Cachapoal-Muro fue usada debido a que engloba la carga de nutrientes y las forzantes externas que controlan el crecimiento de algas. El indicador de la calidad del agua del embalse se calculó a partir de la cortina longitudinal Muro-Cachapoal (definida en la Figura 4.1) porque las celdas del modelo que representan a las ramificaciones del embalse tienen un comportamiento aislado del resto del embalse debido a que son zonas de muy alto tiempo de retención.

4.5 Escenarios de simulación

Preliminarmente, se efectúa la simulación de dos escenarios. Estos corresponden al escenario de validación del modelo que considera la operación en hydropeaking usual de la central, escenario denominado Q_{hyd} (Figura 4.4, línea gris delgada). El segundo escenario es llamado Q_{avg} , y representa una operación de la central cuyo caudal de salida es igual al promedio diario del caudal hydropeaking (Figura 4.4, línea negra). El escenario Q_{avg} representa una versión reprimida del hydropeaking medido pues reduce el peak diario manteniendo el volumen total de agua sale desde el embalse. La meteorología, condiciones iniciales y otros datos de entrada son obtenidos de la estación meteorológica y de los monitoreos al interior del embalse y en los ríos que alimentan al embalse Rapel.

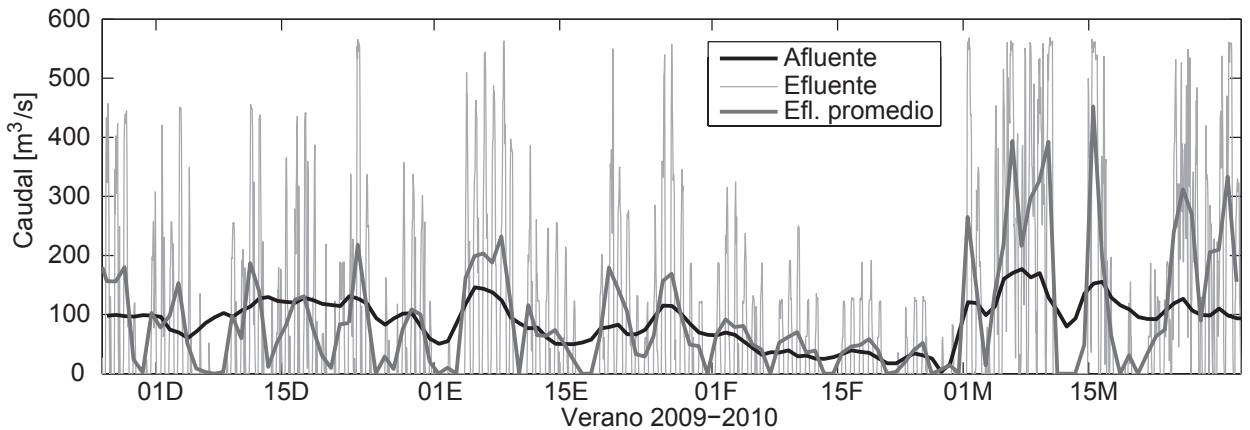


Figura 4.4: Caudal de entrada, caudal de salida y caudal de salida promedio.

La segunda parte del análisis se realiza usando ambos modelos computacionales, ELCOM-CAEDYM y MIPUC, interactuando como lo muestra el esquema de la Figura 4.5. Se propone

un set de 20 escenarios de simulación que se construyen variando los siguientes dos aspectos: el caudal afluente al embalse y el caudal de efluente. El caudal afluente se define en base a cinco condiciones hidrológicas, asociadas a las probabilidades de excedencia 10, 30, 50, 70 y 90 % del caudal medio mensual. Por otro lado, el caudal de salida se define usando el modelo MIPUC e imponiendo diferentes restricciones al caudal mínimo del embalse, representando así a un caudal ecológico. Los caudales mínimos utilizados corresponden al 10, 20 y 30 % del caudal medio mensual y al caso sin restricción de caudal mínimo. Se hace notar que el 20 % corresponde al porcentaje utilizado en la actual legislación chilena.

Las condiciones iniciales son las mismas en todos los escenarios. Las concentraciones de nutrientes y sólidos suspendidos en los afluentes son las mismas para el conjunto de 20 escenarios y se mantienen constante durante todo el periodo.

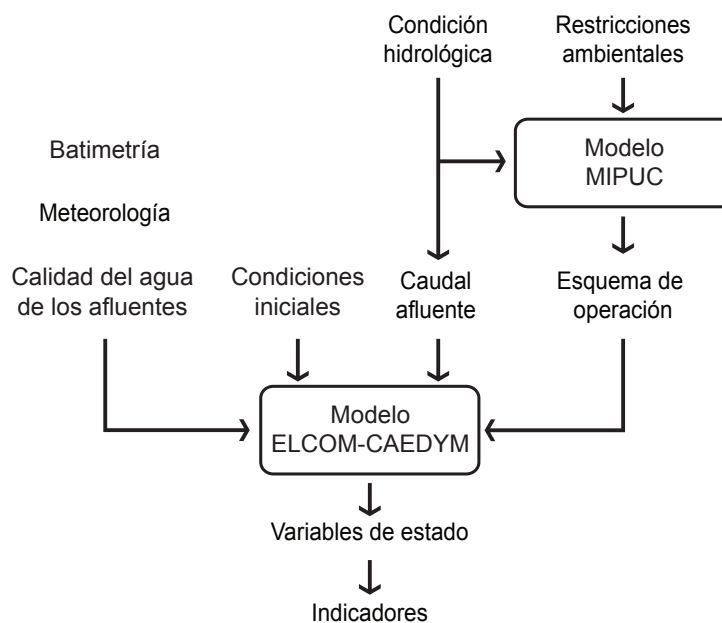


Figura 4.5: Esquema conceptual del uso en conjunto de los modelos ELCOM-CAEDYM y MIPUC.

5. Resultados

5.1 Validación del modelo

La validación del modelo se efectúa considerando los resultados de dos escenarios de simulación: Q_{hyd} y Q_{avg} . Primero, en los paneles a) y b) de la Figura 5.1, se comparan la temperatura registrada por la cadena de termistores y el perfil de temperatura simulada del escenario Q_{hyd} . Ambas figuras presentan un comportamiento similar en toda la columna de agua. En particular, la simulación fue capaz de predecir la profundidad a la que se encuentra la termoclina de acuerdo a los datos registrados. Este comportamiento de la termoclina es controlado por la operación en hydropeaking de la central y por la profundidad a la que se realiza la extracción del agua (de la Fuente y Niño, 2008; Ibarra, 2013). De igual forma, las variaciones intradiarias de la temperatura del agua superficial fueron correctamente reproducidas por el modelo, lo que valida el módulo de intercambio de calor con la atmósfera. Para evaluar el ajuste de la temperatura del agua simulada, se usa el índice *skill* (S) definido por Willmott (1981) como:

$$S = 1 - \frac{\Sigma |X_{model} - X_{obs}|^2}{\Sigma (|X_{model} - \overline{X_{obs}}| + |X_{obs} - \overline{X_{obs}}|)^2} \quad (5.1)$$

donde, X_{obs} corresponde al valor medido y X_{model} es el valor simulado. La barra indica el promedio sobre el total de datos disponibles. Un valor de $S=0$ representa que no hay ajuste entre los datos medidos y los simulados, mientras que un valor de $S=1$ representa un desempeño perfecto del modelo.

De acuerdo a la Figura 5.1c, la serie del indicador mantiene valores cercanos a 1 durante todo el periodo de simulación, por lo que lo que la temperatura simulada muestra un buen ajuste.

Por otro lado, las mediciones puntuales de nutrientes, oxígeno disuelto y sólidos suspendidos, realizadas en los puntos mostrados en la Figura 4.1, son usadas para validar el desempeño del módulo de calidad del agua. La Figura 5.2 muestra los resultados del escenario Q_{hyd} respecto a los datos registrados. El número indicado en cada panel de la Figura 5.2 corresponde al valor del indicador S .

Se puede observar que para el caso del oxígeno disuelto se tiene un ajuste bueno. Sin embargo, se aprecia que las concentraciones en la cubeta Muro fueron subestimadas. Para el caso de la clorofila-a total, se tiene una sobreestimación por parte del modelo, especialmente cuando las concentraciones registradas fueron menores a 20 [$\mu\text{g chl-a/L}$]. En cuanto a la variación de la concentración de clorofila-a en las diferentes cubetas, el modelo fue capaz de predecir su variación espacial. Los nutrientes, nitrógeno y fósforo total, fueron sobreestimados por el modelo; no obstante, la concentración de nutrientes de las muestras tomadas en terreno evidenció que ninguno de los dos nutrientes se encontraba limitando el crecimiento de las algas (Jørgensen et al., 1991). La concentración de sólidos suspendidos obtenida de la simulación

se encuentra dentro del orden de magnitud esperado de acuerdo a los datos registrados. Los valores registrados de sólidos suspendidos se realizaron cerca de la entrada del río Cachapoal, por lo que la simulación responde directamente a la carga de sólidos suspendidos que proviene del afluente. Por último, la variación espacial de temperatura fue apropiadamente reproducida por el modelo.

En general, se puede observar que el modelo de calidad de aguas fue capaz de reproducir el orden de magnitud y las variaciones espaciales observadas con los datos de muestreo. Estos resultados permiten la evaluación y comparación de los 20 escenarios propuestos.

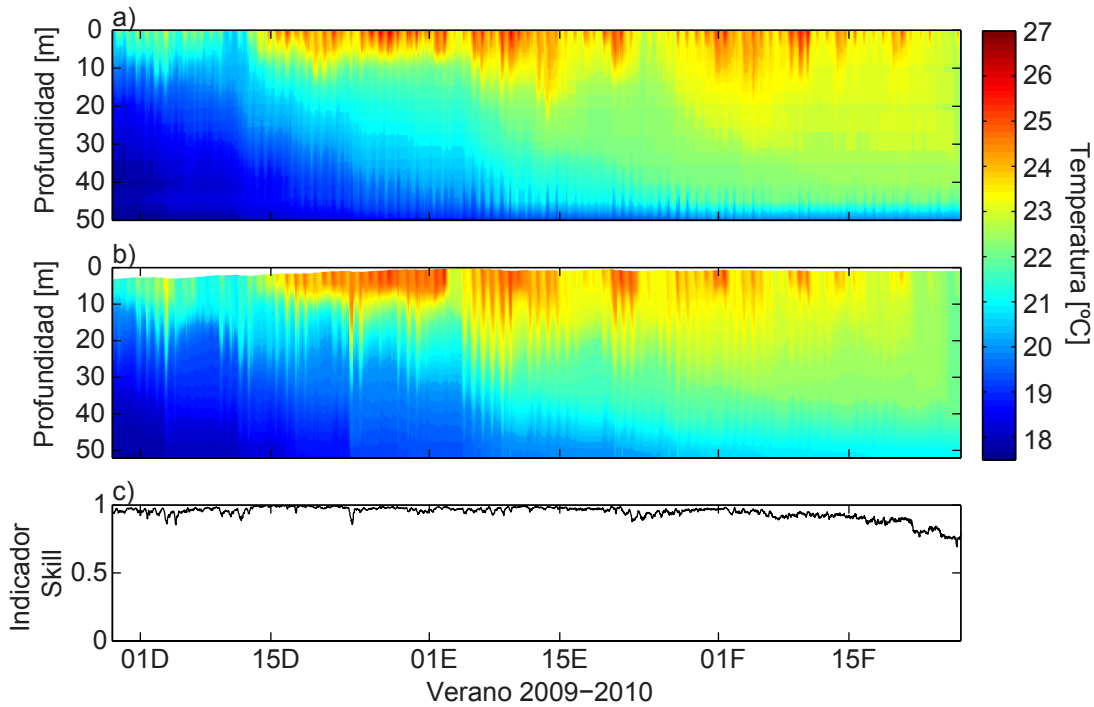


Figura 5.1: a) Temperatura medida por la cadena de termistores en las cercanías de la presa. b) Perfil de temperatura simulada. c) Serie temporal del índice Skill.

5.2 Análisis preliminar de los efectos del hydropeaking

Se estudia inicialmente la variación espacial de clorofila-a en el embalse Rapel, de acuerdo al escenario de simulación Q_{hyd} . Para ello, se grafica primero la concentración de clorofila en toda la superficie del embalse en 4 fechas contenidas en el periodo de simulación (Figura 5.3). El modelo es capaz de representar las diferencias en la concentración de clorofila-a que se esperaba para las diferentes cubetas: la cubeta Alhué exhibe concentraciones elevadas de clorofila y de concentración de nutrientes, consecuentes con la alta carga de su afluente y el elevado tiempo de retención.

Para cuantificar el efecto del esquema hydropeaking en la calidad del agua del embalse, se estudian las diferencias en la concentración de clorofila-a de los escenarios Q_{hyd} y Q_{avg} . La serie temporal del Ind_2 fue calculado para las cubetas Cachapoal y Muro, de manera separada (Figura 5.4).

Los resultados del indicador de cianobacterias mostraron que el escenario Q_{avg} presentó concentraciones mayores que el escenario Q_{hyd} , durante todo el periodo de simulación y en las dos cubetas. A principios de enero de 2010, la operación en hydropeaking Q_{hyd} de la central reduce la máxima concentración de clorofila-a entre un 6 - 9%, respecto al escenario Q_{avg} (Figura 5.4a). En la Figura 5.4b se muestran la variación de la concentración de clorofila-a ($C_{n,t}$) para los escenarios Q_{hyd} y Q_{avg} , durante el 10 de enero de 2010. La concentración de clorofila-a del escenario Q_{avg} se mantiene mayor que el escenario Q_{hyd} en las dos cubetas, Cachapoal y Muro.

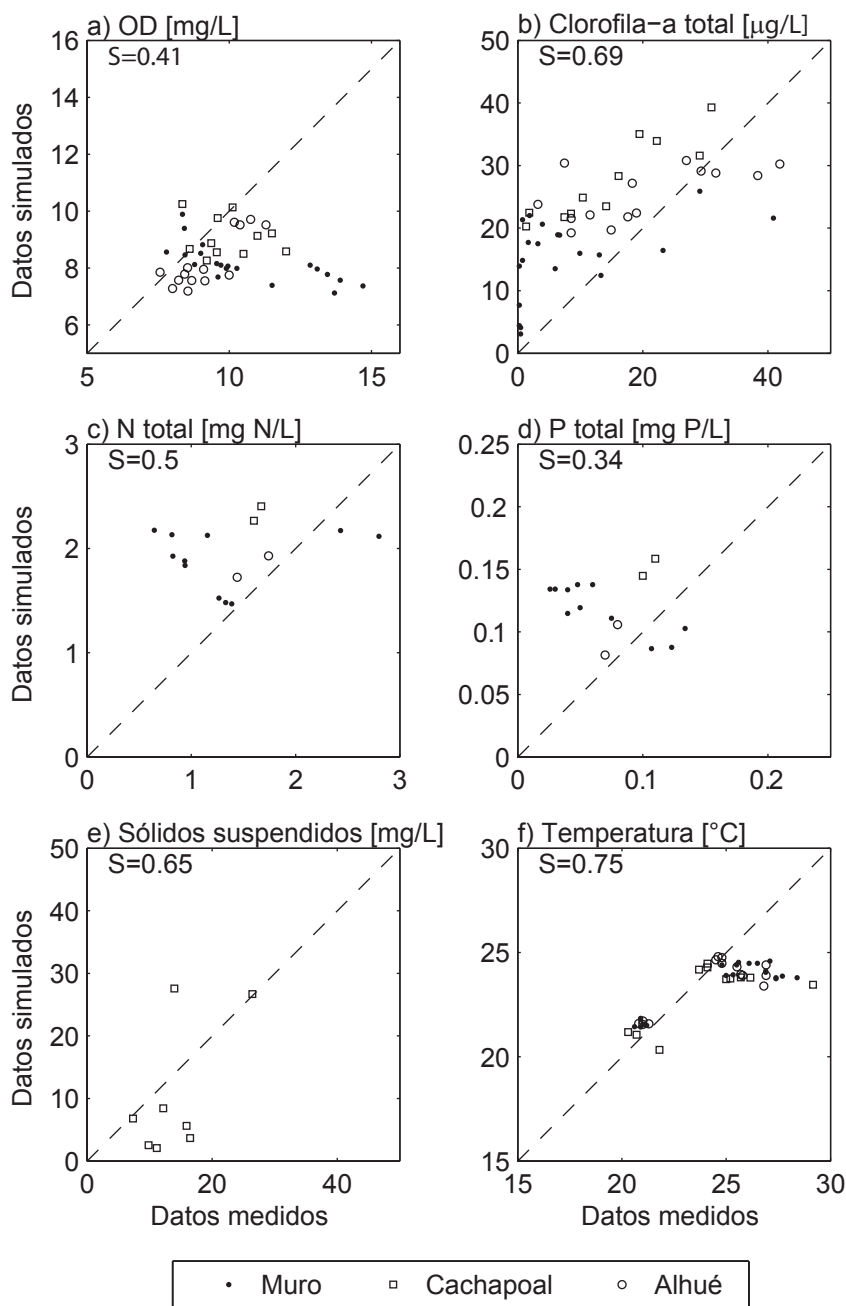


Figura 5.2: Comparación entre datos medidos y simulados de a) oxígeno disuelto, b) clorofila-a total, c) nitrógeno total, d) fósforo total, e) sólidos suspendidos y f) temperatura.

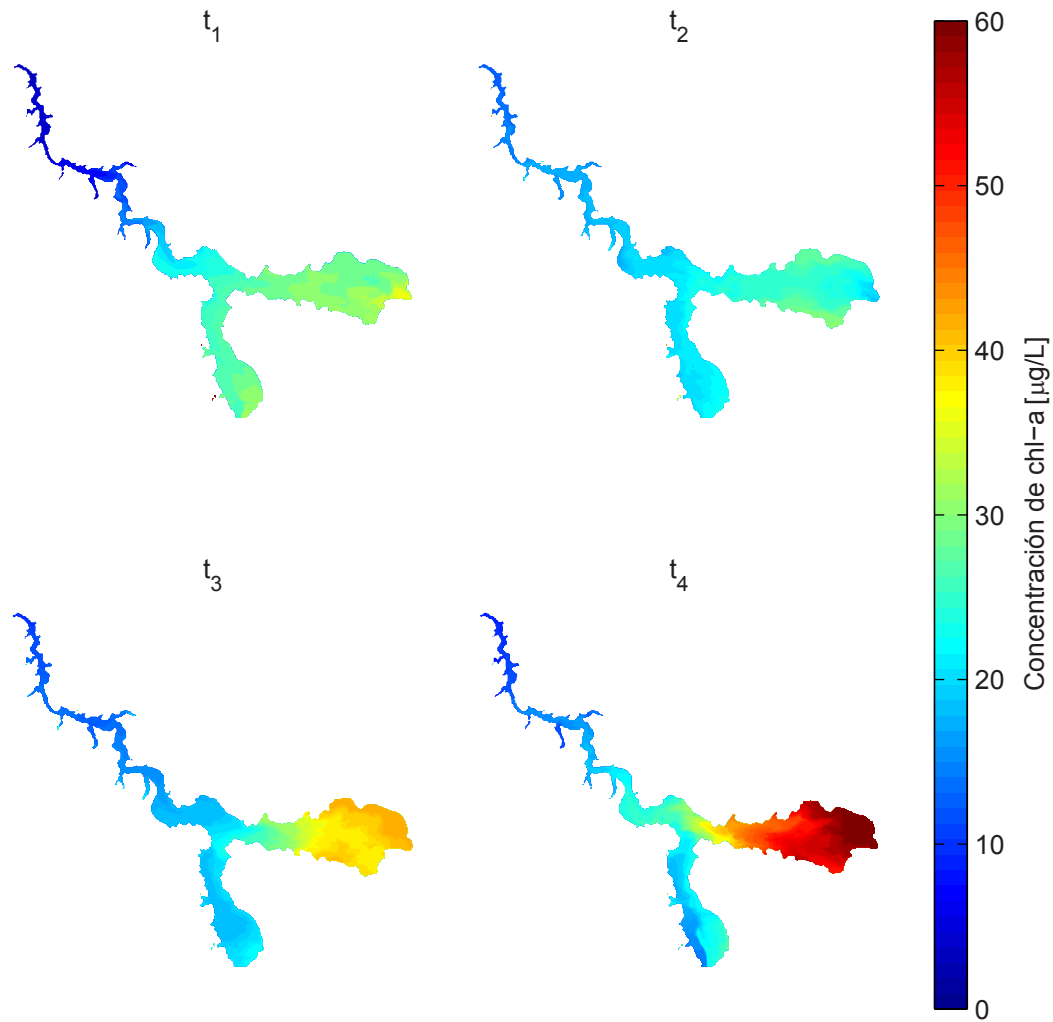


Figura 5.3: Evolución temporal de la concentración de clorofila-a en la superficie del embalse, para el escenario Q_{hyd} . Las fechas mostradas corresponden a $t_1=7$ de diciembre de 2009, $t_2=7$ de enero de 2010, $t_3=7$ de febrero de 2010 y $t_4=7$ de marzo de 2010.

5.3 Nivel del embalse

El nivel del embalse resulta ser una respuesta directa de la introducción del caudal ecológico y de las condiciones hidrológicas.

Si las condiciones hidrológicas son húmedas ($P_{exc}=10\%$ y 30%), la central puede generar electricidad y además mantener un nivel del embalse elevado como se puede apreciar en las Figuras 5.5a y 5.5b. Para estas dos condiciones hidrológicas, la restricción de caudal mínimo no produce mayores alteraciones sobre el nivel del embalse. La incorporación del caudal ecológico hace que la central modifique su esquema de operación en una escala intradiaria: se disminuye el caudal turbinado durante las horas punta de forma que se mantenga un caudal base saliente durante las horas restantes del día.

Bajo condiciones hidrológicas normales y secas ($P_{exc}=50\%$, 70% y 90%), la respuesta de la central es diferente. La escasez de agua se manifiesta en el nivel del embalse que tiende

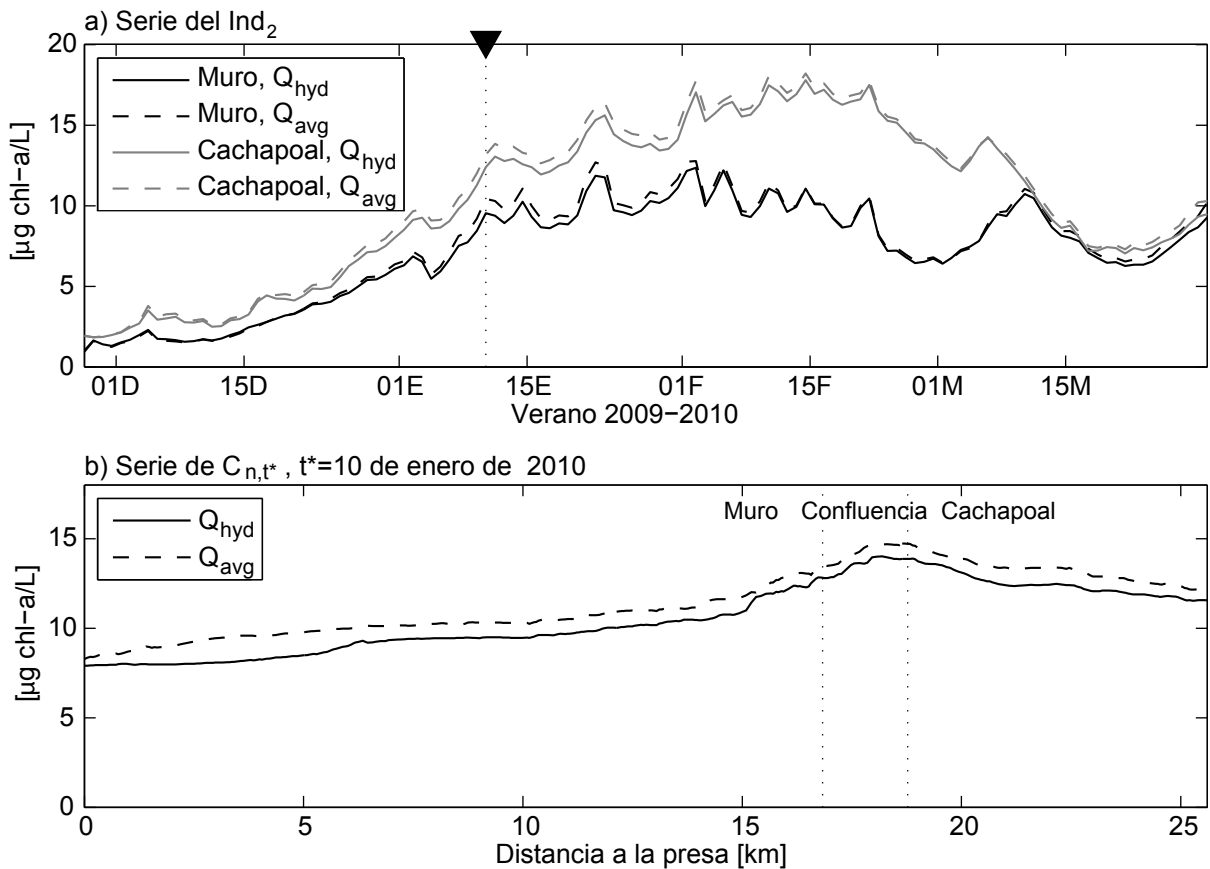


Figura 5.4: a) Serie con la evolución temporal del Ind₂ calculada para las cubetas Muro y Cachapoal, para los escenarios Q_{hyd} y Q_{avg} . b) Concentración de clorofila simulada $C_{n,t}$ en la cortina Cachapoal-Muro, para el el 10 de enero de 2010.

a decrecer inicialmente y permanecer bajo durante el resto del periodo. En estos casos, un mayor caudal ecológico hace que el nivel del embalse sea visiblemente menor que en el caso sin caudal ecológico. Al igual que en los casos hidrológicos húmedos, la central se encuentra generando en los horarios no punta, que es cuando se mantiene sin operación o trabajando a una potencia baja. Sin embargo, el caudal afluente es bajo, por lo que la reducción del caudal máximo diario liberado no es una medida suficiente, e igualmente se termina liberando una cantidad de agua tal que fuerza el decrecimiento del nivel.

5.4 Evaluación de la generación eléctrica y de los indicadores

El promedio temporal del indicador Ind₁, que cuantifica la alteración hidrológica en el caudal aguas abajo de la presa, se calcula para cada uno de los escenarios simulados. En la Figura 5.6, se aprecia el valor de $\overline{\text{Ind}}_1$ para cada uno de los escenarios simulados. De la figura se desprende que, para todas las condiciones hidrológicas, el índice de alteración hidrológica presenta mejoras debido a la incorporación del caudal ecológico. Las mejoras más significativas se tienen en los casos secos debido a que el caudal ecológico hace tender a una operación constante en el tiempo, cercana al caudal mínimo impuesto.

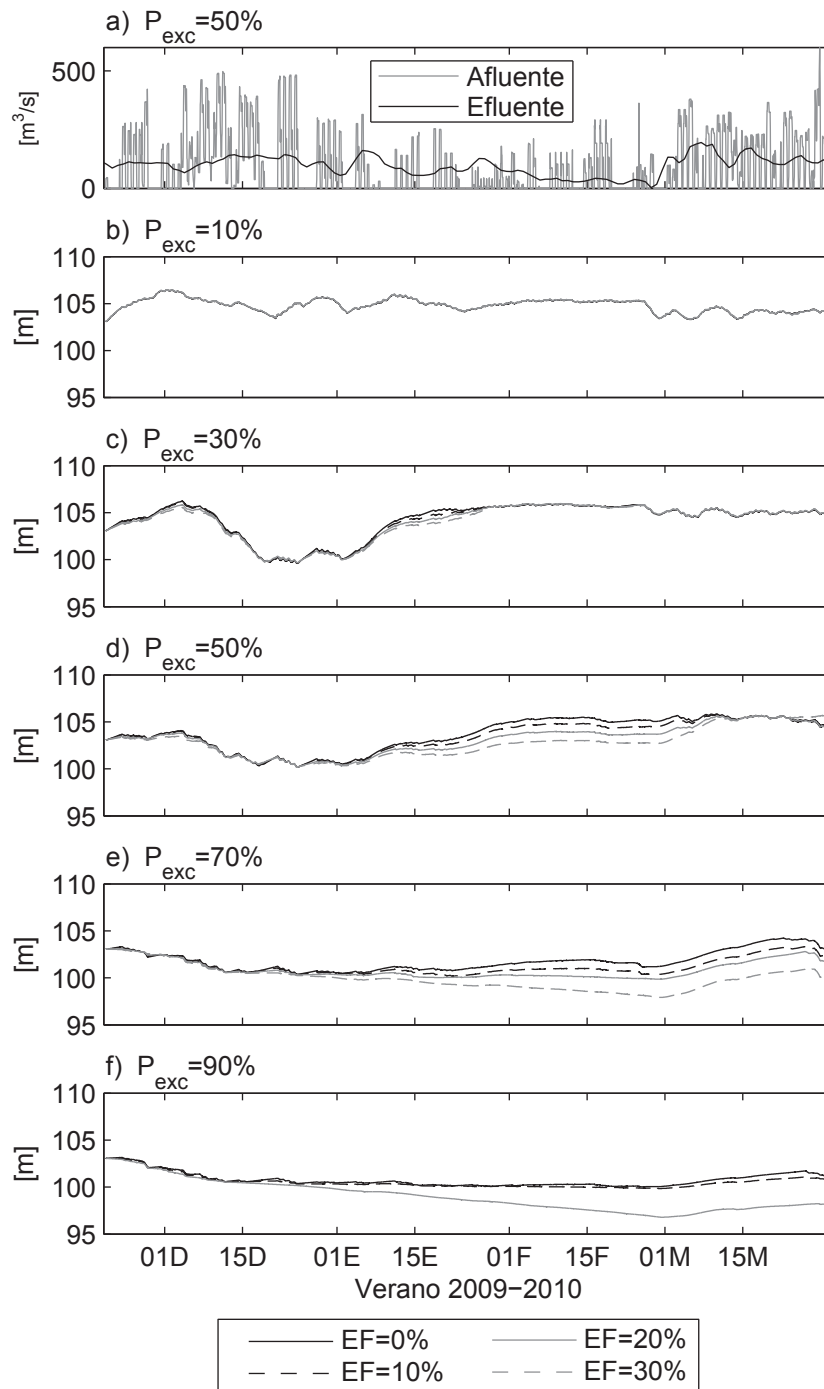


Figura 5.5: a) Caudal afluente y efluente para el escenario $P_{exc}=50\%$ - $EF=0\%$. Los paneles b) a f) corresponden al nivel del embalse medidos para los escenarios asociados a P_{exc} igual a 10, 20, 50, 70 y 90%. Para una de estas figuras, se grafica el caso sin restricción de caudal mínimo y con caudal mínimo igual al 10, 20 y 30% del caudal medio mensual afluente.

La producción de energía promedio y el indicador de la calidad del agua hidrológico promedio se presentan en la Figura 5.6b. En esta figura se cumple que la producción de energía es mayor mientras las condiciones hidrológicas sean más húmedas. Bajo estas condiciones

hidrológicas, se tiene que la presencia del caudal ecológico no produce mayores diferencias en la producción de energía o en el indicador de calidad del agua.

Para los casos hidrológicos asociados a $P_{exc}=70\%$ y 90% , la presencia del caudal ecológico produce diferencias en la energía total producida. En cuanto a la calidad del agua, se observa que el caudal ecológico produce una reducción en el índice \overline{Ind}_2 . Esta situación se ve acentuada en el caso bajo condiciones más secas y con el caudal ecológico más elevado. En la siguiente sección, se estudia la respuesta del embalse de los escenarios asociados a una $P_{exc}=70\%$.

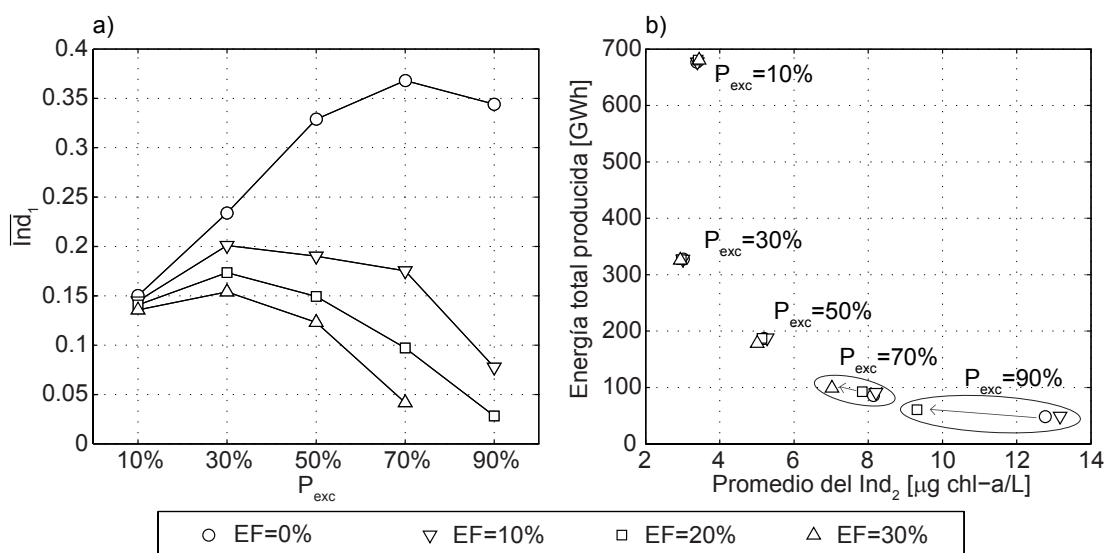


Figura 5.6: a) Indicador de alteración hidrológica \overline{Ind}_1 , calculado para cada uno de los escenarios factibles. b) Comparación entre la energía total producida en cada uno de los escenarios simulados y el promedio del indicador de clorofila, \overline{Ind}_2 .

5.5 Efecto del caudal ecológico en la variación espacial y temporal de las cianobacterias

Para entender el comportamiento del indicador \overline{Ind}_2 de la sección anterior, se observó la evolución temporal de la concentración de cianobacterias en la cortina Cachapoal-Muro. En la Figura 5.7, se puede apreciar la concentración de cianobacterias simulada de los escenarios $P_{exc}=70\%$ - EF=0% (paneles a, b, c y d) y $P_{exc}=70\%$ - EF=30% (paneles e, f, g, h), para cuatro días del verano 2009 - 2010.

Se muestra que durante el mes de diciembre (Figura 5.7a y 5.7e), ambos escenarios muestran un comportamiento similar, con una concentración de clorofila-a mayor en la cubeta Cachapoal. Durante enero (Figura 5.7b y 5.7f), las cianobacterias se concentraron en la superficie, como era esperado. En la cubeta Muro, se tiene una ligera concentración mayor en el escenario EF=30% ($C=12.45$ [$\mu\text{g chl-a/L}$]) respecto al escenario EF=0% ($C=11.43$ [$\mu\text{g chl-a/L}$]), lo que muestra una mejora en las condiciones de crecimiento de algas del caso EF=30%.

Sin embargo, en febrero y marzo, se observó que la presencia del caudal ecológico generó un comportamiento diferente en las cubetas del embalse. En la cercanías del muro, en febrero, el escenario $EF=30\%$ muestra una concentración promedio de $C=10.46$ [$\mu\text{g chl-a/L}$] (Figura 5.7g), mientras que el escenario $EF=0\%$ muestra una concentración promedio de $C=7.96$ [$\mu\text{g chl-a/L}$] (Figura 5.7c). En el otro lado del embalse, donde se inicia la cubeta Cachapoal, la concentración de cianobacterias es notablemente menor en el caso con caudal ecológico ($C=4.46$ [$\mu\text{g chl-a/L}$], Figura 5.7g) respecto al caso sin caudal ecológico ($C=7.96$ [$\mu\text{g chl-a/L}$], Figura 5.7c). En el panel h de la Figura 5.7, que representa el caso $EF=30\%$, se muestra una concentración de cianobacterias baja en toda la extensión de la cortina. Mientras que en el caso $EF=0\%$ (Figura 5.7d), la mayor concentración de cianobacterias a la entrada de la cubeta Cachapoal da cuenta que estas algas continuaban en crecimiento en esta zona.

Con motivo de las diferencias entre cubetas, se evalúa la serie temporal del indicador

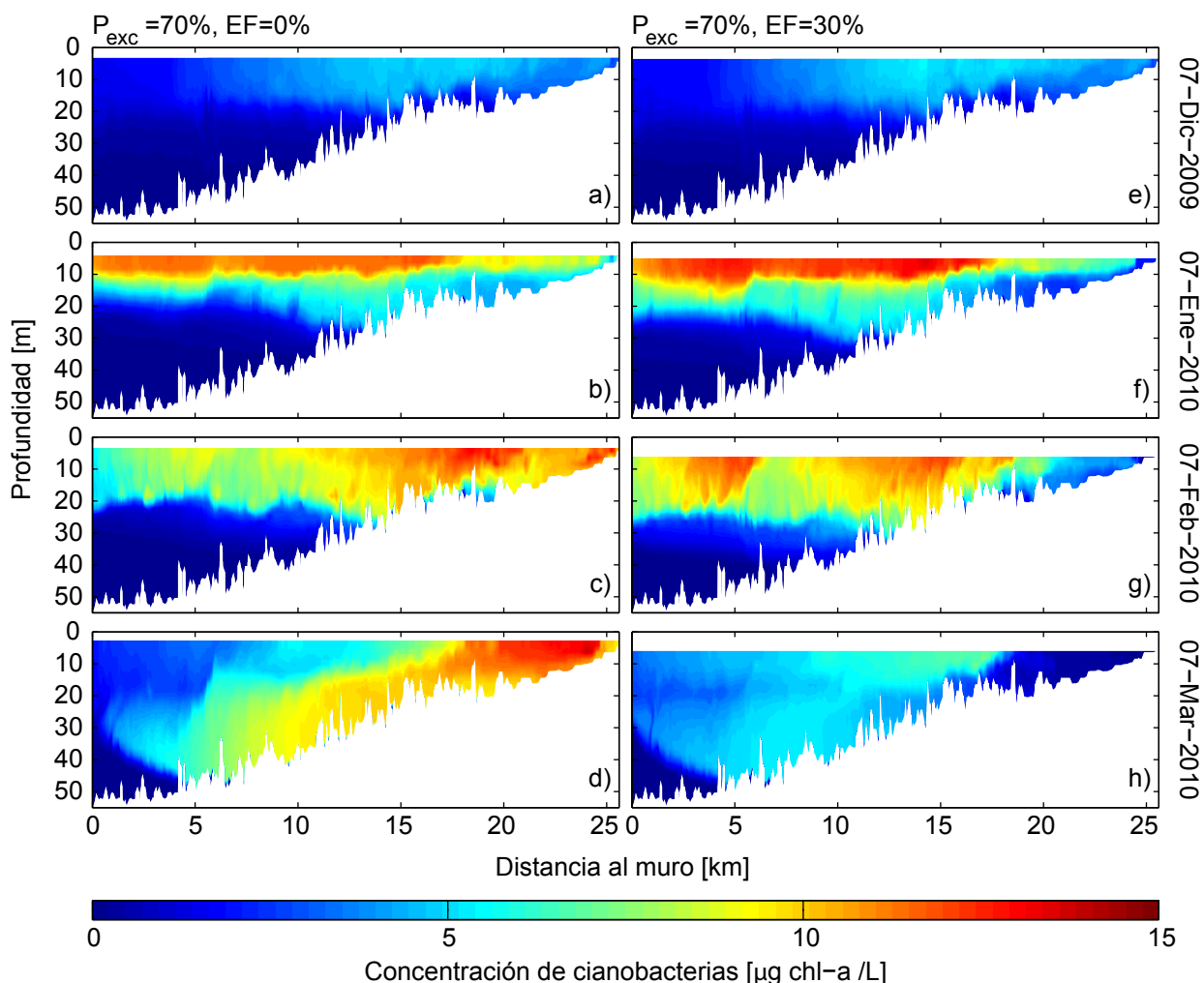


Figura 5.7: Concentración simulada de clorofila-a del grupo cianobacteria a lo largo de la cortina Cachapoal-Muro. La primera columna (paneles a, b, c y d) corresponde a las simulaciones asociadas al escenario $P_{exc}=70\%$ - $EF=0\%$, mientras que la segunda columna (paneles e, f, g y h) representa las simulaciones del escenario $P_{exc}=70\%$ - $EF=30\%$.

de cianobacterias Ind_2 para los dos escenarios, y de manera separada para cada una de las cubetas. Estos resultados se muestran en la Figura 5.8, en donde se puede observar el mismo comportamiento que fue descrito al analizar la Figura 5.7. Esta respuesta del embalse es explicada por la tasa de crecimiento neta de primer orden (μ) de las cianobacterias en la superficie del embalse (de la Fuente y Niño, 2008).

De acuerdo al manual de CAEDYM (Hipsey et al., 2010), el crecimiento de las algas se representa como una reacción de primer orden:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \mu C = (\mu_{m\acute{a}x} \text{ m}\acute{i}n f(\text{Nutrientes}, f(I))f_g(T) - \mu_l f_l(T))C \quad (5.2)$$

donde $\mu_{m\acute{a}x}$ es la tasa de crecimiento a 20°C, sin limitaciones de luz o de nutriente; $f(\text{Nutrientes})$ y $f(I)$ corresponden a la función de limitación del crecimiento de las cianobacterias debido a los nutrientes y a la luz, respectivamente; $f_g(T)$ representa la limitación del crecimiento de cianobacterias debido a la temperatura; μ_l es la tasa de decrecimiento de la biomasa a 20°C y $f_l(T)$ es la función de pérdida de biomasa debido a la temperatura.

Se calcula el promedio temporal y espacial de la tasa de crecimiento neta, para los dos escenarios y para cada cubeta por separado. Los resultados (Figura 5.8) muestran que, en la cubeta Muro, la tasa de crecimiento es mayor y el caudal ecológico reduce la tasa de crecimiento promedio. Por otro lado, en la cubeta Muro disminuye la tasa de crecimiento $\bar{\mu}$ en comparación a la cubeta Muro, pero la introducción del caudal ecológico reduce en una mayor cantidad esta tasa. Por lo tanto, alguno de los factores limitantes del crecimiento de las algas cumple un rol importante en la reducción de $\bar{\mu}$ durante el escenario EF=30 % en la cubeta Cachapoal.

Durante el verano, la temperatura del agua del embalse en la superficie es elevada por lo que el factor temperatura del agua ($f(T)$) no limita el crecimiento y no presenta diferencias entre las cubetas.

De acuerdo a la Figura 5.8c, que muestra la variación espacial de los factores limitantes del crecimiento de las cianobacterias durante el 7 de marzo de 2010, el factor asociado a los nutrientes (nitrógeno y fósforo) presenta leves variaciones en la zona de la confluencia, mas no limita el crecimiento de las algas en las cubetas Cachapoal y Muro. Por el contrario, el factor asociado a la luz muestra un comportamiento opuesto entre las cubetas Cachapoal y Muro. Cerca de la presa, el factor $f(I)$ es cercano a uno, por lo que no reduce a la constante de crecimiento de las cianobacterias μ . Sin embargo, a la entrada de la cubeta Cachapoal, el factor asociado a la luz es cero a lo largo de casi toda la cubeta, lo que fomenta la reducción de la presencia de cianobacterias en esta zona. La limitación por luz está asociada a la concentración de sólidos suspendidos (Hipsey et al., 2010). De acuerdo a Bilotta y Brazier (2008), los impactos de los sólidos suspendidos en la biota acuática dependen de la concentración, tiempo de exposición, composición geoquímica y tamaño de las partículas.

A la entrada del embalse Rapel, los ríos Cachapoal y Tinguiririca traen una concentración de sólidos suspendidos tal que se propagan como una corriente de densidad homogénea, hasta

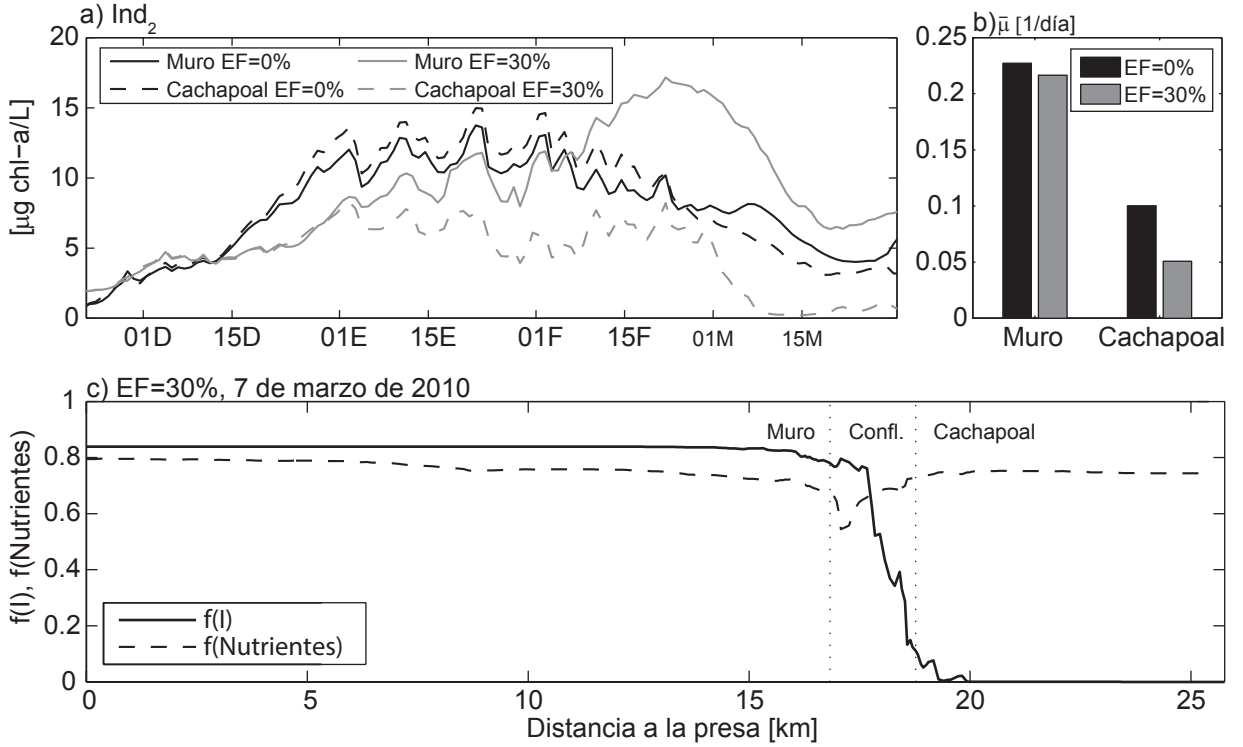


Figura 5.8: a) Serie temporal del Ind_2 , calculado por cubetas, para los escenarios $P_{exc}=70\%$ - $EF=0\%$ y $P_{exc}=70\%$ - $EF=30\%$. b) Tasa de crecimiento promedio para el mismo conjunto de escenarios. c) Variación espacial de los factores limitantes del crecimiento de las cianobacterias, para el 7 de marzo de 2010, escenario $P_{exc}=70\%$ - $EF=30\%$.

un punto en que esta se sumerge. García (1996) aproxima la altura del escurrimiento en el punto de sumergencia (H_p) como:

$$H_p = 2.21 \left(\left(\frac{q_{af}^2}{g'} \right)^{1/2} \right)^{1.08} \quad (5.3)$$

donde q_{af} es el caudal por unidad de ancho que ingresa al embalse (Figura 5.10a), $g' = \Delta\rho/\rho$ ($\Delta\rho=0.1$ [kg/m^3]).

La altura de escurrimiento H_p se esquematiza en la Figura 5.9. Adicionalmente, se muestra la distancia X_p , medida desde la llegada del río al embalse hasta el punto de sumergencia de la corriente de turbidez.

En la Figura 5.10b, se muestra la serie temporal H_p , estimada usando la ecuación 5.3, que es única para el escenario asociado a $P_{exc}=70\%$. La distancia X_p depende la altura H_p , de la batimetría del embalse y del nivel del agua. La serie temporal de la distancia X_p para los cuatro escenarios asociados a $P_{exc}=70\%$ se presenta en la Figura 5.10d. Los primeros dos meses no muestran variaciones importantes de la distancia H_p entre los diferentes escenarios, lo que se explica por el nivel del agua similar que se mantiene entre escenarios durante este periodo (Figura 5.10c). Sin embargo, durante febrero y marzo, la distancia X_p cambia

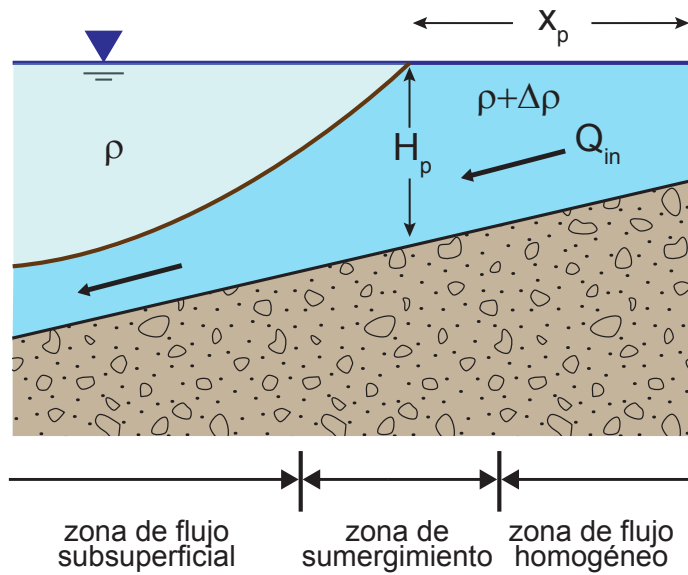


Figura 5.9: Esquema de una corriente de turbidez.

en función del caudal ecológico asociado al escenario simulado. Así, para caudales ecológicos mayores, se tiene que el nivel del embalse disminuye y que la distancia X_p en cambio aumenta. Por lo tanto, los sólidos suspendidos recorren superficialmente la cubeta Cachapoal como una corriente de densidad homogénea por un tramo extenso, lo que crea condiciones para la reducción de las algas.

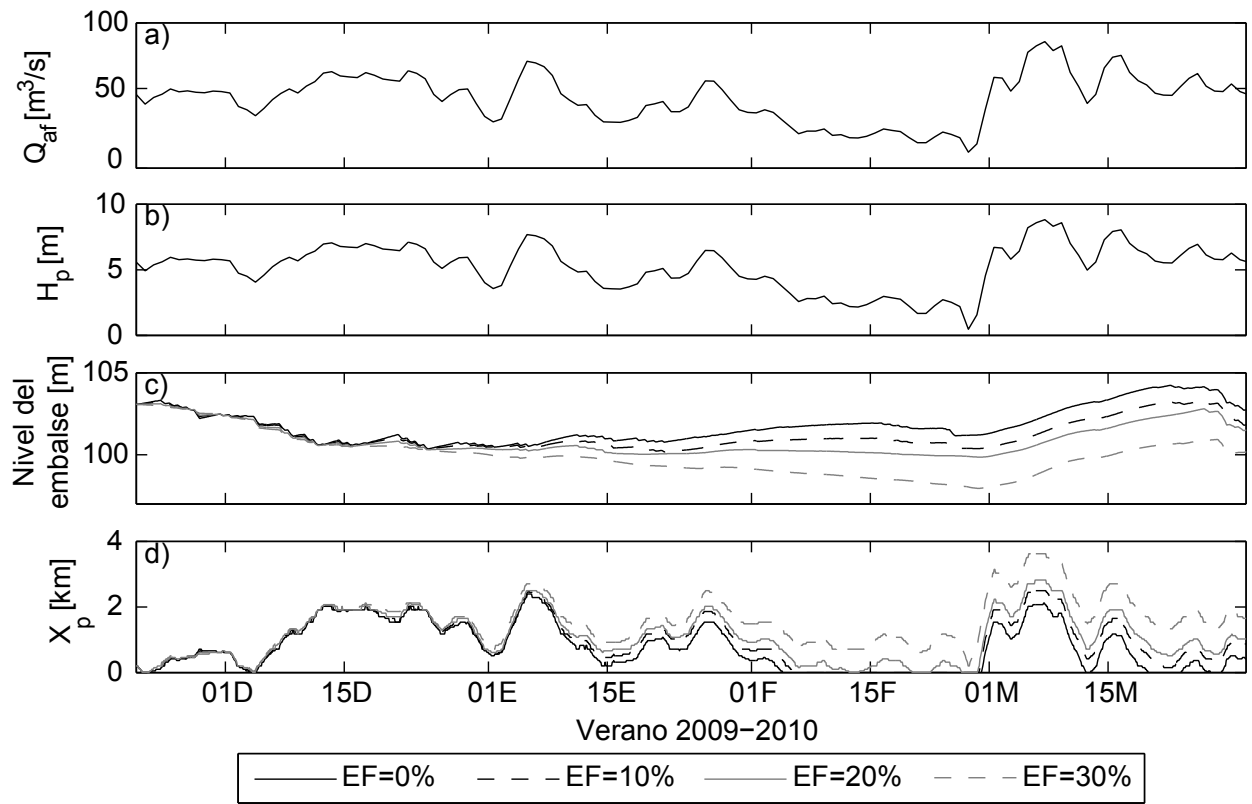


Figura 5.10: Serie temporal del a) caudal afluente, b) altura H_p , c) nivel de agua del embalse y d) punto de sumergencia de la corriente de densidad.

6. Conclusiones

En este trabajo, se estudió la relación existente entre la operación de la central Rapel y la calidad del agua al interior del embalse mediante el análisis de escenarios de simulación. La metodología aplicada consistió en usar dos modelos computacionales en conjunto. Primero, el modelo MIPUC fue usado para replicar la operación de la central hidroeléctrica Rapel dentro del contexto del SIC. Se obtuvo que este modelo fue capaz de mostrar el esquema hydropeaking habitual que se mantiene en esta central. El segundo modelo, ELCOM-CAEDYM, permitió simular la hidrodinámica y calidad del agua del embalse bajo diferentes esquemas de operación de la central Rapel, que fueron obtenidos mediante el modelo MIPUC. Se comprobó que ELCOM-CAEDYM reprodujese el perfil de temperaturas en las cercanías de la presa y la calidad del agua al interior del embalse.

El primer resultado de este trabajo guarda relación con el análisis preliminar que consideró la operación hydropeaking medida durante el periodo noviembre 2009 - marzo 2010 y la operación hydropeaking suprimida durante el mismo periodo. Para comparar los resultados de estas simulaciones se usó la concentración de clorofila-a del grupo de cianobacterias, que de acuerdo a los resultados fue menor en el caso con hydropeaking (entre un 6-9%). Por lo tanto, las variaciones del caudal en una escala intradiaria tienen la capacidad de afectar las condiciones del crecimiento de las algas.

La segunda parte del análisis consistió en proponer un total de 20 escenarios, en los que se consideraron diferentes valores de caudal ecológico para el sistema aguas abajo de la presa y diferentes condiciones hidrológicas a la entrada del embalse. Los resultados muestran que la inclusión del caudal ecológico tiene como impacto directo una disminución del grado de alteración hidrológica en el río aguas abajo de la presa. Al considerar los escenarios asociados a una misma condición hidrológica, el caudal ecológico mayor significó siempre un indicador de alteración hidrológica menor.

Otro aspecto que fue analizado en este conjunto de escenarios fue la generación promedio de la central Rapel durante el periodo de simulación. Al revisar los escenarios pertenecientes a una misma condición hidrológica, se obtuvo que la generación total de la central Rapel no presenta variaciones importantes al introducir distintas magnitudes de caudal ecológico. Sin embargo, en una escala intradiaria, esto significó que la energía que dejó de suministrar Rapel en horarios punta debió ser generada por otras centrales del sistema. Desde el punto de vista del sistema eléctrico, la generación de una central de embalse es más beneficiosa en los horarios punta, por lo que no es conveniente imponer que la central Rapel descargue en todo horario un caudal ecológico mínimo.

Los resultados de la calidad del agua muestran que el caudal ecológico no produjo cambios significativos en los casos asociados a una condición hidrológica húmeda o normal. En los casos hidrológicos secos con el caudal ecológico más restrictivo, una reducción importante del crecimiento de las cianobacterias se observó a la entrada de la cubeta Cachapoal y luego en la cubeta Muro. Para explicar este resultado se debe tener en cuenta que el nivel del embalse se mantuvo bajo durante gran parte del periodo, lo que se encuentra asociado a las

condiciones hidrológicas secas. Luego, como consecuencia de este bajo nivel, la concentración de sólidos suspendidos en la entrada de la cubeta Cachapoal aumentó y tuvo como efecto una reducción de la disponibilidad de luz y de la tasa de crecimiento de las cianobacterias en un área importa de la cubeta Cachapoal.

Estos últimos resultados muestran que, bajo ciertas condiciones, la introducción de un caudal ecológico puede no solo reducir el estado de alteración hidrológica, sino que también puede producir impactos sobre la calidad del agua al interior del embalse. Sin embargo, la reducción de la concentración de cianobacterias no guardó relación con la menor fluctuación que imponía el caudal ecológico sino que con la reducción del nivel del embalse. Esto va en contra de la estrategia de generación de la central que históricamente ha buscado mantener un nivel elevado y que además, en el último tiempo, ha incorporado un acuerdo entre Endesa y los vecinos para mantener el nivel del embalse elevado durante el verano para no afectar al sector turístico.

Este trabajo muestra que la evaluación de esquemas de operación alternativos puede mejorar el estado de la calidad del agua de embalses. La inclusión de un caudal ecológico en los esquemas de operación es una alternativa a estudiar en sistemas de embalses existentes y es también un aspecto a considerar como criterio de diseño sustentable en proyectos de recursos hídricos futuros.

Bibliografía

- Baker, D. B., Richards, R. P., Loftus, T. T., y Kramer, J. W. (2004). A new flashiness index: Characteristics and applications to midwestern rivers and streams1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 40(2):503–522.
- Baxter, R. (1977). Environmental effects of dams and impoundments. *Annual Review of Ecology and Systematics*, pages 255–283.
- Benavides, C. (2008). *Herramienta Computacional para modelo de pre-despacho económico de carga*. Tesis para optar al grado de Magíster en Ciencias de la Ingeniería, mención Eléctrica. Universidad de Chile.
- Bilotta, G. y Brazier, R. (2008). Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota. *Water research*, 42(12):2849–2861.
- Brandt, S. A. (2000). Classification of geomorphological effects downstream of dams. *Catena*, 40(4):375–401.
- Cabrera, S., Montecino, V., Vila, I., Bahamonde, N., Bahamondes, I., Barends, I., Rodríguez, R., Ruiz, R., y Soto, D. (1977). Características limnológicas del embalse Rapel, Chile central. Publicación de OEA sobre el Seminario de Medio Ambiente y Represas, Montevideo, Uruguay. *Monografía Departamento de Asuntos Científicos y Tecnológicos*, 1:40–61.
- Carling, P. (1988). Channel change and sediment transport in regulated uk rivers. *Regulated Rivers: Research & Management*, 2(3):369–387.
- Casamitjana, X., Serra, T., Colomer, J., Baserba, C., y Pérez-Losada, J. (2003). Effects of the water withdrawal in the stratification patterns of a reservoir. *Hydrobiologia*, 504(1-3):21–28.
- CDEC-SIC (2013). *Estadísticas de operación 2004-2013*.
- Chung, S., Hipsey, M., y Imberger, J. (2009). Modelling the propagation of turbid density inflows into a stratified lake: Daecheong reservoir, korea. *Environmental Modelling & Software*, 24(12):1467–1482.
- Collier, M., Webb, R. H., y Schmidt, J. C. (1996). *Dams and rivers: a primer on the downstream effects of dams*, volume 1126. US Dept. of the Interior, US Geological Survey.
- Cooke, G. D., Welch, E. B., Peterson, S., y Nichols, S. A. (2005). *Restoration and management of lakes and reservoirs*. CRC press.
- de la Fuente, A., Meruane, C., Contreras, M., Ulloa, H., y Niño, Y. (2010). Strong vertical mixing of deep water of a stratified reservoir during the maule earthquake, central chile (mw 8.8). *Geophysical Research Letters*, 37(24).

- de la Fuente, A. y Niño, Y. (2008). Pseudo 2D ecosystem model for a dendritic reservoir. *Ecological Modelling*, 213(3):389–401.
- DGA-Chile (2004). *Diagnóstico y clasificación de los cursos y cuerpos de agua según objetivos de calidad: Cuenca del río Rapel*.
- García, A., Jorde, K., Habit, E., Caamaño, D., y Parra, O. (2011). Downstream environmental effects of dam operations: changes in habitat quality for native fish species. *River Research and Applications*, 27(3):312–327.
- García, M. H. (1996). *Hidrodinámica ambiental*. Universidad Nac. del Litoral.
- Graf, W. L. (2006). Downstream hydrologic and geomorphic effects of large dams on american rivers. *Geomorphology*, 79(3):336–360.
- Gray, L. J. y Ward, J. V. (1982). Effects of sediment releases from a reservoir on stream macroinvertebrates. *Hydrobiologia*, 96(2):177–184.
- Guzmán, C. (2013). *Incorporación de consideraciones ambientales en la operación horaria del Embalse Rapel*. Memoria para optar al título de Ingeniero Civil. Universidad de Chile.
- Hipsey, M. R., Antenucci, J. P., y Hamilton, D. (2010). *Computational Aquatic Ecosystem Dynamics Model. Science Manual*. Centre for Water Research, University of Western Australia.
- Hodges, B. y Dallimore, C. (2010). *Estuary, Lake and Coastal Ocean Model: ELCOM. Science Manual*. Centre for Water Research, University of Western Australia.
- Ibarra, G. (2013). *Efecto de la operación hydropeaking en la hidrodinámica de un embalse estratificado: Embalse Rapel, Chile Central*. Tesis para optar al grado de Magíster en Ciencias de la Ingeniería, Mención Recursos y Medio Ambiente Hídrico. Universidad de Chile.
- Jørgensen, S., Nilsen, S., y Jørgensen, L. (1991). *Handbook of ecological parameters and ecotoxicology*. Elsevier.
- Morillo, S., Imberger, J., y Antenucci, J. (2006). Modifying the residence time and dilution capacity of a reservoir by altering internal flow-paths. *International Journal of River Basin Management*, 4(4):255–271.
- Saltveit, S., Halleraker, J., Arnekleiv, J., y Harby, A. (2001). Field experiments on stranding in juvenile atlantic salmon (*salmo salar*) and brown trout (*salmo trutta*) during rapid flow decreases caused by hydropeaking. *Regulated Rivers: Research & Management*, 17(4-5):609–622.
- SHOA (2005). Carta náutica N° 5235. Central Rapel a Punta de Loros y Punta de Loros a río Tinguiririca.
- Trolle, D., Hamilton, D. P., Hipsey, M. R., Bolding, K., Bruggeman, J., Mooij, W. M., Janse,

- J. H., Nielsen, A., Jeppesen, E., y Elliott, J. A. (2012). A community-based framework for aquatic ecosystem models. *Hydrobiologia*, 683(1):25–34.
- Vila, I., Barends, I., y Montecino, V. (1987). Abundancia y distribución temporal del fitoplancton en el embalse rapel, chile central. *Revista Chilena de Historia Natural*, 60(1).
- Vila, I., Contreras, M., Montecino, V., Pizarro, J., y Adams, D. (2000). Rapel: A 30 years temperate reservoir. eutrophication or contamination? *Ergebnisse der Limnologie*, 55:31–44.
- Willmott, C. J. (1981). On the validation of models. *Physical geography*, 2(2):184–194.
- World Health Organization (2003). *Guidelines for Safe Recreational Water Environments, Volume 1: Coastal and Fresh Waters*.
- Young, P. S., Cech Jr, J. J., y Thompson, L. C. (2011). Hydropower-related pulsed-flow impacts on stream fishes: a brief review, conceptual model, knowledge gaps, and research needs. *Reviews in fish biology and fisheries*, 21(4):713–731.

Anexo A

ARTÍCULO PRESENTADO EN CONGRESO CHILENO DE INGENIERÍA HIDRÁULICA XXI

**EFFECTO DE LA OPERACIÓN DE LA CENTRAL HIDROELÉCTRICA RAPEL EN
LA CALIDAD DEL AGUA DEL EMBALSE**

Efecto de la operación de la central hidroeléctrica en la calidad del agua del embalse

Valeria Rossel y Alberto de la Fuente

Resumen

Estudios previos han mostrado que la operación de la central Rapel afecta la hidrodinámica del embalse, aumentando la mezcla vertical y disminuyendo la dispersión horizontal. Además, la incorporación de restricciones en la operación de la central hidroeléctrica Rapel, como la definición de un caudal mínimo, altera la temperatura del efluente del embalse y el perfil de temperatura en las cercanías del muro. Frente a esta evidencia, se busca estudiar los efectos de la operación de la central en la calidad del agua del embalse, problema permanente en el cuerpo de agua pues ha presentado en años anteriores eventos de florecimiento de algas. Para ello, el embalse es simulado usando el modelo tridimensional de hidrodinámica y calidad del agua, ELCOM-CAEDYM. Los escenarios de operación de la central se obtienen usando un software que reproduce el funcionamiento de las centrales eléctricas de Chile central. El estudio contempla 3 escenarios de régimen hidrológico para el periodo (seco, húmedo y normal), y los casos con y sin caudal ecológico. Los resultados permiten definir algunas zonas que presentan una mayor concentración de algas y permiten también limitar el efecto inmediato de la variación intradiaria a la cubeta Muro. Variaciones importantes sobre el nivel de embalse afectan primeramente la calidad de la cubeta Alhué, desde donde el fitoplancton puede ser transportado hacia la zona cercana al Muro. El régimen húmedo permite una mayor generación hidroeléctrica y una mejor calidad del agua. La inclusión de un caudal ecológico tiene un impacto en la zona cercana a la presa, reduciendo la calidad del agua en esta zona.

1. Introducción

La construcción y operación de centrales hidroeléctricas de embalse producen cambios ambientales importantes en la hidrología y calidad del agua del cauce original, como también impactos sociales en el entorno. Actualmente, los costos y beneficios de estos proyectos deben

ser apropiadamente evaluados, de manera de poder prevenir, controlar y mitigar eventuales problemas medioambientales.

El embalse Rapel, construido en la década de los 60 para generar hidroelectricidad en Chile central, es una central hidroeléctrica cuya operación obedece a los intereses económicos del Sistema Interconectado Central (SIC), por lo que su funcionamiento no incluye consideraciones ambientales que permitan proteger al embalse de los impactos en las aguas al interior de este y aguas debajo de la presa, donde se ubica el río Rapel. Las fluctuaciones intradiarias en la extracción de agua desde el embalse alteran el régimen hidrológico natural e impiden la existencia de un caudal ecológico que alimente al río Rapel. Este cuerpo de agua se ha visto afectado frecuentemente por la eutroficación y eventos de florecimiento de algas, lo que perjudica el desarrollo turístico y recreativo que con los años se ha desarrollado en los alrededores de este sistema. Adicionalmente, la disminución de la cota de embalse en periodos de sequía dificulta la realización de deportes náuticos.

Durante su operación el embalse ha recibido las descargas de aguas servidas, desechos agroindustriales y desechos mineros, con alto contenido de sedimentos, nutrientes y presencia de metales (Vila et al., 2000). Durante los años 70, se tienen las primeras evidencias del proceso de eutroficación que empezaba a experimentar el sistema y con los años, eventos de mortandad de peces masiva y florecimiento de algas han confirmado la declinación en la calidad del agua del embalse (Cabrera et al., 1977; Vila et al., 1987; Vila et al., 1997).

Estudios anteriores a este trabajo han mostrado que la operación de la central tiene efectos sobre la hidrodinámica del embalse, provocando una estratificación a mayor profundidad (de la Fuente y Niño, 2008), aumentando la mezcla vertical y disminuyendo la dispersión horizontal (Ibarra, 2013). De acuerdo a Guzmán (2013), la incorporación de restricciones en la operación altera la temperatura del efluente del embalse. Esto a su vez, impacta en la temperatura del agua al interior del embalse, principalmente en las cercanías del muro.

Frente a esta evidencia, se busca estudiar los efectos de la operación de la central en la calidad del agua del embalse en la zona cercana a la presa mediante el uso de programas computacionales capaces de simular la hidrodinámica y calidad del agua del embalse, y las interacciones entre sedimentos, nutrientes y algas. Se busca aumentar la información disponible en el embalse, además de dar antecedentes en la búsqueda de una configuración más favorable para el sistema.

2. Descripción del área de estudio

El embalse Rapel se ubica en Chile central, región del Libertador Bernardo O'Higgins (34°S, 71.6°W). Corresponde a un embalse dendrítico, monomítico, formado por 3 subcubetas con diferentes tiempos de retención. La cubeta Alhué en el este, es la zona más superficial y tiene como afluente al estero Alhué. En el sur, se encuentra la cubeta Cachapoal que tiene como afluentes a la unión de los ríos Cachapoal y Tinguiririca. La cubeta Muro recibe los aportes de las dos otras cubetas y se encuentra en la zona noroeste del embalse.

El embalse y la central hidroeléctrica Rapel entran en funcionamiento en 1968, con el objetivo de satisfacer las demandas energéticas de la zona. En Chile central, el sistema eléctrico obedece a las exigencias del Centro de Despacho Económico de Carga (CDEC) del SIC, cuyo criterio de operación consiste en minimizar los costos económicos del sistema en su totalidad, es decir, contemplando centrales hidroeléctricas, térmicas y eólicas. La optimización del CDEC-SIC obliga a la central Rapel a tener una operación concentrada en horarios puntas,

con valles prolongados durante las horas restantes del día, esquema de operación conocido como hydropeaking. El embalse fue construido previo a que restricciones ambientales fueran requeridas a las obras hidráulicas, de manera tal que el caudal del río Rapel es cero durante gran parte del día.

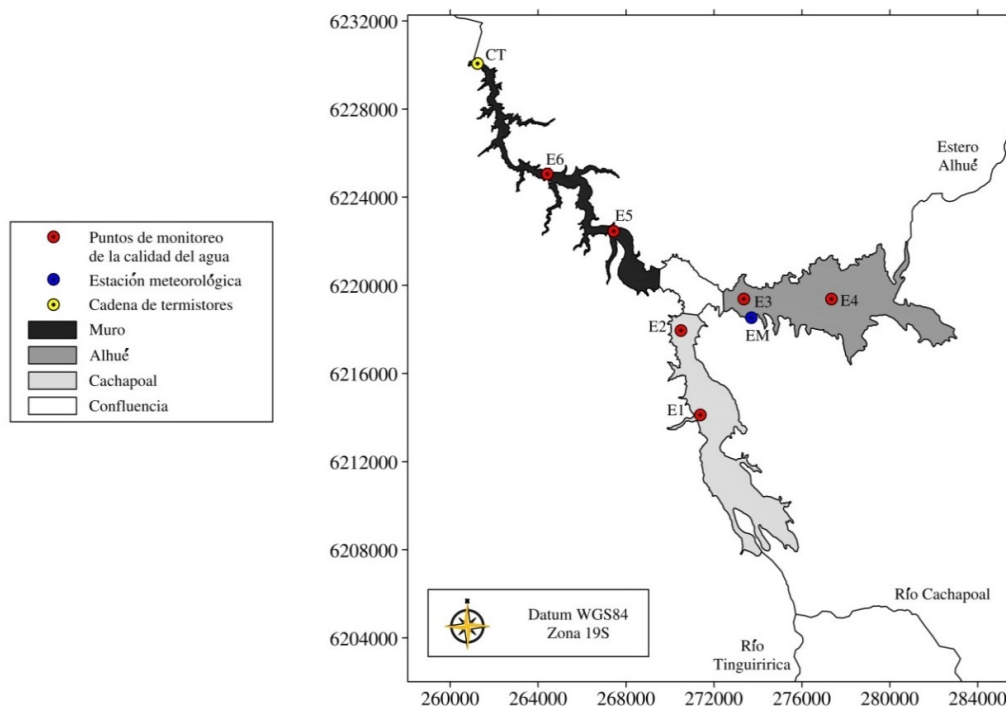


Figura 1: Cubetas del embalse Rapel y ubicación de los puntos de monitoreo, estación meteorológica y cadenas de termistores usados en el estudio.

3. Metodología

3.1. Mediciones en terreno

Se dispone de datos medidos en terreno en el embalse Rapel, entre noviembre de 2009 y marzo 2010. Específicamente, se cuenta con información meteorológica horaria de una estación ubicada en la capitania de puerto del embalse Rapel ($34^{\circ} 8' 58.94''$ latitud Sur y $71^{\circ} 27' 16.14''$ longitud Oeste). Además, una cadena de termistores del Centro de Ecología Aplicada se ubicó en las cercanías del muro, registrando información cada 5 [m]. Respecto a la calidad del agua, se dispone de muestreos puntuales en 6 puntos del embalse que incluyen concentración de nitrógeno, fósforo y clorofila-a, efectuadas por el centro EULA-Chile en el contexto del estudio “Diagnóstico y plan de gestión para la calidad del agua del embalse Rapel” (EULA-Chile, 2011). En la Figura 1, se muestra la ubicación del embalse Rapel y la de los diferentes puntos de monitoreo.

La información de la operación de la central se obtiene del CDEC-SIC, que mantiene un registro de la energía generada y del nivel del embalse en el sistema. Más información se encuentra disponible en Ibarra (2013) y Guzmán (2013). Por último, los datos de batimetría

se obtienen a partir de un levantamiento batimétrico efectuado por el Servicio Hidrográfico y Oceanográfico (SHOA) (Ibarra, 2013).

3.2. Modelo hidrodinámico y de calidad del agua

El software Estuary and Lake Computer Model (ELCOM) es un modelo numérico tridimensional capaz de reproducir el comportamiento hidrodinámico temporal y espacial de cuerpos de agua sometidos a forzantes ambientales, tales como la radiación solar, velocidad del viento, caudales afluentes y efluentes, precipitaciones, entre otros (Hodges y Dallimore, 2010).

Por su parte, el complemento Computational Aquatic Ecosystem Dynamic Model (CAEDYM) es un modelo acuático ecológico diseñado para trabajar acoplado al modelo hidrodinámico ELCOM. CAEDYM es capaz de representar los ciclos de Si, C, N y P de manera integral y de incluir la dinámica de fitoplancton, zooplancton, patógenos, sólidos suspendidos, parámetros geoquímicos, entre otros (Hipsey et al., 2010).

Para maximizar la rapidez y requerimientos computacionales, ELCOM y CAEDYM comparten una estructura interna de datos, formato de archivos de salida y rutinas de visualización de los resultados.

Usando el modelo hidrodinámico de Ibarra (2013), y los datos de calidad del agua, se trabaja en la incorporación del módulo de calidad del agua. Son incluidos en el modelo la concentración de nitrógeno, fósforo, sólidos suspendidos, oxígeno disuelto, y en cuanto a fitoplancton, las concentraciones de clorofila de los grupos diatomeas, cianobacterias y clorofíceas. Se escogieron las constantes cinéticas del fitoplancton de Jørgensen et al (1991) de manera tal de reproducir la dinámica de las especies (1.3, 0.55 y 0.45 (1/día) para diatomeas, clorofíceas y cianobacterias respectivamente). La abundancia de diversas especies de cianobacterias fue calculada en el embalse (EULA-Chile, 2011), encontrándose especies que se asocian con problemas de toxicidad del agua.

Los escenarios simulados con ELCOM-CAEDYM se realizan usando la misma configuración: condiciones iniciales, calidad de agua afluente y condiciones meteorológicas. La información de entrada que varía de una simulación a otra se centra en los caudales de entrada y caudales de salida al embalse, como se explica en el siguiente apartado.

3.3. Modelo de operación de la central hidroeléctrica

El software Mixed Integer Programming Unit Commitment (MIPUC) corresponde a una herramienta educacional desarrollada por el Centro de Energía de la Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas de la Universidad de Chile. MIPUC reproduce las labores de despacho de corto plazo del SIC, satisfaciendo las demandas del sistema a la vez que minimiza los costos operaciones de este.

Usando el modelo MIPUC, se fijan las variables asociadas a las otras centrales pertenecientes al SIC (precio combustible y nivel de embalses, entre otros), y se trabaja solo bajo consideraciones sobre la central Rapel. De esta forma, se tienen series de caudales turbinados diferentes de la operación realizada durante el periodo de estudio, pero que responden al esquema hydropeaking usual del sistema. Se usó como referencia el año verano 2010-2011, que hidrológicamente corresponde a un año seco.

Se analizan los casos base esquema hydropeaking medido durante el periodo en estudio y una operación igual al promedio diario de los caudales turbinados. Esto permite estudiar

el efecto de la variabilidad intradiaria de los caudales efluentes, sin que el nivel del embalse se vea afectado.

El estudio se efectúa bajo 3 regímenes hidrológicos de los caudales de entrada durante el periodo de estudio, correspondientes a las probabilidades de excedencia 30, 50 y 70 %. Además, se contempla el caso sin restricciones sobre la central y el caso con inclusión de un caudal ecológico igual a 30 [m³/s] (equivalente al 16.85 % del caudal medio anual afluente). La Figura 3, muestra la forma que adquiere el caudal turbinado en una semana al hacer los supuestos de régimen hidrológico y de caudal ecológico. En periodos secos, el embalse dispone de menos agua, por lo tanto se turбина menos en comparación a los periodos húmedos. La presencia de un caudal ecológico obliga a que el valor del caudal peak disminuya respecto al caso en ausencia de esta consideración ambiental.

3.4. Indicadores

Para el análisis de los parámetros de calidad del agua al interior del embalse se utiliza la concentración de clorofila-a, indicador de la biomasa total de fitoplancton, de manera de abarcar las variaciones temporales y espaciales de la concentración de clorofila.

De esta forma, se trabaja con los resultados en perfiles verticales (ubicados en el mismo punto de la cadena de termistores y en los puntos de monitoreo de calidad del agua, Figura 1) y en la cortina que recorre el eje central de la cubeta Muro y Cachapoal (Figura 2), y mediante el análisis de capas a diferentes profundidades.

En la cortina, y para cada tiempo, se usa como indicador el promedio de los máximos valores modelados verticalmente (usualmente ubicados cerca de la superficie), en la zona perteneciente a la cubeta Muro:

$$Ind_1(t) = \frac{\sum_{n=1}^{n_{total}} \max_z C(z, S_n)}{n_{total}} \quad (1)$$

Donde, S_n : distancia del perfil i de la cortina, respecto al muro n_{total} : número de celdas que conforman el eje de la cortina $C(z, S_n)$: concentración de clorofila a una distancia S_n de la cortina, a la profundidad z [µg/L].

El agua que es usada para usos recreativos debe también cumplir con ciertos estándares de calidad. En particular, para el caso de cuerpos de agua que se ven afectados por episodios de bloom de algas, la Organización Mundial de la Salud (OMS) señala que para evitar irritaciones y alergias dérmicas se tiene un nivel de referencia de 10 [µg chl-a/L], bajo dominancia de cianobacterias (OMS, 2003). Un nivel de 50 [µg chl-a/L] representa una referencia para una alerta de salud moderada en aguas recreacionales.

Basado en esto último, se determina cuántos días del periodo de simulación y en qué zonas del embalse se supera una concentración límite de 10 [µg chl-a/L]:

$$Ind_2(t) = \#días(C_{sup}(i, j) > C_{lim}) \quad (2)$$

$C_{sup}(i, j)$: concentración superficial de cianobacterias en la celda (i, j) [µg chl-a/L] C_{lim} : concentración de cianobacteria límite

4. Resultados

4.1. Descripción preliminar de la calidad del agua al interior del embalse

Usando los casos bases (hydropeaking y promedio diario), se vislumbran algunas características del funcionamiento de la central y de la variación de clorofila en el embalse. Las mayores concentraciones se ubican gran parte del periodo en la cubeta Alhué. Esto debido a que es una cubeta que posee un mayor tiempo de retención y aguas poco profundas, lo que favorece el crecimiento del fitoplancton (de la Fuente y Niño, 2008).

Al analizar la variación espacial de la clorofila en la superficie para el caso hydropeaking (Figura 4), se tiene un primer aumento de clorofila en el periodo principalmente en la zona de Alhué. Si bien la concentración de clorofila para t_2 es menor, para los tiempos t_3 y t_4 , se nota el aumento considerable de Alhué, en comparación a las otras cubetas. En la cubeta Muro, las concentraciones mayores se desarrollan en las cercanías de la confluencia, influenciada por el crecimiento de algas de las otras dos cubetas.

Debido a la forma y tamaño del embalse, la variación intradiaria que pueda presentar la operación de la central afecta principalmente en las cercanías del muro, como se puede apreciar en la Figura 5. En ella, se muestran los resultados de 3 perfiles de clorofila en tres puntos de la cubeta Muro (E5, E6 y CT, desde el más lejano al más cercano al muro, Figura

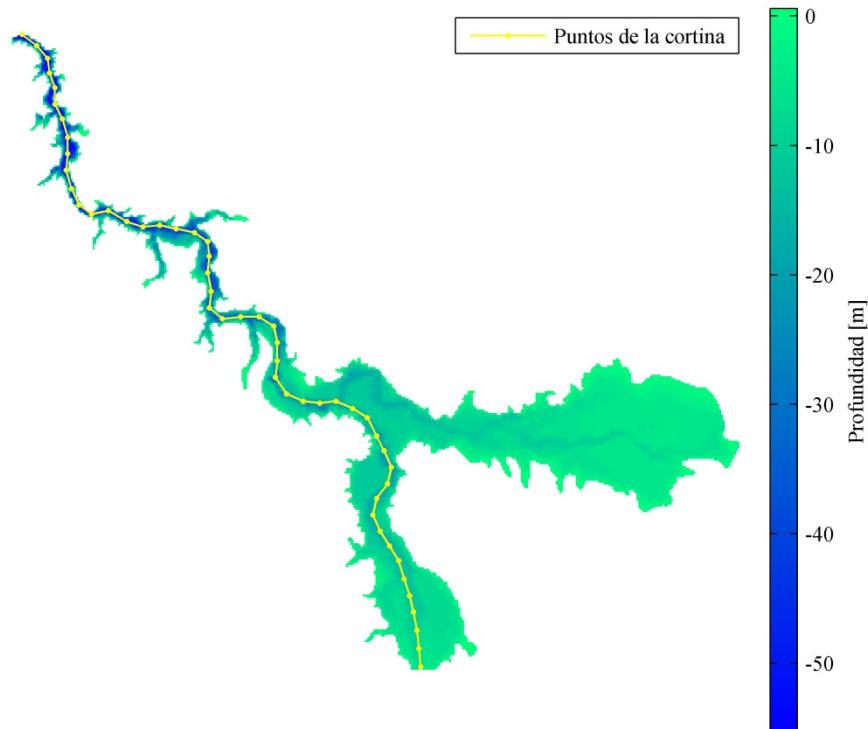


Figura 2: Batimetría del embalse y ubicación de los puntos pertenecientes a una cortina que recorre el eje central de las cubetas Cachapoal y Muro.

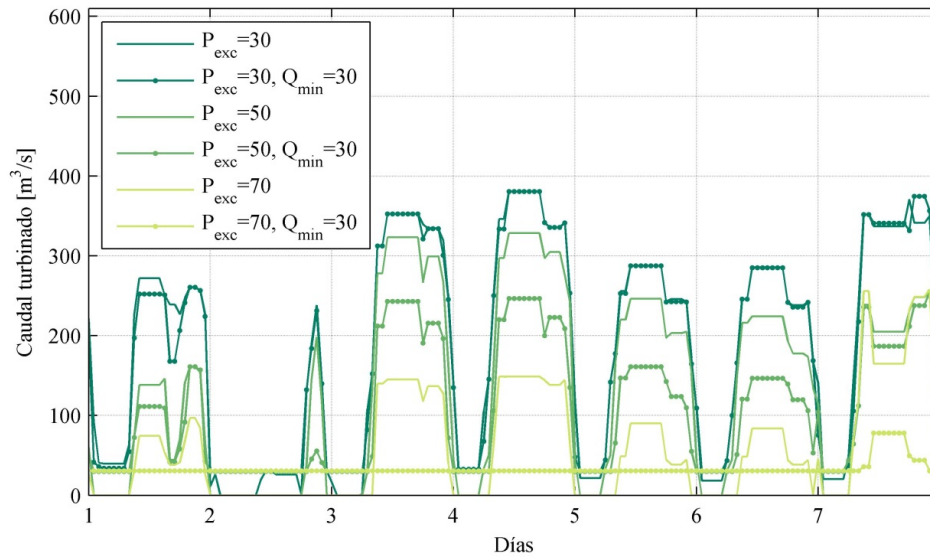


Figura 3: Caudal turbinado de acuerdo a resultados de MIPUC, para los casos bajo diferente régimen hidrológico y presencia de caudal ecológico.

5), bajo dos casos de operación: hydropeaking y promedio diario. Lejos del muro (punto E5, Fig. 5a y 5b), los perfiles son muy parecidos, tanto la variación en la profundidad como en el tiempo. En cambio, al acercarse al muro, la operación hydropeaking fuerza variaciones intradiarias capaces de afectar el perfil con mayor profundidad, en comparación al caso de operación diario promedio.

En la Figura 4, se muestra que la cubeta Alhué presenta concentraciones de clorofila elevadas y muy difíciles de llevar a estándares seguros, y que junto con esto, se encuentra muy alejada de la zona del muro por lo que no se espera que tengan mayores variaciones bajo otros escenarios de operación de la central. El mismo argumento de la distancia, también desestima la consideración de la cubeta Cachapoal en algunos de los análisis posteriores.

A la cubeta Alhué, hay que sumar las ramificaciones en todo el borde del embalse. Esto se debe a que estas zonas también son de menor profundidad y se ven menos afectadas por el flujo del eje principal, lo que produce que estas aguas presenten algún grado de estancamiento, lo que favorece el crecimiento de fitoplancton.

4.2. Nivel del embalse

Al comparar el efecto del caudal de entrada al embalse sobre la cota de embalse (Figura 6), se observa que en un año hidrológico húmedo es posible que el nivel presente variaciones importantes durante el periodo. En cambio, en un año seco, el nivel tiende a mantenerse bajo y con variaciones menores. En los tres escenarios hidrológicos, se observa que la inclusión de un caudal ecológico fuerza a mantener niveles de embalse menores a los que se tendrían sin esta restricción debido a que se obliga a turbinar agua desde Rapel durante todo el día y no solo en las horas de mayor demanda energética.

Esquemas de operación del embalse, mantenidos en el tiempo, pueden producir variaciones importantes en el nivel del embalse y por lo tanto, en las concentraciones de clorofila en la cubeta Alhué. En la medida que estas concentraciones aumenten

desmedidamente, es esperable que mediante advección, se pueda ver afectada posteriormente la cubeta Muro. Es importante recordar que variaciones en el nivel del embalse están relacionadas con cambios en el tiempo de retención, y por lo tanto en el crecimiento efectivo de la concentración de algas en el sistema (de la Fuente y Niño, 2008).

4.3. Análisis espacial de la calidad del agua

La Figura 7 muestra la ubicación de las máximas concentraciones de clorofila que se presentan en la superficie del embalse, en la zona de la cubeta Muro, para las simulaciones correspondientes a los casos seco, normal y húmedo, en ausencia de caudal ecológico. Se observa que en la cubeta muro, las mayores concentraciones se presentan cerca de la confluencia y en algunas de las ramificaciones. Lo primero se debe, en parte, a que las cubetas Cachapoal y Alhué producen una mayor concentración de clorofila, que luego es advectada produciendo concentraciones elevadas cerca de la confluencia. Lo segundo, se debe

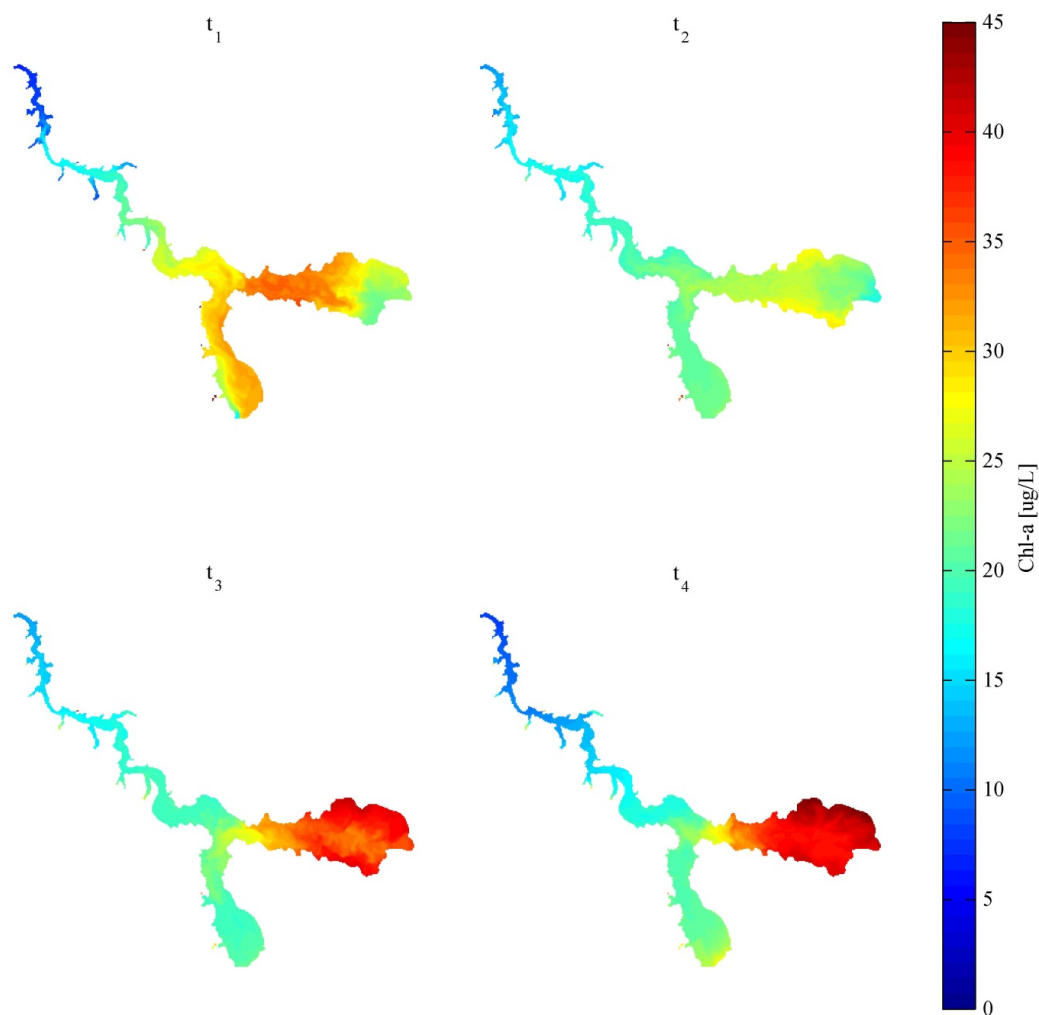


Figura 4: Evolución temporal de la concentración de clorofila en la superficie del embalse, escenario hydropeaking. $t_1=21$, $t_2=42$, $t_3=63$, $t_4=84$ días respecto del inicio de la simulación.

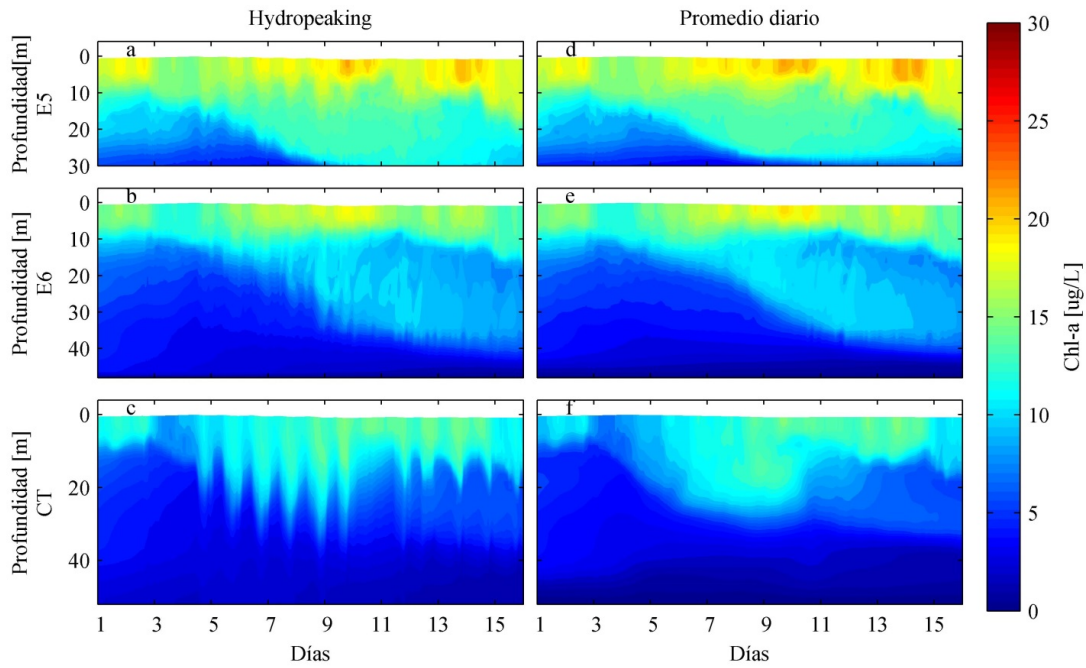


Figura 5: Perfil de clorofila de los puntos P5, P6 y PWT, para los escenarios hydropeaking y promedio diario. Primeras dos semanas de enero de 2010.

a que las variaciones del nivel del embalse producen estancamiento de agua en algunas de las ramificaciones, lo que fomenta el desarrollo del fitoplancton.

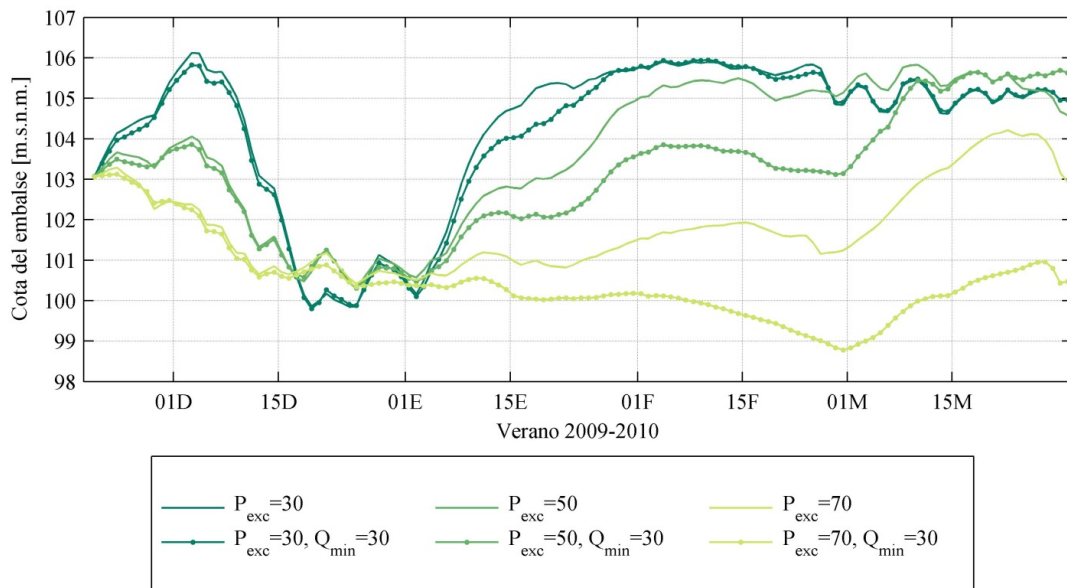


Figura 6: Nivel del embalse para el conjunto de simulaciones bajo 3 probabilidades de excedencia para el caudal entrante, y con 3 consideraciones respecto al caudal ecológico.

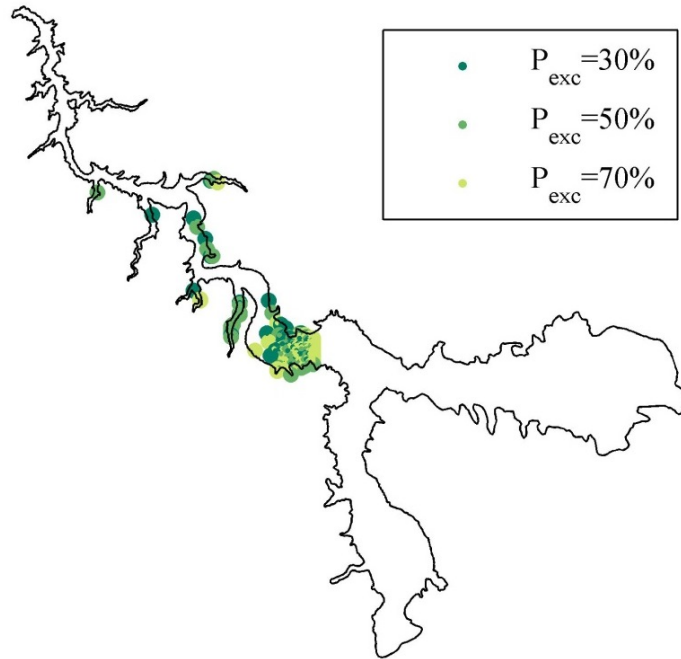


Figura 7: Ubicación de las zonas con concentraciones elevadas de clorofila dentro de la cubeta muro.

4.4. Análisis del eje central de la cubeta Muro

El análisis de esta cortina muestra que se produce un primer máximo de la concentración de algas a mediados de diciembre (15D, Figura 8), apreciable en los regímenes normal y húmedo. Este primer peak corresponde a algas del tipo diatomeas. Posteriormente, la concentración disminuye en estos casos y en cambio, va en aumento para el caso seco, donde la dominancia pasa a ser de clorofíceas y cianobacterias.

Se cumple que la concentración de clorofila en la zona del Muro es mayor en la medida que aumenta la probabilidad de excedencia. De esta forma, el año seco corresponde al año más crítico en cuanto a calidad del agua, seguido del normal y luego el húmedo. Se observa que para estos tres casos, la inclusión de caudal ecológico implica una declinación de la calidad del agua, acentuada en el régimen seco.

4.5. Caudal turbinado respecto a calidad del agua

Usando el indicador Ind_1 , se calcula el promedio en el tiempo para el total de los 6 casos evaluados en este estudio. Del mismo modo, se calcula el caudal turbinado promedio durante todo el periodo (Figura 9).

La calidad del agua es favorable en la medida de que se disponga de un mayor caudal afluente al embalse y no se considere caudal ecológico. La generación hidroeléctrica del caso sin caudal ecológico es mayor que el caso en que se tiene esta consideración ambiental, cuando estamos en los casos húmedo y normal. En el régimen seco, esta generación hidroeléctrica total es mayor para el caso con caudal ecológico.

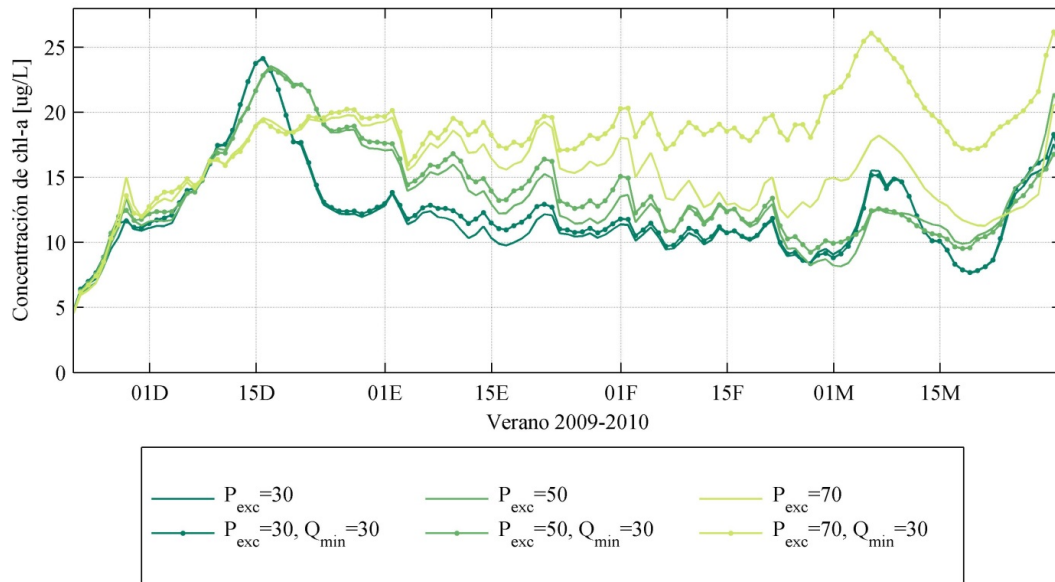


Figura 8: Promedio de los máximos valores medidos verticalmente en cada cortina.

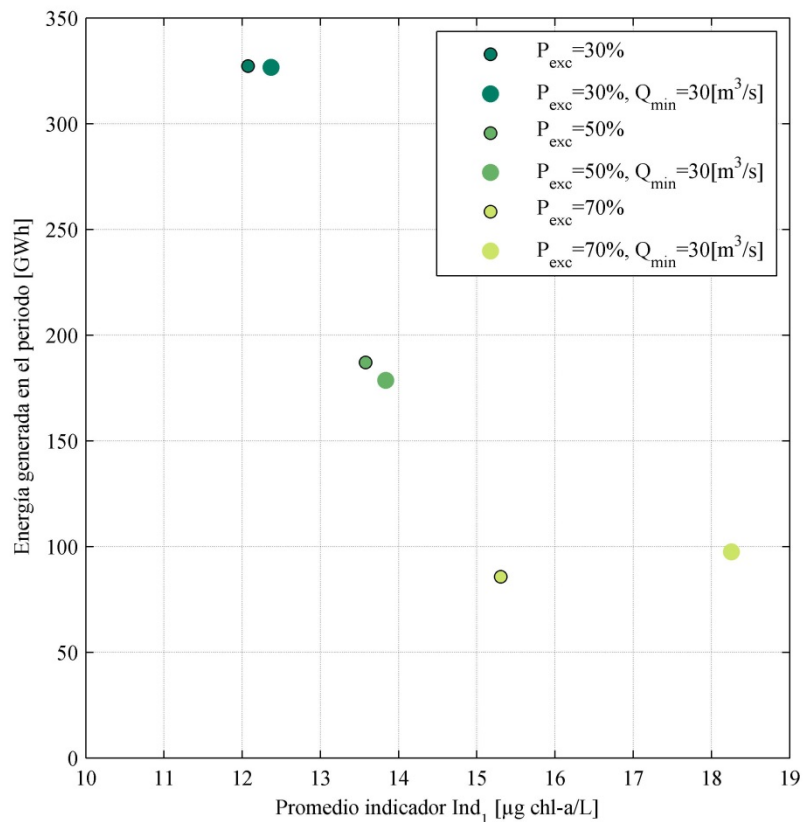


Figura 9: Energía total generada vs promedio indicador Ind_1

4.6. Concentración de cianobacterias

Se calcula el índice espacial Ind_2 para los tres escenarios de probabilidad de excedencia del caudal hidrológico. En la Figura 10 (a,b y c), se muestra que gran parte del periodo, la

cubeta Alhué presenta concentraciones de cianobacterias inaceptables. Las cubetas Cachapoal y Muro, en los casos de probabilidad de excedencia 30 y 50 % (Fig.10, a y b), presentan una concentración mayor a C_{lim} en una cantidad muy limitada de días. Sin embargo, en el caso de probabilidad de excedencia 70 % (Fig.10, c), las cubetas Cachapoal y Muro muestran, en general, más de 40 días una concentración de cianobacterias mayor que C_{lim} .

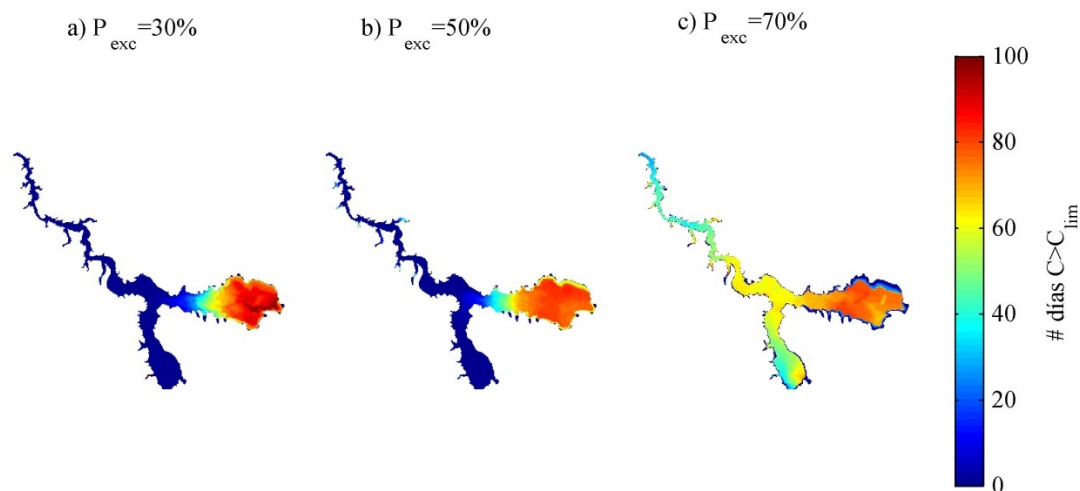


Figura 10: Indicador Ind_2 , evaluado para los casos de probabilidad de excedencia 30, 50 y 70 %

5. Discusión

En todos los casos analizados, se observó que la inclusión de un caudal ecológico, beneficioso para el sistema aguas abajo del embalse, implica concentraciones mayores de clorofila en las cercanías del muro. Los efectos en el resto del embalse por la inclusión del caudal ecológico no son apreciables. Los casos de régimen húmedo son favorables desde el punto de vista de una mayor generación y de mejores características de calidad del agua. En el caso seco, se tiene menor generación y condiciones desfavorables para la calidad del agua. En particular, el caudal ecológico en este caso obliga a la central a generar más energía respecto a lo que generaría sin esta restricción. Estos resultados en general, dejan en evidencia el conflicto entre los objetivos económicos, ambientales y de calidad del agua en el sistema.

En la medida que la operación fuerce variaciones importantes en el caudal turbinado respecto al caso normal de hydropeaking, y que estas variaciones sean mantenidas en el tiempo, se puede esperar cambios en el mediano plazo en una mayor área del embalse.

Si bien se ven escenarios en que se favorece la calidad del agua del embalse, los valores de chl-a todavía son elevados. Específicamente, la concentración de cianobacterias muestra que se supera la referencia internacional de calidad del agua para usos recreativos de la OMS, por lo que mejoras significativas sobre el embalse podrían requerir medidas adicionales.

Quedan pendientes estudios sobre una mayor cantidad de condiciones (hidrológicas, estacionales, económicas y ambientales), que permitan acercarse a un patrón de comportamiento del embalse y que permitan enfrentar diversas situaciones en el futuro.

6. Referencias

- Antenucci, J. 1996. Hydrobiological Modeling of Rapel Reservoir, Central Chile. Honors Thesis. Department of Environmental Engineering. University of Western Australia.
- Cabrera, S., Montecino, V., Vila, I., Bahamonde, N., Bahamondes, I., Barends, I., Rodríguez, R., Ruiz, R. y D. Soto. 1977. Características limnológicas del embalse Rapel, Chile Central. Organización de Estados Americanos, Departamento de Asuntos Científicos y Tecnológicos, Monografía 1. 40-61.
- Contreras, M., Villagrán, H., y C. Salazar. 1994. Aislamiento temporal del subsistema Alhué: Una Respuesta a La Hidrología Del Embalse Rapel. *Medio Ambiente* 12: 41-49.
- de la Fuente, A., y Y. Niño. 2008. Pseudo 2D Ecosystem Model for a dendritic Reservoir. *Ecological Modelling* 213(3-4): 389-401.
- EULA-Chile. 2011. Diagnóstico y Plan de Gestión para la calidad del agua del embalse Rapel. Ministerio Medioambiente, región de O'Higgins.
- Guzmán, C. 2013. Incorporación de consideraciones ambientales en la operación horaria del embalse Rapel. Memoria para optar al título de Ingeniero Civil. Departamento de Ingeniería Civil, Universidad de Chile.
- Hipsey, M.R. 2010. Computational Aquatic Ecosystem Dynamics Model. User Guide. Centre for Water Research, University of Western Australia.
- Hipsey, M.R, Antenucci, J.P. y D. Hamilton. 2010. Computational Aquatic Ecosystem Dynamics Model. Science Manual. Centre for Water Research, University of Western Australia.
- Hodges, B., y C. Dallimore. 2010a. Estuary, Lake and Coastal Ocean Model. User Manual. Centre for Water Research, University of Western Australia.
- Hodges, B., y C. Dallimore. 2010b. Estuary, Lake and Coastal Ocean Model: ELCOM. Science Manual. Centre for Water Research, University of Western Australia.
- Ibarra, G. 2013. Efecto de la operación hydropeaking en la hidrodinámica de un embalse estratificado: Embalse Rapel, Chile Central. Tesis para optar al grado de Magíster en Ciencias de la Ingeniería, mención Recursos y Medio Ambiente Hídrico. Departamento de Ingeniería Civil, Universidad de Chile.
- Jørgensen, S., Nielsen, S. y L. Jørgensen. 1991. Handbook of ecological parameters and ecotoxicology.
- Martínez, G., Contreras, M., y I. Vila. 2003. Modelos conceptuales de abundancia de fitoplancton asociados a la heterogeneidad espacial en el embalse Rapel (Chile Central). *Revista Chilena de Historia Natural* 76: 255-66.
- Vila, I., Barends, I., y V. Montecino. 1987. Abundancia y distribución temporal del fitoplancton En El Embalse Rapel, Chile Central. *Revista Chilena de Historia Natural* 60: 37-55.

- Vila, I., Contreras, M., y V. Montecino. 1997. Eutrophication and phytoplankton selective responses in a temperature reservoir. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 26: 31-44.
- Vila, I., Contreras, M., Montecino, V., Pizarro, J., y D. Adams. 2000. Rapel: A 30 years temperate reservoir. Eutrophication or contamination? *Arch. Hydrobiol. Spec. Issued Advanc, Limnol.* 55, 31-44 .

Anexo B

POSTER PRESENTADO EN AGU FALL MEETING 2013

ON THE EFFECT OF OPERATION OF THE HYDROPOWER PLANT ON THE
WATER QUALITY OF RAPEL RESERVOIR, CENTRAL CHILE

(1) Introduction

Rapel reservoir, located in central Chile, has experienced numerous algae bloom events in the past years which originate an incompatibility with the tourist and recreational activities developed in the zone. This reservoir was originally constructed for hydropower generation without environmental restrictions on its operation, which allow an hydropeaking scheme.

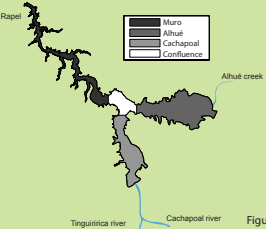
This study plans to explore the hydropower plant effects on the water quality of the reservoir by modelling and evaluating the reservoir response under different scenarios of operation. These scenarios are obtained for different hydrological regimes and incorporating an environmental flow.

The study evidences the conflicting goals among environmental flow, operation costs and water quality of the reservoir.



Figure A) Rapel reservoir dam

(2) Site description



Rapel reservoir (34°S, 71.6°W) is a dendritic and monomictic reservoir, conformed by 3 subbasins with different retention time: Alhué, Cachapoal and Muro (Fig B).

Rapel is part of Chile's Central Interconnected System (SIC), and is controlled by an independent system operator (ISO) that decides the optimal allocation of water by minimizing the SIC's operation cost. As a result of this framework, Rapel reservoir operates based on a hydropeaking scheme, thus producing energy few hours a day while zero outflows are observed the remaining hours (Fig. C, $Q_{\text{out}}=0$).

Figure B) Division of Rapel reservoir into basins

(3) Methods

Measured data at the inflows and at the inside of the reservoir is collected during summer season 2009-2010.

A total of 20 scenarios are established according to:

- 5 hydrological regimes (exceedance probability of 10, 30, 50, 70 and 90%)
- 4 minimum outflow: 0, 10, 20 and 30% of the monthly inflow.

Two softwares are used in order to obtain these scenarios: the hydrodynamic and water quality software ELCOM-CAEDYM and an ISO's emulator, that allows the introduction of restrictions over Rapel hydropower plant as part of the Chilean electric system.

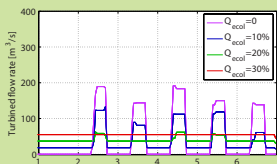


Figure C) Scenarios of operation for the hydrological regime $P_{\text{exc}}=70\%$

To evaluate the results of the simulations, it is used an indicator based on cyanobacteria concentrations in a curtain passing through Cachapoal, Confluence until Muro basin. Alhué basin's response is not considered.

$$Ind(t) = \sum_{i=1}^{n_c} \max C(z, S_i)$$

S_i : distance of the n profile of the curtain, respect to the dam
 n_c : number of cells contained in the curtain
 $C(z, S_i)$: concentration at a distance of S_i , from the dam, at a depth z . [$\mu\text{g chl-a/L}$]

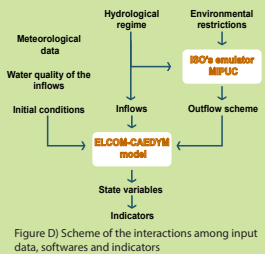


Figure D) Scheme of the interactions among input data, softwares and indicators

(4) Results

First, it is calculated the average of the indicator for the 20 scenarios and it is plotted against the total energy production during the period of study.

In Fig. E, it is shown that cyanobacteria concentration increases when the inflows are lower. Comparing among the same hydrological regime, it is obtained that only for $P_{\text{exc}}=70$ and 90 %, the differences were significant in terms of cyanobacteria concentrations. Nevertheless, the last scenario of $P_{\text{exc}}=90\%$ is not taken in account because the reservoir dried. Therefore, only the regime $P_{\text{exc}}=70\%$ is going to be considered for the next analysis.

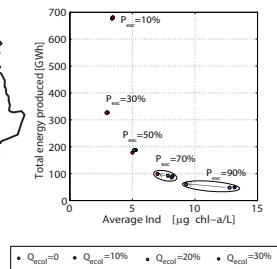


Figure E) Total energy production vs average of the indicator over time, for the 20 scenarios.

Fig. F shows that in the zone near to the dam, during the months of december and january, the cyanobacteria concentration is higher in the $Q_{\text{out}}=30\%$ scenario. However, during february and march, it is observed a different response of the reservoir: at the entrance of Cachapoal basin, the cyanobacteria concentrations is notoriously lower for the case with environmental flow. The same results are obtained, but attenuated, in the $Q_{\text{out}}=10$ and 20% scenarios.

In order to explain this result, it is studied the limitations factor of the algae growth (μ). Neither nitrogen, phosphorus or temperature presented significant variations along the curtain that could reduce the algae growth (Fig. G, a, b and c), but the light limitation factor showed a reduction (Fig. G, d).

Light limitation is connected to suspended solids concentration, that at the beginning of Cachapoal basin, propagates as an homogeneous high density flow until at a distance X_p (derived from the plunging height H_p), and then a bottom density current occurs (Fig. H).

The higher environmental flow, the lower water level of the reservoir (Figure I, c) and distance X_p is also increased (Figure I, d). Hence, raised suspended solids concentrations can reach a larger zone, and create conditions for algae reduction.

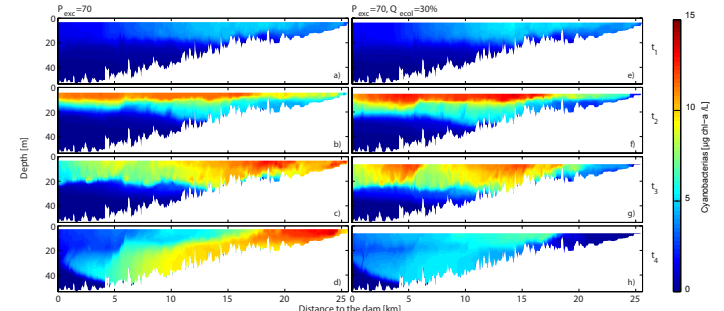


Figure F) Curtains of the cyanobacteria presence in the reservoir for the scenario $P_{\text{exc}}=70\%$ at times t_1 (a, b, c and d respectively); and for the scenario $P_{\text{exc}}=70\%$ $Q_{\text{out}}=30\%$, at the same times (e, f, g and h). t_1, t_2, t_3 and t_4 correspond to the 7th of december, january february and march, respectively.

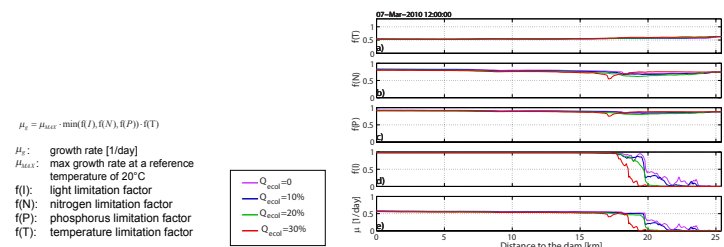


Figure G) Limiting factors: a) temperature, b) nitrogen, c) phosphorus and d) light. e) corresponds to the algae growth rate through the curtain.

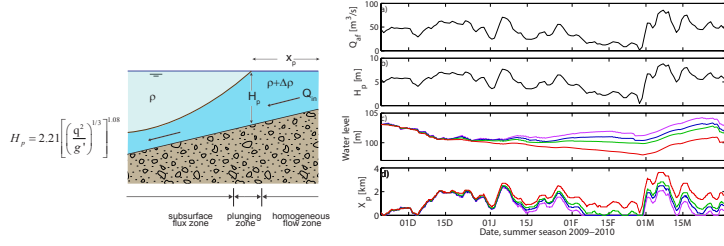


Figure H) Scheme of the process of density currents plunging.



Figure I) Time series of a) inflow, b) the plunging height, c) the water level and d) the location of the plunging height.

(5) Conclusions

The incorporation of environmental flows is beneficial to the ecosystem located downstream of the dam since it sets minimal conditions for the living organisms.

However, the first response observed at the reservoir, during the period of study, was an increase of the cyanobacteria concentration in the zone near to the dam. The second response was that as the water level decreases due to the incorporation of an environmental flow, the conditions for the algae growth at Cachapoal basin were unfavorable. Therefore, Cachapoal basin ended with a considerably lower cyanobacteria concentration.

Although these results were obtained only for Rapel reservoir and do not necessarily apply to other reservoirs, considerations on the water level variations, loads of nutrients and loads of suspended solids in the affluents should be included as they can play a significant role in the water quality of environmental systems.

Further researchs will seek to deepen in the link between operation schemes and the behaviour of the reservoir in order to find improvements in the water quality of the system.

(6) References

Antenucci, J. 1996. Hydrobiological Modeling of Rapel Reservoir, Central Chile. Honours Thesis. Department of Environmental Engineering, University of Western Australia.

de la Fuente, A., & Y. Niño. 2008. "Pseudo 2D Ecosystem Model for a dendritic Reservoir." Ecological Modelling 213(3-4): 389-401.

Hipsey, M.R. J.P Antenucci, & D Hamilton. 2010. Computational Aquatic Ecosystem Dynamics Model. Science Manual. Centre for Water Research, University of Western Australia.

Vila, I., Contreras, M., Montecino, V., Pizarro, J., & D. Adams. 2000. "Rapel: A 30 years temperate reservoir. Eutrophication or contamination?" Arch. Hydrobiol. Spec. Issued Advanc. Limnol. 55, 31-44.

Contact information:

Valeria Rossel - vrossel@ing.uchile.cl
 Alberto de la Fuente - aidelafu@ing.uchile.cl

Anexo C

ARTÍCULO ENVIADO A REVISTA ISI

ASSESSING THE LINK BETWEEN ENVIRONMENTAL FLOW, HYDROPEAKING
OPERATION AND WATER QUALITY OF RESERVOIRS.
CASE OF RAPEL RESERVOIR, CENTRAL CHILE.

Assessing the link between environmental flow, hydropeaking operation and water quality of reservoirs. Case of Rapel Reservoir, Central Chile.

Valeria Rossel and Alberto de la Fuente

Abstract

Eutrophication is a common problem in lakes and reservoirs with high incoming loads of nutrients. The consequent algae bloom affects the water quality and causes incompatibility with tourist and recreational activities. This is the case of the Rapel reservoir, an old, dendritic and monomictic reservoir located in central Chile (34°S, 71.6°W, 105 [m.a.s.l]), which has received high loads of nutrients, sediments and metals during its operation and has been known for its numerous algae bloom events. On the other hand, the reservoir's outflow is mainly controlled by the electrical demand and the minimization of economic costs, independent of any ecological analysis in the reservoir. Thus, the aim of this study is to analyze the effects of the hydropower plant operation scheme on the reservoir water quality. Several scenarios are performed considering five hydrological conditions for the Rapel tributaries and the incorporation of an environmental flow (EF) constraint to the hydropower plant operation, which are represented by four minimum outflow scenarios. The hydrodynamic and water quality of the reservoir are modeled using ELCOM-CAEDYM, while the hydropower plant operation is obtained using an optimization model, which replicates the practices of Chile's system operator. The results of the simulations are analyzed through the comparison of time series for hydropower generation, water level variations, hydrological alteration and phytoplankton concentration. The results show that under a wet scenario and regardless of the EF, there is no significant difference between any of the parameters during the simulation period. However, dry scenarios were more sensitive to environmental considerations and showed important improvements in the water quality and hydrological alteration index. This study evidences the conflicting goals among environmental considerations, reservoir water quality and tourist interests, and at the same time, it expands the possibilities of using the operating scheme as a prevention and control tool for reservoir water quality problems.

Keywords: three-dimensional reservoir modeling, hydropower plant operation, water quality, phytoplankton, suspended solids

1 Introduction

The construction of a dam implies the creation of a new and complex human-made ecosystem with non-natural regulation depending on the purpose of the reservoir. Reservoirs enable flood control, electricity generation, and water management for human consumption and agriculture. Other purposes, such as navigation and recreation, have been added over time. Regardless of these uses, the construction and operation of a reservoir leads to environmental problems affecting the riverine vegetation, aquatic species, water quality, and river morphology, as well as social impacts on the surrounding areas (Collier et al., 1996). In this context, the construction and operation of the reservoir require awareness of the effects on both the pre-existing environment and the new human-made reservoir.

Most previous studies have focused on the downstream river, where the operational scheme of the withdrawals alters the natural flow rate and the sediment load. Downstream of the dam, erosion near structures and modifications of the channel morphology are to be expected, among other effects (Carling, 1988; Brandt, 2000; Graf, 2006). Additionally, the presence of a dam affects the aquatic ecosystem downstream of the reservoir due to alterations of the flow rate itself, changes in water depth and velocity, variations in water temperature, destruction of fish nesting sites on banks, obstruction of fish migration due to the dam barrier and increases in the concentration of fine sediment (Baxter, 1977; Collier et al., 1996; García et al., 2011; Gray and Ward, 1982). Water quality problems, as well as the anomalous growth of biological species and changes in biodiversity, are common inside the reservoir itself (George and Edwards, 1976; Baxter, 1977; Chung et al., 2009a). Catchment management and the control of point and non-point source emissions have been useful in the mitigation of these environmental problems (Cooke et al., 2005). In other cases, it has been necessary to implement in-lake engineering, which includes the use of mixers, barriers, oxygenators and selective withdrawals (Morillo et al., 2006; Chung et al., 2009b).

In the particular case of a reservoir built for hydropower purposes, the operation of the hydropower plant alters the thermal structure of the water column and the mixing processes in the reservoir, due to the number of outlets, the location of the outlet and the withdrawal scheme (Casamitjana et al., 2003). Hydropeaking operation usually characterizes the intraday scale of hydropower plants. This operation policy produces energy for only a few hours each day, when the energy demand is greater, while the rest of the time the system produces minimal energy and stores the inflow volume. The environmental flow usually defines this minimum energy produced during the day. The impacts of hydropeaking operation on the downstream river are well-understood: changes in benthic communities, habitat degradation and fish mortality, among others (Saltveit et al., 2001; Young et al., 2011). However, the influence of the hydropower operating policy on the reservoir water quality is not clear.

The aim of this article was to investigate the link between hydropower plant operation, environmental flow constraints and water quality at a reservoir. The Rapel reservoir (34°S, 71.6°W) was chosen for this purpose: an old, dendritic and monomictic reservoir, located in central Chile (Vila et al., 1987, 2000; de la Fuente and Niño, 2008). The hydropower plant operates in the context of the Central Interconnected System (SIC), which provides energy to most of the Chilean population (CDEC-SIC, 2013). An Independent System Operator (ISO) minimizes the system's economic costs and defines which power plants will supply the energy demand. Since the construction of the Rapel Dam in 1968, no environmental restrictions have been imposed on its operation, and therefore the ISO has established a hydropeaking operation scheme. During its operation, the reservoir has received discharges of domestic,

agro-industrial and mining wastewaters, which contain high rates of sediments and nutrients as well as metal compounds (Vila et al., 2000). The first eutrophication-related problems were observed in the 1970s: unnatural fish deaths and algae bloom events started to occur (Cabrera et al., 1977; Vila et al., 2000, 1987). Previous research has shown that hydropower operation affects the hydrodynamics of the reservoir, forces deeper stratification (de la Fuente and Niño, 2008), enhances vertical mixing and decreases horizontal dispersion (Ibarra, 2013), and alters the effluent temperature (Guzmán, 2013).

For this study, the three-dimensional ELCOM-CAEDYM model (Hipsey et al., 2010) was implemented to simulate the hydrodynamic and water quality of the reservoir, together with the interactions among sediments, nutrients and algae species. Operation of the ISO was simulated using a model called MIPUC that reproduces the economical operation of the entire SIC and consequently defines the required water volume to be released for hydropower generation. This outflow information is used as input data in ELCOM-CAEDYM simulations, which output the water quality of the reservoir, specifically, the variations in phytoplankton concentrations. The next section describes the models implemented in this study, the indicators used for analysis and comparison of the results, and the simulation scenarios proposed. The results section presents the validation of the models. Finally, the results of a total of 20 simulation scenarios are compared in terms of the indicators, as well as in terms of the factors that enhance or limit phytoplankton growth.

2 Methods

2.1 Study site

The Rapel reservoir is a dendritic and monomictic reservoir with a storage capacity of 400 [Hm³], composed of 3 sub-basins with different retention times (Figure 1a). The south part of the system contains the Cachapoal basin, which receives inflows from the Cachapoal and Tinguiririca Rivers. In the east zone, the Alhué basin receives waters from Alhué Creek. Finally, the Muro basin receives contributions from the other two basins, and it is located in the northwest zone of the reservoir.

Cachapoal River is characterized by a nivo-pluvial regime and an average flow rate of 172 [m³/s] during winter and 98 [m³/s] during summer, whereas the Tinguirica River has a mostly pluvial regime with average flow rates of 125 [m³/s] during winter and 46 [m³/s] during summer. The third affluent corresponds to Alhué creek, with a minor contribution of 20 [m³/s] on an annual average. The shape of the basins and the asymmetry in the tributary flow rates force a preferential flow path along the Cachapoal-Muro direction (de la Fuente and Niño, 2008). The Alhué basin is isolated from the rest of the reservoir and has larger retention times, between two and three months (de la Fuente and Niño, 2008). Originally, the reservoir had a maximum depth of 85 [m] in the zone closer to the dam. However, the transport and accumulation of sediments have reduced the maximum depth to approximately 55 [m] today (de la Fuente et al., 2010). In the Cachapoal basin, the maximum water depth is 25 [m], with a retention time of approximately 9 [day].

The hydropower plant has a production capacity of 378 [MW] with five Francis units, which allow operating at a total maximum flow rate of 587 [m³/s]. The maximum normal water level is 105 [m.a.s.l.], and the minimum normal water level is 97 [m.a.s.l.], corresponding to water depths of 55 [m] and 47 [m], respectively. The water level in the past ten years has remained above 100.5 [m.a.s.l.].

2.2 Field data

Field data for this research are available between November 2009 and March 2010. During that period of time, one standard meteorological station was located on the shore of the reservoir (34° 8' 58.94" south latitude and 71° 27' 16.14" west longitude, black star in 1a). Furthermore, a thermistor chain was located near the dam at the point in Figure 1a marked with a black square. The thermistor chain registered information at every 5 [m] depth with hourly frequency. Regarding the water quality data, local measurements of nitrogen (organic and inorganic), phosphorus (organic and inorganic) and chlorophyll-a concentrations

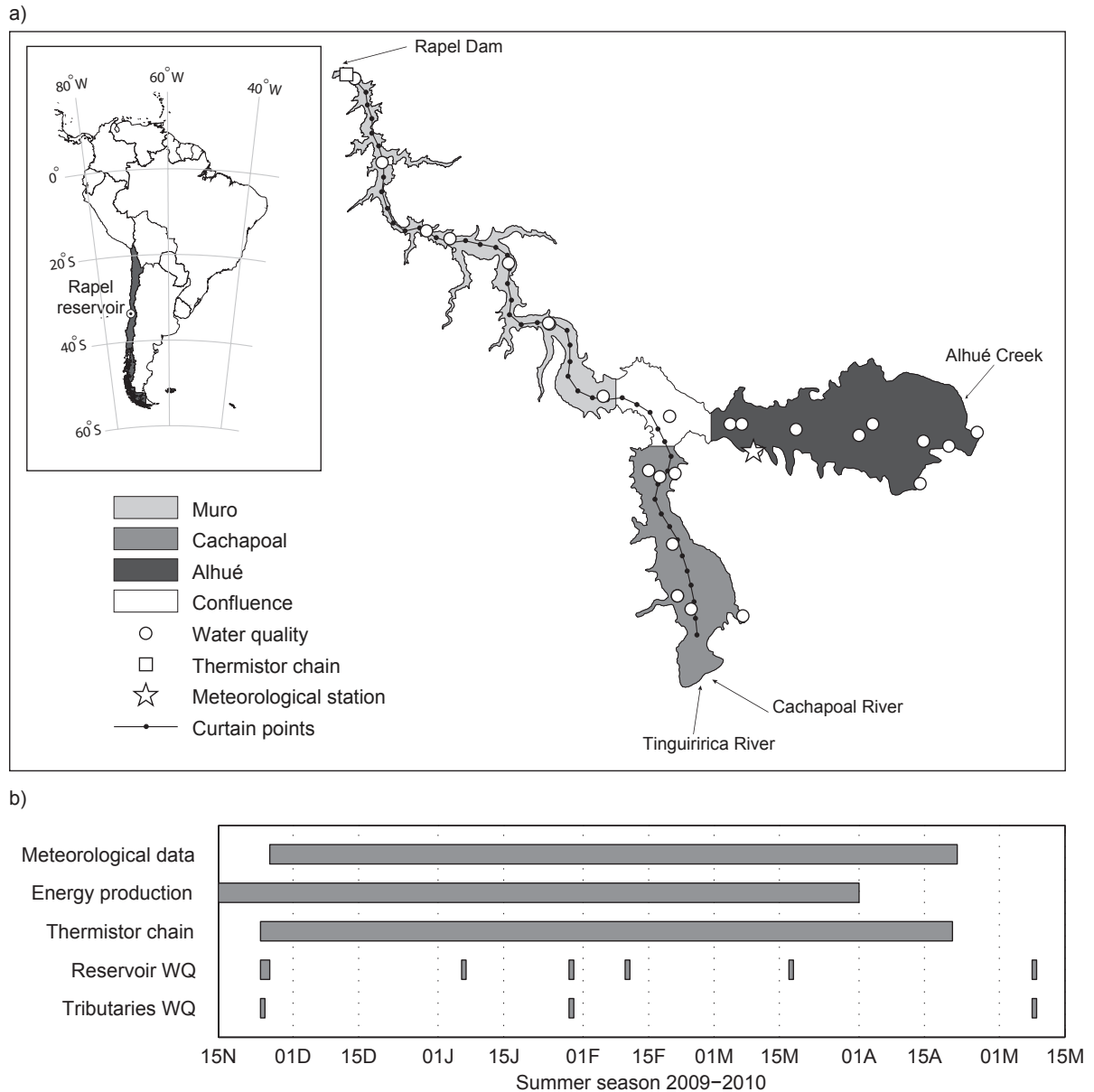


Figure 1: a) Location of the Rapel reservoir in the context of South America, and the spatial distribution of water quality measurements (white circles). The continuous black line with circles defines the 2-D Muro-Cachapoal curtain. b) Available data for modeling the Rapel reservoir.

were taken at the white points indicated in 1a (EULA-Chile, 2011). Furthermore, some water quality samples were taken in the tributaries of the Rapel reservoir, including observations of nutrients (nitrogen and phosphorus) and suspended solids concentrations. These measurements were used as the inflow concentrations during the simulation of the Q_{hyd} and Q_{avg} scenarios, described later in the simulation scenarios sub-section. Finally, the temporal distribution of all of these measurements is detailed in Figure 1b, which indicates that the available data limit the period of simulation from the last week of November 2009 until the end of March 2010.

With respect to the hydrology, historic records of hourly energy production and water level were obtained from the ISO. Using these records, the inflow volumes were estimated by volume conservation, which ensures the correct reproduction of the water elevation. Finally, the bathymetry was obtained from a bathymetric survey conducted by the Chilean Hydrographic and Oceanographic Service of the Navy.

2.3 Hydrodynamic and water quality model

The software Estuary and Lake Computer Model (ELCOM) is a three-dimensional numerical model that can reproduce the temporal and spatial hydrodynamics of water bodies subject to environmental forcing such as solar radiation, wind velocity, inflows and outflows, and precipitation, among others (Hodges et al., 2000). On the other hand, the Computational Aquatic Ecosystem Dynamic Model (CAEDYM) is an aquatic ecological model designed to work coupled to a hydrodynamic model as ELCOM. CAEDYM can comprehensively represent the cycles of Si, C, N and P and includes the dynamics of phytoplankton, zooplankton, pathogens, suspended solids, and geochemical parameter dynamics, among others (Hipsey et al., 2010). The Rapel reservoir was modeled using a horizontal numerical grid of 50 [m] x 50 [m], with a vertical discretization of 2 [m] throughout the entire water column. The time step for the simulations was set equal to 60 [s]. The boundary conditions imposed on the model were the bathymetry data, meteorological measurement data, the flow rate and loads of the tributaries (Cachapoal, Tinguirica and Alhué), and the withdrawal flow controlled by hydropower generation. Different outflow scenarios were obtained through the Mixed Integer Programming Unit Commitment (MIPUC) model as detailed in the following section.

The water quality module for simulating phytoplankton dynamics was activated to simulate the nitrogen (inorganic and organic), phosphorus (inorganic and organic), suspended solids and dissolved oxygen concentrations. Zooplankton dynamics and higher trophic levels were not considered because of the lack of measurements to validate their correct simulation. Phytoplankton abundance was represented by the chlorophyll-a concentrations of the phytoplankton groups of diatoms, cyanobacteria and chlorophytes. The model standard values for biological parameters were maintained, except for the kinetic constants for phytoplankton groups that were obtained from (Jørgensen et al., 1991), representing the dynamics of the most abundant species in the Rapel reservoir: *Aulacoseira granulate*, *Aulacoseira granulata v. angustissima* and *Cyclotella meneghiniana* for diatoms; *Coelastrum microporum* and *Scenedes musquadricauda* for chlorophytes; and *Microcystisaeruginosa*, *Anabaena affconstricta* and *Anabaena sp* for cyanobacteria (EULA-Chile, 2011). Table 1 summarizes the biological parameters used in the model.

Table 1: Phytoplankton biological parameters used in CAEDYM configuration.

Description	Symbol	Unit	Cyanobacterias	Chlorophytes	Diatoms
Maximum potential growth rate	μ_{max}	1/day	1	0.8	1.14
Respiration rate	k_R	1/day	0.095	0.065	0.1
Half saturation constant for phosphorus	K_P	mg/L	0.005	0.0015	0.008
Half saturation constant for nitrogen	K_N	mg/L	0.04	0.05	0.04
Standard temperature	T_{sta}	°C	20	18.7	16
Optimum temperature	T_{opt}	°C	28	20.6	29
Maximum temperature	T_{max}	°C	35	27.6	32.5
Temperature multipliers	θ	-	1.06	1.06	1.06
Light intensity for maximum growth rate	I_K	$\mu\text{E}/\text{m}^2/\text{s}$	130	100	60

2.4 Hydropower plant operation model

Electric power plants in central Chile are controlled by an ISO that coordinates the operation of each plant in order to fulfill the system’s electricity demands while minimizing the total operational costs of the system. The MIPUC model is an educational tool developed by the Energy Center of the Universidad de Chile, which reproduces the short-term dispatch tasks of the ISO, considering the operating costs of the plants, the costs of not providing energy and the future cost of the water (Benavides, 2008). The future cost of the water depends on the water volume at the beginning of the simulation and the inflows during the simulation. Minimum outflow from hydropower plants can be considered as an environmental

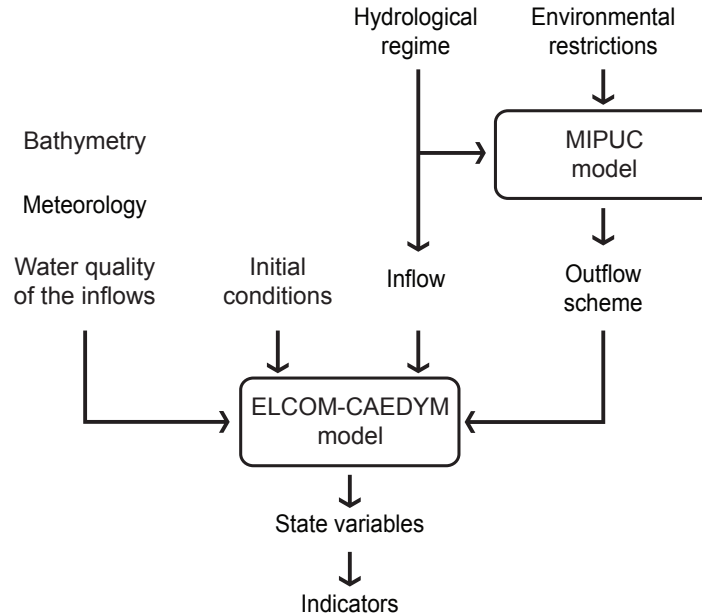


Figure 2: Conceptual scheme for coupled ELCOM-CAEDYM and MIPUC model.

constraint to the operation. This is a standard linear optimization problem that is solved with a Simplex algorithm. The results of MIPUC are time series of the energy production for each power plant connected to SIC, with an hourly time scale. For the purposes of this study, MIPUC software was used to create different time series of outflows from the Rapel reservoir by changing the environmental flow and the inflows of the reservoir. The variables associated with the other power plants of the SIC (fuel prices, initial reservoir levels, and inflows) remained fixed. Thus, different series of turbinated outflows were obtained during the study period, maintaining the hydropeaking scheme.

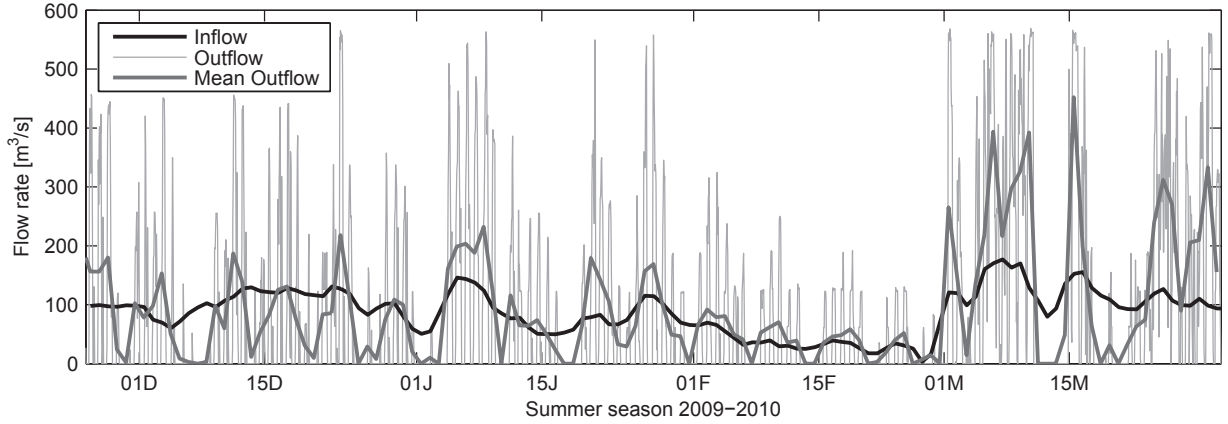


Figure 3: Hydrological time series of: inflow (thick black line), outflow with hydropeaking operation (continuous gray line), and daily average of the outflows (thick gray line).

2.5 Hydrological alteration indicator

As this reservoir was constructed in years in which environmental flow was not a design requirement, the downstream flow undergoes intraday variations. The hydrological alterations to the downstream flow due to the plant operation can be quantified using the Richards-Baker indicator (Baker et al., 2004):

$$\text{Ind}_1(t) = \frac{\sum_{k=1}^{24} 0.5(|q_{k+1} - q_k| + |q_k - q_{k-1}|)}{\sum_{k=1}^{24} q_k} \quad (1)$$

where q_k is the flow rate released through the turbines at the k th hour of the day. This indicator quantifies the variations for the outflow, so that $\text{Ind}_1=0$ represents constant operation during the day, and $\text{Ind}_1=2$ represents the case where the entire outflow is released during only one hour. Thereby, a value for the indicator Ind_1 is obtained for every day, and the temporal average is hereafter referred to as $(\overline{\text{Ind}}_1)$.

2.6 Water quality indicator

For the purposes of this article, the phytoplankton total biomass measured in terms of chlorophyll-a concentration was used as an indicator of the water quality of the Rapel

reservoir. Based on this, the indicator Ind_2 [$\mu\text{g chl-a/L}$] at time t was defined as:

$$\text{Ind}_2(t) = \frac{\sum_{n=n_i}^{n_f} \max C_{(n,t)}}{n_f - n_i} \quad (2)$$

where $C_{(n,t)}$ [$\mu\text{g chl-a/L}$] denotes the maximum simulated chlorophyll-a concentration in the cyanobacteria group at time t and at the n -th vertical profile of the curtain defined in Figure 1a; n_i and n_f represent the initial and final vertical profiles used for computing $\text{Ind}_2(t)$. $C_{(n,t)}$ was usually located near the surface, and the space average of the maximum vertical concentration along the curtains of the Cachapoal and Muro basins was used as it encompasses the nutrient load and external forcing that control algae growth.

2.7 Simulation scenarios

The first simulated scenario uses the measured outflows with hydropeaking operation, and without any environmental constraint on operation (Q_{hyd} , thin gray line on Figure 3). This scenario corresponds to a base case for the study and validates the simulation of the water temperature and water quality of the Rapel reservoir. A detailed description of this validation process is given in the first sub-section of the results section.

The second scenario is named the Q_{avg} scenario and aims to quantify the influence of hydropeaking operation on the water temperature and water quality of the Rapel reservoir. This scenario uses the base configuration of the model (meteorology, inflow volume and water quality) and uses the daily average outflow time series (Figure 3, thick gray line). As a consequence, hydropeaking was suppressed while maintaining the daily outflow volume.

A second group of simulations uses a synthetic time series of inflows and outflows and aims to characterize the response of water quality in the Rapel reservoir under different hydrological regimes and environmental constraints on the operation of the hydropower plant. This second group of simulations was performed using both computational models, ELCOM-CAEDYM and MIPUC, interacting as described in Figure 2. A total of 5 different hydrological regimes were considered, corresponding to exceedance probabilities ($P_{exc}=\%$) of 10, 30, 50, 70 and 90%. The lower exceedance probabilities ($P_{exc}=10$ and 30%) represent wet hydrological conditions; $P_{exc}=50\%$ represents normal hydrological conditions; and $P_{exc}=70\%$ and 90% represent dry hydrological conditions. Consequently, these inflow time series are inputs to both the ELCOM-CAEDYM and MIPUC models (Figure 2). Outflows from the Rapel reservoir, required to complete the water quality simulation with ELCOM-CAEDYM, were first simulated with the MIPUC model. Different scenarios were defined to analyze the impact that the definition of EF has on the water quality of the Rapel reservoir. According to Chilean regulations, the EF for one month is equal to the minimum value between the 20% of the historical monthly average flow and the 20% of the historical annual average flow. Considering this, for each of the hydrological scenarios mentioned, four outflow time series were simulated with MIPUC, considering $EF=0\%$ (present situation), 10%, 20% and 30% of the monthly average flow. As a result of the hydrological regimes and the environmental flow restriction, a total of 20 scenarios were studied, which allow a wide evaluation spectrum for assessing the link between EF, hydropeaking operation and water quality in the Rapel reservoir. Finally, all of these scenarios using ELCOM-CAEDYM have the same initial conditions and meteorological conditions as the Q_{hyd} scenario. The temporal averages of the water quality measurements at the tributaries were used as the inflow concentration, which

remained constant during these simulations.

3 Results

3.1 Validation of water quality simulation

The base simulation for the Q_{hyd} scenario was built only on field measurements, as detailed in the previous section. Two different approaches were followed to validate the performance of the ELCOM-CAEDYM simulation. First, simulated water temperatures at the same location as the thermistor chain were compared with observations. The measured and simulated temperature time series of vertical profiles are shown in Figure 4a and Figure 4b, respectively. Both figures show similar temperatures in the entire water column. In particular, the simulation was able to correctly predict the deepening of the thermocline observed in the measurements. The rate of thermocline deepening is controlled by hydropeaking operation and the location of the outlets (de la Fuente and Niño, 2008; Ibarra, 2013). Furthermore, the model was able to reproduce the daily water temperature variations on the surface, which validates the atmospheric heat exchange module. To assess the water temperature simulation, the skill index defined by Willmott (1981) is used:

$$S = 1 - \frac{\Sigma |X_{model} - X_{obs}|^2}{\Sigma (|X_{model} - \bar{X}_{obs}| + |X_{obs} - \bar{X}_{obs}|)^2} \quad (3)$$

where X_{obs} corresponds to the measured value and X_{model} to the simulated value. The bar indicates the average over the total data available. A value of $S=0$ indicates no adjustment between the measured and modeled data, while $S=1$ represents perfect performance of the model. Figure 4c plots the skill indicator time series. It can be observed that the indicator has values close to one, which confirms a good fit for the simulated temperature.

On the other hand, localized measurements at the points defined by white circles in Figure 1a were used to validate the performance of the water quality model. Figure 5 shows the comparison between the simulated data and measured data for the following variables: dissolved oxygen (DO, Figure 5a), total chlorophyll-a concentration (Total chl-a, Figure 5b), total organic and inorganic nitrogen (Total N, Figure 5c), total organic and inorganic phosphorus (Total P, Figure 5d), suspended solids in the Cachapal basin (Total SS, Figure 5e) and water temperature (Temperature, Figure 5f). The indicated numbers in Figure 5 correspond to the skill index (Eq. 3) calculated using all of the data collected at the different sampling points.

For dissolved oxygen, there is a set of points with good fit, although the DO concentration at the Muro basin was underestimated. Moreover, the chlorophyll-a is overestimated in the simulations, especially when the measured chl-a was lower than 20 [$\mu\text{g chl-a/L}$] (Figure 5b). This can be attributed to the simplicity of the water quality module configuration, in which zooplankton dynamics was not included. Therefore, it was not considered its role in the nutrients cycles and in the control of algae (Bruce et al., 2006). However, the simulation well predicted the general trends observed in the field for the three basins, which indicates that the model was able to reproduce spatial differences in chlorophyll-a concentration. Consequently, it is concluded that the model is a useful tool for the purposes of this article. With respect to nutrients (Figures 5c and 5d), the model predicted higher nutrient concentrations than the observations; however, in the context of algae growth, both the

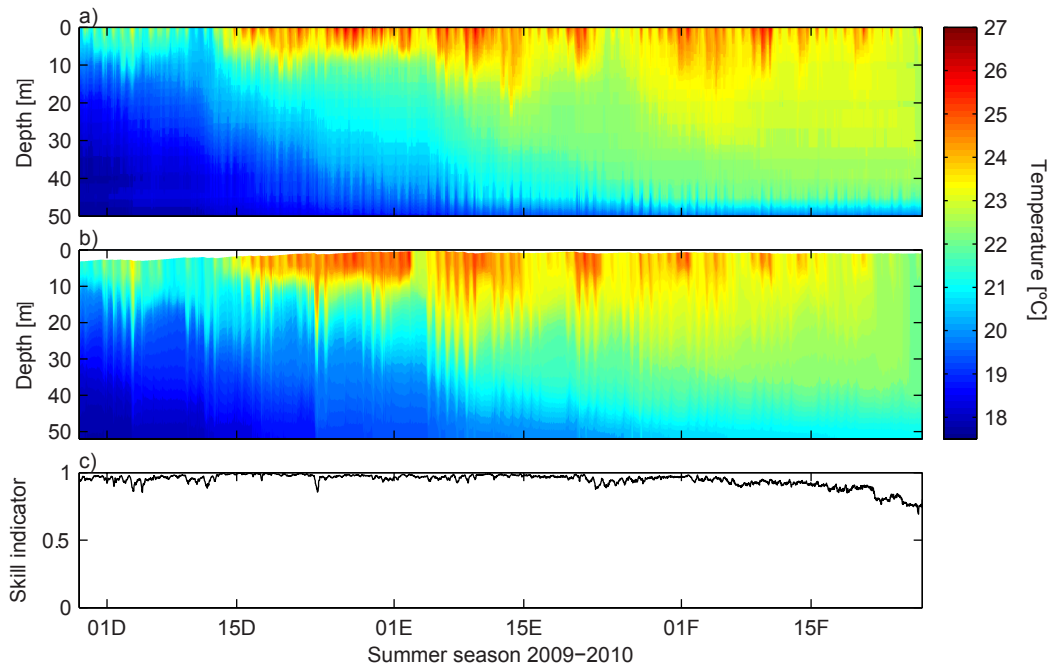


Figure 4: a) Measured water temperature using thermistor chain. b) Simulated water temperature at the same location as the thermistor chain. c) Time series of the skill indicator for water temperature.

observed and simulated nutrient concentrations are far above the half-saturation constants for nitrogen and phosphorous (Table 1) used for representing limitation of algae growth by availability such that if nutrient concentration is smaller than the half-saturation constant, algae growth is limited by this nutrient. These coefficients are smaller than 0.05 [mg/l] (Jørgensen et al., 1991). Consequently, algae growth in the Rapel reservoir is not limited by nutrient concentration. Furthermore, Figure 5e shows that the simulated suspended solid concentration is within the measured order of magnitude. As these sampling points were located near the entrance of the Cachapual River, this variable is affected by the incoming suspended solids concentration from this affluent. Finally, Figure 5f shows that the spatial variation of water temperature is well represented by the model.

Overall, it can be seen that the water quality model was able to reproduce both order of magnitude and spatial differences in observations. These results enable the assessment and comparison of the 20 operation scenarios proposed.

3.2 The effect of hydropeaking operation on water quality

A preliminary analysis was developed in order to quantify the influence of hydropeaking on the water quality of the reservoir. For this purpose, the chlorophyll-a concentration was analyzed along the Muro-Cachapual curtain (black points in Figure 1a), for the entire simulation period and for two outflow scenarios: Q_{hyd} and Q_{avg} . The Ind_2 value was calculated separately in the Muro and Cachapual basins, and the time series obtained as a result are shown in Figure 6a. A lower value was found for Ind_2 in the Cachapual basin compared to the value in the Muro basin, regardless of the outflow scenario. On the other hand, the Ind_2 time series is higher in the Q_{avg} scenario compared to the Q_{hyd} scenario. In

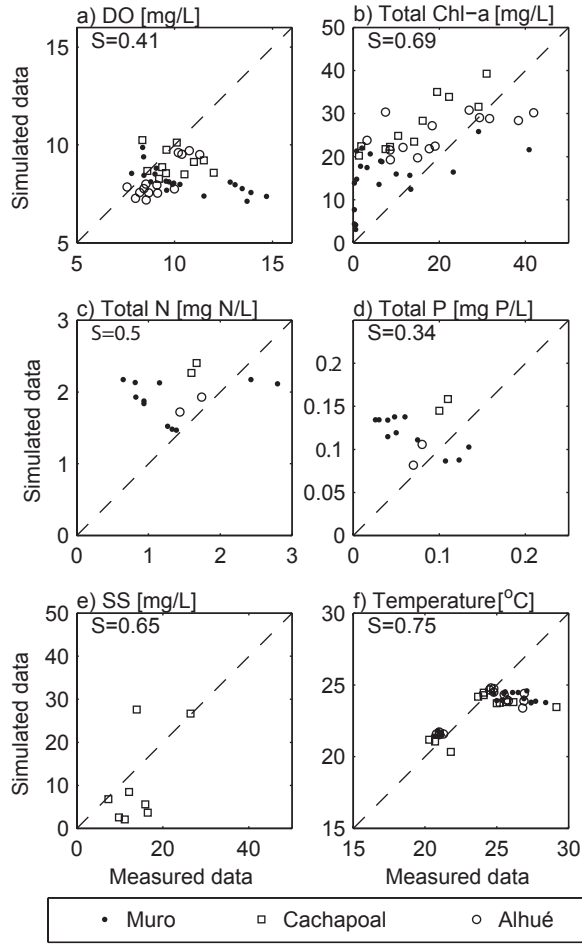


Figure 5: Comparison between measured and simulated data for a) dissolved oxygen, b) total chl-a, c) total nitrogen, d) total phosphorus, e) suspended solids and f) temperature .

early January 2010, hydropeaking operation (Q_{hyd} , solid lines in Figure 6a) of the hydropower plant reduced the maximum concentration of cyanobacteria approximately 6% - 9% with respect to the Q_{avg} scenario (dashed lines in Figure 6a). Figure 6b shows a longitudinal profile of $C_{(n,t)}$ for the Q_{avg} and Q_{hyd} scenarios, for January 10, 2010, marked with a dotted line in Figure 6a. The chlorophyll-a concentration for the Q_{avg} scenario remained higher than that for the Q_{hyd} scenario in all zones of the reservoir.

3.3 Water level analysis

The effects of the hydrological regime conditions, together with the environmental constraint on the operation of the hydropower plant, can be quantified by studying the simulated water level, shown in Figures 7b to 7f. First, the water level for the hydrological regimes $P_{exc}=10\%$ and $P_{exc}=30\%$ (Figures 7b and 7c, respectively) do not show significant differences as a function of the environmental flows. This is because for high inflow scenarios, the environmental constraint modifies the intraday allocation of outflows, not the total outflow during the day. In particular, the flow rate during peak hours decreases in order to maintain a constant base flow during the remaining hours. Moreover, in the $P_{exc}=10\%$ scenario, the water level remains at a higher level for the four months of the simulation, as was

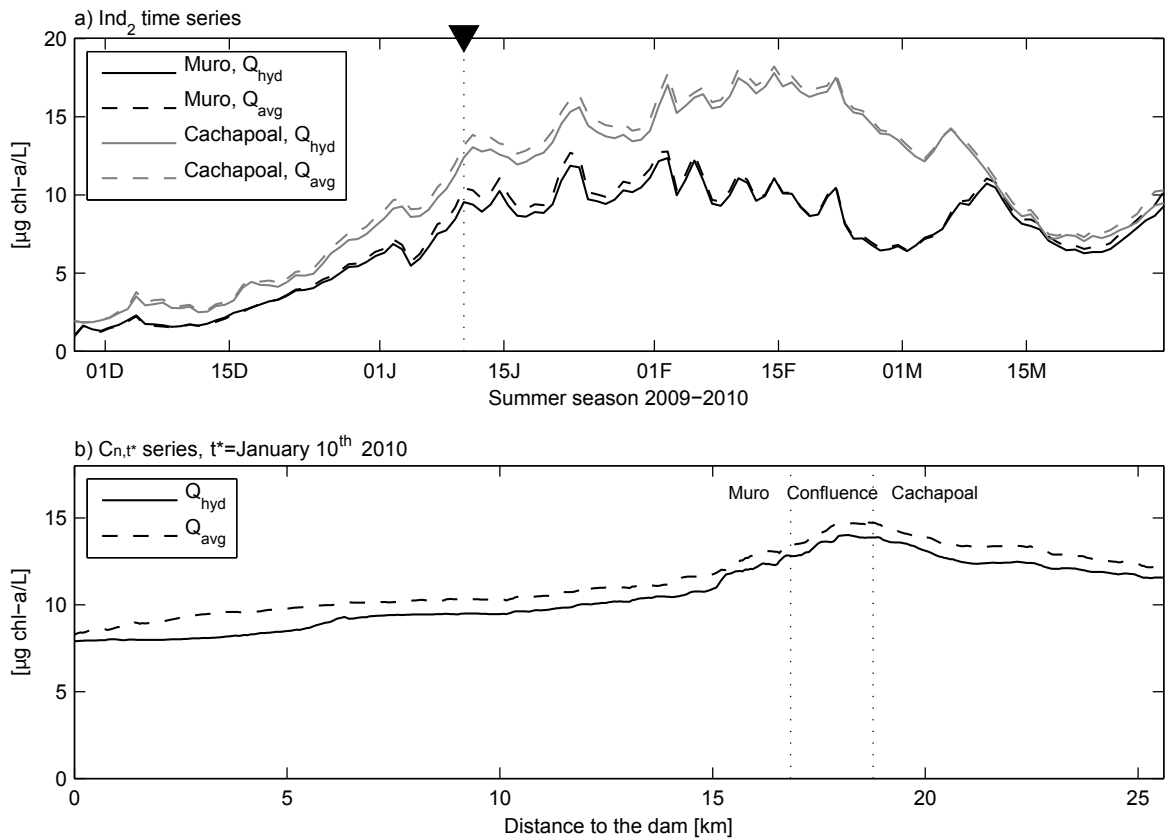


Figure 6: a) Time series of Ind₂ in the Muro and Cachapoal basins for the two outflow scenarios Q_{hyd} and Q_{avg} . b) Simulated chlorophyll-a concentration $C_{n,t}$ in the Muro-Cachapoal curtain for January 10th, 2010.

expected considering the favorable conditions in terms of water availability. A similar situation occurred in the second hydrological scenario, $P_{exc}=30\%$, where the water level first descended to 100 [m.a.s.l.] and then rapidly recovered up to values close to 105 [m.a.s.l.]. This accumulation of water during the summer is not related to large inflows (Figure 7a), but to the high energy price of hydroelectricity during the dry season.

However, the responses of the reservoir and the hydropower plant change for the normal ($P_{exc}=50\%$) and dry scenarios ($P_{exc}=70\%$ and $P_{exc}=90\%$). Water scarcity produces a general decrease in water level, enhanced by the environmental flow: the environmental constraint forces the hydropower plant to consume more water than for the case without EF. As a consequence, water level is reduced as EF increases (Figures 7d to 7f). This impact is evidenced after mid-January 2010, when MIPUC reduced the hydropower production at Rapel (Figure 7a). In the $P_{exc}=50\%$ scenario, the simulated water level without environmental flow was 2.5 [m] higher than for the simulations with higher environmental restrictions (Figure 7d). By the end of the simulations, the influence of EF on the water level was negligible (Figure 7d). Similar behavior was observed for hydrological regime $P_{exc}=70\%$ (Figure 7e), although the influence of EF on the storage volume was prolonged until the end of the simulation period. Finally, for the last hydrological regime ($P_{exc}=90\%$, Figure 7f), EF produced the most extreme water level decrease with the EF=20% constraint, even below the minimum historical water level. The $P_{exc}=90\%$ scenario together with the more

restrictive EF could not be simulated because the reservoir level decreased to a point where the simulation could not continue.

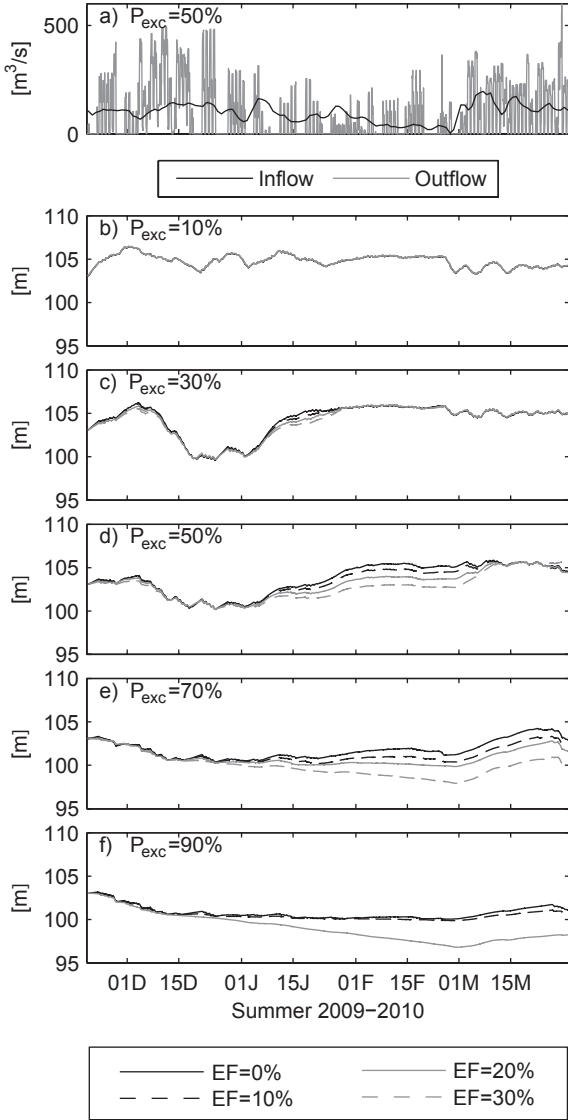


Figure 7: a) Inflow and outflow time series for $P_{exc}=50\%$ scenarios. b) to f) show simulated water level time series for the hydrological regimes $P_{exc}=10\%$, 30%, 50%, 70% and 90%, respectively. The different lines represent different EF scenarios.

3.4 Environmental flow, energy production, water quality and hydrological alteration

Figure 8a shows the values of $(\overline{\text{Ind}}_1)$ that account for the hydrological alterations of the downstream river, for each of the feasible scenarios. For all hydrological regimes, an improvement in the hydrological alteration index can be observed due to the incorporation of environmental constraints on the hydropower plant operation. Furthermore, the most significant improvements are evident in the dry seasons because the environmental constraints

force constant operation over time, close to the minimum outflow imposed.

To better understand how EF, hydropeaking operation and water quality are related to one each other in the reservoir, Figure 8b compares the total energy produced by the Rapel hydropower plant against the average of the cyanobacteria indicator (Ind_2) throughout the entire Muro-Cachapoal curtain. First, as expected, the produced energy during the simulation period was larger for the wet hydrological regime ($P_{\text{exc}}=10\%$) than for dry regimes. Different EF values did not produce significant differences in the produced energy for the $P_{\text{exc}}=10\%$, 30% and 50% regimes. Larger variations in the energy produced as a function of EF were observed for $P_{\text{exc}}=90\%$, where the difference between the maximum and minimum energy produced was equivalent to 20% of the energy produced with $\text{EF}=0\%$ (Figure 8b). In these cases with a dry hydrological regime and high EF, the extra energy produced is at the expense of a reduction in the reservoir volume. Moreover, the average values of the cyanobacteria indicator Ind_2 (Figure 8b) for the wet and normal hydrological regimes ($P_{\text{exc}}=10\%$, 30% and 50%) show no dependence on EF. In contrast, for the dry hydrological regimes ($P_{\text{exc}}=70\%$ and 90%), the average Ind_2 value was substantially reduced for the highest environmental constraint. As detailed in the following section, this response is due to modifications of the hydrodynamics of the inflow turbidity current in the Cachapoal basin.

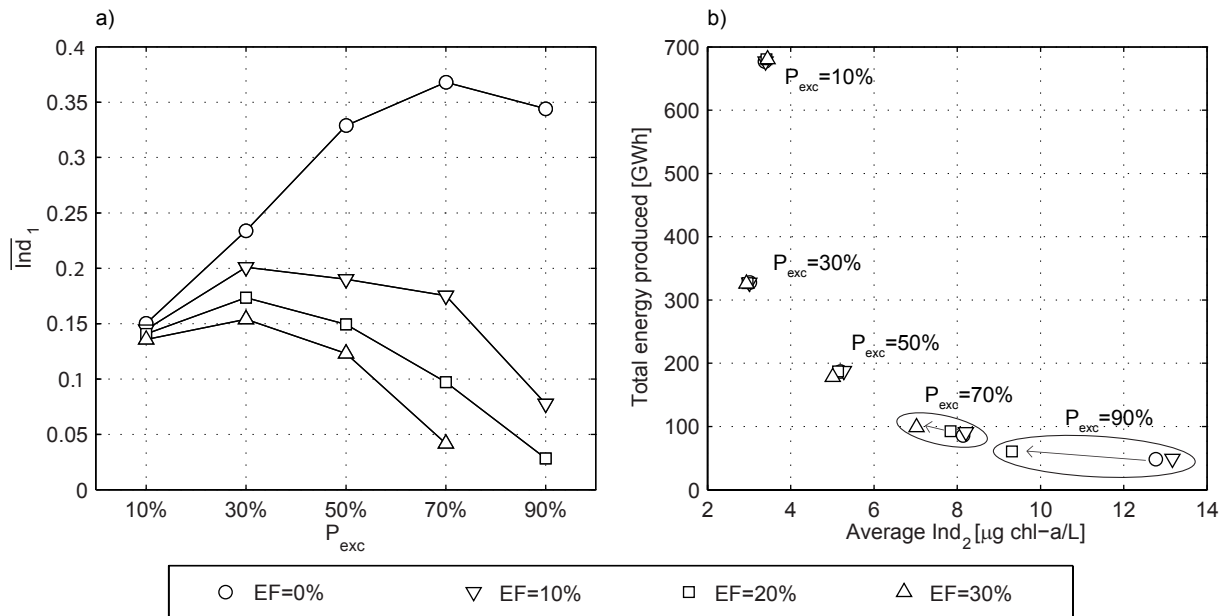


Figure 8: a) Hydrological index Ind_1 for the different scenarios. b) Total energy produced during the entire simulation against the temporal average of Ind_2 .

3.5 Influence of EF on the cyanobacteria concentration of the Rapel reservoir

To explain the changes in Ind_2 as a function of EF presented in the previous subsection, it is first necessary to analyze spatial differences in the chlorophyll-a concentration in the cyanobacteria group. For this, contour plots of the cyanobacteria concentration along the entire Muro-Cachapoal curtain are plotted in Figure 9, for the $P_{\text{exc}}=70\%$ - $\text{EF}=0\%$ (Figures 9a to 9d) and $P_{\text{exc}}=70\%$ - $\text{EF}=30\%$ scenarios (Figures 9e to 9f). As shown in Figure 9a and 9e, higher chlorophyll-a concentrations were simulated in the Cachapoal basin respect to the

Muro basin, and no important differences were observed as a function of EF. During the month of January (Figures 9b and 9f), cyanobacteria were concentrated near the water surface as expected. Furthermore, in the zone close to the dam, a slightly higher cyanobacteria concentration was found for the EF=30% scenario ($C=12.45$ [$\mu\text{g chl-a/L}$]) than for the scenario without environmental constraint ($C=11.43$ [$\mu\text{g chl-a/L}$]). This indicates that the conditions for algae growth were slightly improved in this second scenario. However, during February and March, important differences were observed in the simulated abundance of cyanobacteria as a function of EF. In particular, within seven kilometers upstream of the dam, during February, the chlorophyll-a concentration was higher for the EF=30% scenario (Figure 9g, $C=10.46$ [$\mu\text{g chl-a/L}$]) than for EF=0% (Figure 9c, $C=7.96$ [$\mu\text{g chl-a/L}$]). Furthermore, on the other side of the reservoir, the cyanobacteria concentration was notably lower in the case with environmental flow ($C=4.46$ [$\mu\text{g chl-a/L}$]) than without EF ($C=11.41$ [$\mu\text{g chl-a/L}$]). In the last pair of subplots, the EF=30% case shows a low cyanobacteria concentration for the whole curtain (Figure 9h), while the EF=0% scenario demonstrates that algae continue growing at the entrance of the Cachapoal basin (Figure 9d). Similar behavior was also observed in Figure 10a, which plots the average Ind_2 value in the Muro and Cachapoal basins (continuous and dashed lines, respectively) for simulations with $P_{\text{exc}}=70\%$ -EF=0% and $P_{\text{exc}}=70\%$ -EF=30% (black and gray lines, respectively). This response of the reservoir is explained by analyzing the first-order net growth rate (μ) of cyanobacteria at the surface of the curtain (de la Fuente and Niño, 2008).

In accordance with the CAEDYM Science Manual (Hipsey et al., 2010), algae net growth is represented as a first-order reaction:

$$\frac{\partial C}{\partial t} = \mu C = (\mu_{\text{max}} \min(f(\text{Nutrients}), f(I))f_g(T) - \mu_l f_l(T))C \quad (4)$$

where μ_{max} is the growth rate at 20°C in the absence of light and nutrient limitations; $f(\text{Nutrients})$ and $f(I)$ are the nutrient and light limiting factor functions, respectively; $f_g(T)$ is the temperature function for cyanobacteria growth; μ_l is the rate of biomass loss at 20°C; and $f_l(T)$ is the temperature function for biomass loss. The average simulated for the $P_{\text{exc}}=70\%$ -EF=0% and $P_{\text{exc}}=70\%$ -EF=30% scenarios was calculated for each basin (Cachapoal and Muro) at noon, obtaining the time series shown in Figure 10b. It is evident that the Muro basin always had better conditions for algae growth, which explains why the algae concentration in the Muro basin was higher than in the Cachapoal basin between January and February, for both EF=30% and EF=0% (Figure 10a).

Furthermore, Figure 10c shows the relative difference between the net growth rate simulated with EF=30% and EF=0%, normalized by the value of μ for EF=0%. Figure 10c shows that in the Muro basin, the relative difference between the EF=30% and EF=0% scenarios is small, remaining lower than 0.15 most of the time. On the other hand, the relative difference in the Cachapoal basin is larger than that in the Muro basin throughout the entire simulation period, by at least one order of magnitude, showing a sharp contrast between the basins. Consequently, the introduction of EF restrictions in the Rapel reservoir would have larger impacts on the water quality of Cachapoal basin.

Water temperature did not exhibit significant differences among the scenarios and was always high enough to enhance cyanobacteria growth. Thus, the limiting growth factors on the surface of the curtain (light and nutrients) for March 7th, 2010 and the simulation with EF=30% (which corresponds to the situation shown in Figure 9h) were evaluated. Figure 10d

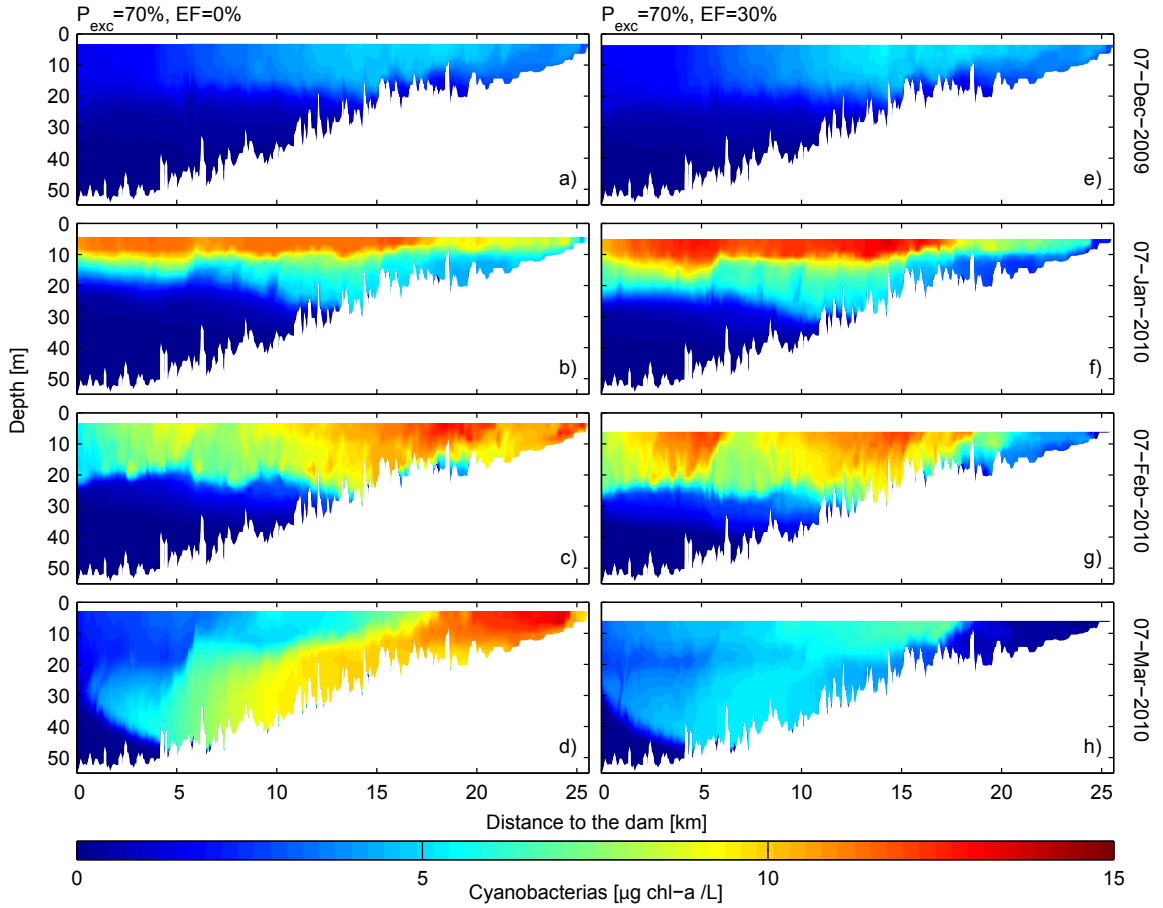


Figure 9: Simulated chlorophyll-a concentration in the cyanobacteria group along the Muro-Cachapoal curtain. The first column (panels a, b, c and d) corresponds to the simulation with the $P_{exc}=70\%-EF=0\%$ scenario, and the second column (panels e, f, g and h) to the $P_{exc}=70\%-EF=30\%$ scenario.

shows that the nutrient limiting factor, $f(Nutrients)$, has only small variations in the zone of confluence. Hence, neither nitrogen nor phosphorus is the reason for the algae reduction in the Cachapoal basin. Similarly to nutrients, $f_g(T)$ at the surface showed homogeneous value in the reservoir. In contrast, the light limiting factor shows diametrically opposite behavior between the Muro and Cachapoal basins. Near the dam, the light factor $f(I)$ is close to one, which means that the kinetic constant of cyanobacteria growth is minimally affected by light. However, at the entrance of the Cachapoal basin, the light factor is zero throughout almost the whole basin, encouraging the reduction of cyanobacteria biomass. This light limitation is related to the suspended solids concentration (Hipsey et al., 2010). Hence, the impacts on aquatic biota depend on the concentration, exposure time, geochemical composition and size of particles (Bilotta and Brazier, 2008). In the Rapel reservoir, at the entrance of the Cachapoal basin, the suspended solids in the river propagate as homogeneous high-density flow until a plunging point where the water height is H_p . Following García (1996):

$$H_p = 2.21 \left(\left(\frac{q_{af}^2}{g'} \right)^{1/3} \right)^{1.08} \quad (5)$$

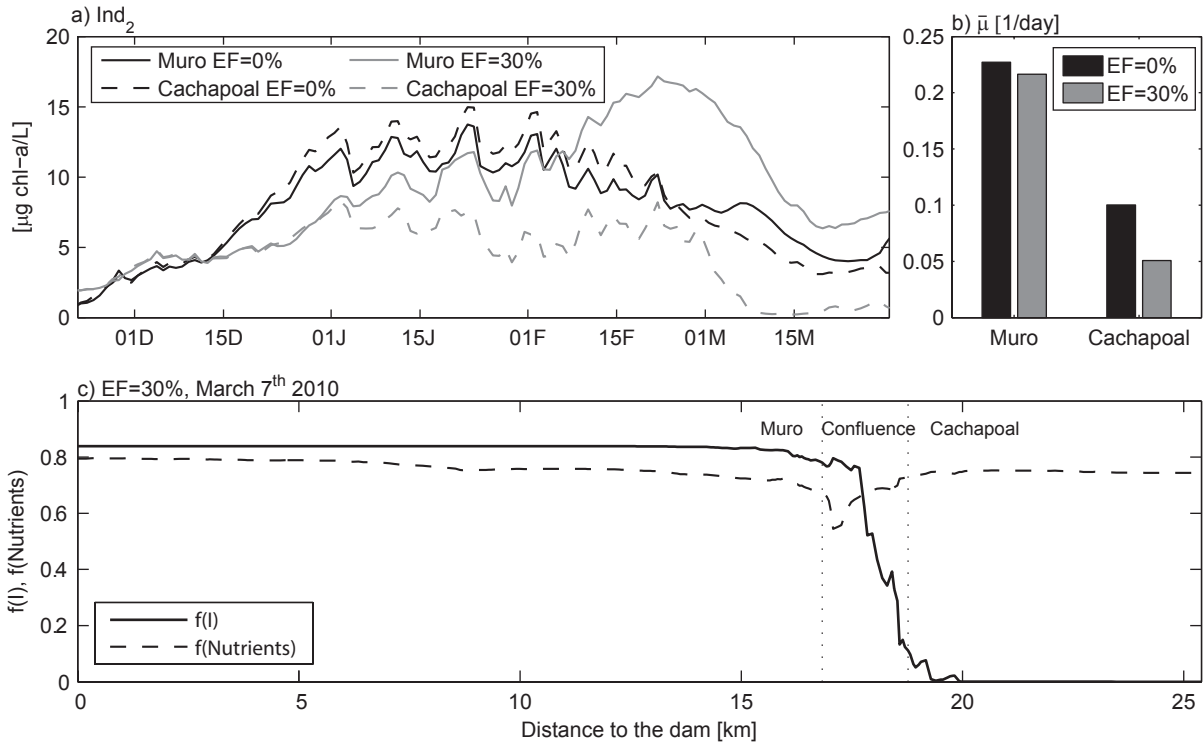


Figure 10: a) Time series of Ind_2 for the $P_{\text{exc}}=70\%$ - $\text{EF}=0\%$ and $P_{\text{exc}}=70\%$ - $\text{EF}=30\%$, calculated by basin. b) Average of μ of Eq. 4, for the same scenarios and calculated by basin. c) Spatial variation of the limiting factors for algae growth.

where q_{af} is the flow rate per unit width that enters to the reservoir (Figure 11a), and g' is the acceleration of gravity affected by excessive density, defined as $g\Delta\rho/\rho$, with $\Delta\rho \sim 0.1$ $[\text{kg}/\text{m}^3]$.

Figure 11b shows the time series of H_p estimated using Eq. 5, and this height does not change with EF. The distance from the Cachapoal basin's entrance until the point at which the local water depth is equal to H_p is called X_p , and its value depends on the bathymetry and the water level (Figure 11c). X_p is the distance at which the density current plunges, i.e., it represents the area where algae growth is limited by light. Figure 11d shows an estimated time series of X_p for the different EF scenarios with $P_{\text{exc}}=70\%$. The first two months of simulations do not show an important variation in the distance X_p because the water level was not determined by EF. However, during February and March, the distance X_p presents distinct values for each of the EF scenarios. Thus, the higher the environmental flow, the lower the water level of the reservoir is (Figure 11c) and the greater the distance X_p (Figure 11d). Therefore, a larger zone presents high suspended solids concentrations and creates favorable conditions for algae reduction.

4 Discussion

The present study aims to contribute to the understanding of possibilities and limits for hydropower plant operation regarding the water quality inside the Rapel reservoir; an old, dendritic and monomictic reservoir of central Chile. Previous studies showed that the thermal

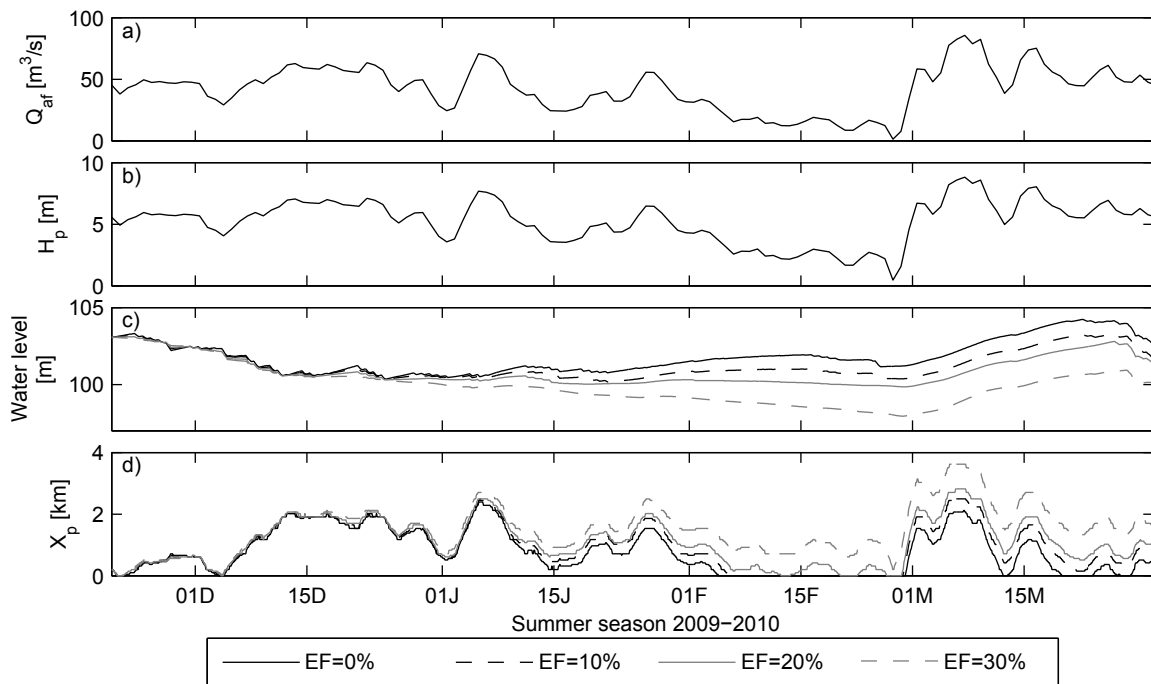


Figure 11: a) Time series of inflow to Cachapoal basin for the $P_{exc}=70\%$. b) Plunging height (H_p) of the density current, estimated by using Eq. 5. c) Water level for the four EF considered. d) Density current plunging point X_p , derived from the plunging height and the bathymetry of the Cachapoal basins, for the indicated EF scenarios.

structure is characterized by a sharp thermocline, whose location is defined by the elevation of the outlets for the hydropower generation (de la Fuente and Niño, 2008; Ibarra, 2013). Regarded to the water quality, the dendritic shape of the reservoir defines three different basins with different water quality. Spatial differences among basins are explained in different retention times and inflow water quality (de la Fuente and Niño, 2008; Vila et al., 2000).

The main objective of this article was achieved through the coupled use of two computational models that allowed for simulating 20 scenarios. Both models, MIPUC and ELCOM-CAEDYM, proved to be appropriate models for studying the Rapel reservoir: MIPUC reproduced the hydropeaking operation of the hydropower plant, and ELCOM-CAEDYM well represented the thermal structure and water quality of the Rapel reservoir (Figures 4 and 5).

The first remarkable results showed that hydropeaking operation, by itself, contributes to reducing the value of Ind_2 , by approximately 6% - 9%. This influence was observed along the entire Muro-Cachapoal curtain. Although the magnitude of this impact is weak, this result suggests that, under some circumstances, it would be possible to adjust the intensity of hydropeaking in order to mitigate algae blooms in the reservoir. Further research is required to validate or disprove this hypothesis.

The incorporation of environmental constraints into hydropower plant operation is one of the considerations used for reducing the hydrological alteration and for restoring the natural pattern of the downstream river (Jager and Smith, 2008; Moog, 1993; Richter and Thomas, 2007); however, what are the influences of EF on the water quality of a reservoir is not clear. In this study, we showed that for wet and normal scenarios, these restrictions did

not produce major impacts to the water quality of the Rapel reservoir. In contrast, in dry scenarios, environmental constraints resulted in a reduction in Ind_2 , and this response was explained by the light limitation of algae growth due to the turbidity current in the entrance of Cachapual basin. This result suggests that decreasing the reservoir water level during dry scenarios may be adopted as a strategy for controlling algae blooms in the Rapel reservoir. Reductions in the water level of the reservoir also reduce the retention time, which contributes to the control of algae blooms ((de la Fuente and Niño, 2008). As a consequence, it is hypothesized that the control of water level in the reservoir can be a useful manage alternative for controlling water quality in the reservoir. However, this alternative is not supported by some of the stakeholders that protect other uses of the reservoir such as tourism (low water levels impair nautical activities) and hydropower production. Previous studies have shown that light reduction may favor cyanobacteria growth at the expense of other phytoplankton groups (Bilotta and Brazier, 2008; Bilotta et al., 2012); therefore, a detailed analysis is required to elucidate which are the actual consequences of managing the density current with the aim of controlling algae blooms.

The results presented in this article prove that the manipulation of withdrawals can modify the water quality in the reservoir. The inclusion of an environmental constraint on the operation could become an effective alternative for in-lake engineering aimed at managing the water quality of preexisting reservoirs (Morillo et al., 2006; Chung et al., 2009b) or could act as a sustainable design criterion for future water resources projects.

References

- Baker, D. B., Richards, R. P., Loftus, T. T., and Kramer, J. W. (2004). A new flashiness index: Characteristics and applications to midwestern rivers and streams1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 40(2):503–522.
- Baxter, R. (1977). Environmental effects of dams and impoundments. *Annual Review of Ecology and Systematics*, pages 255–283.
- Benavides, C. (2008). *Herramienta Computacional para modelo de pre-despacho económico de carga*. MSc Thesis. Universidad de Chile.
- Bilotta, G. and Brazier, R. (2008). Understanding the influence of suspended solids on water quality and aquatic biota. *Water research*, 42(12):2849–2861.
- Bilotta, G., Burnside, N., Cheek, L., Dunbar, M., Grove, M., Harrison, C., Joyce, C., Peacock, C., and Davy-Bowker, J. (2012). Developing environment-specific water quality guidelines for suspended particulate matter. *Water research*, 46(7):2324–2332.
- Brandt, S. A. (2000). Classification of geomorphological effects downstream of dams. *Catena*, 40(4):375–401.
- Bruce, L. C., Hamilton, D., Imberger, J., Gal, G., Gophen, M., Zohary, T., and Hambright, K. D. (2006). A numerical simulation of the role of zooplankton in c, n and p cycling in lake kinneret, israel. *Ecological Modelling*, 193(3):412–436.
- Cabrera, S., Montecino, V., Vila, I., Bahamonde, N., Bahamondes, I., Barends, I., Rodríguez, R., Ruiz, R., and Soto, D. (1977). Características limnológicas del embalse Rapel,

- Chile central. Publicación de OEA sobre el Seminario de Medio Ambiente y Represas, Montevideo, Uruguay. *Monografía Departamento de Asuntos Científicos y Tecnológicos*, 1:40–61.
- Carling, P. (1988). Channel change and sediment transport in regulated uk rivers. *Regulated Rivers: Research & Management*, 2(3):369–387.
- Casamitjana, X., Serra, T., Colomer, J., Baserba, C., and Pérez-Losada, J. (2003). Effects of the water withdrawal in the stratification patterns of a reservoir. *Hydrobiologia*, 504(1-3):21–28.
- CDEC-SIC (2013). *Estadísticas de operación 2003-2012*.
- Chung, E. G., Bombardelli, F. A., and Schladow, S. G. (2009a). Modeling linkages between sediment resuspension and water quality in a shallow, eutrophic, wind-exposed lake. *Ecological Modelling*, 220(9):1251–1265.
- Chung, S., Hipsey, M., and Imberger, J. (2009b). Modelling the propagation of turbid density inflows into a stratified lake: Daecheong reservoir, korea. *Environmental Modelling & Software*, 24(12):1467–1482.
- Collier, M., Webb, R. H., and Schmidt, J. C. (1996). *Dams and rivers: a primer on the downstream effects of dams*, volume 1126. US Dept. of the Interior, US Geological Survey.
- Cooke, G. D., Welch, E. B., Peterson, S., and Nichols, S. A. (2005). *Restoration and management of lakes and reservoirs*. CRC press.
- de la Fuente, A., Meruane, C., Contreras, M., Ulloa, H., and Niño, Y. (2010). Strong vertical mixing of deep water of a stratified reservoir during the maule earthquake, central chile (mw 8.8). *Geophysical Research Letters*, 37(24).
- de la Fuente, A. and Niño, Y. (2008). Pseudo 2D ecosystem model for a dendritic reservoir. *Ecological Modelling*, 213(3):389–401.
- EULA-Chile (2011). *Diagnosis and management plan for Rapel reservoir water quality*. Ministry of the Environment, Government of Chile.
- García, A., Jorde, K., Habit, E., Caamaño, D., and Parra, O. (2011). Downstream environmental effects of dam operations: changes in habitat quality for native fish species. *River Research and Applications*, 27(3):312–327.
- García, M. H. (1996). *Hidrodinámica ambiental*. Universidad Nac. del Litoral.
- George, D. and Edwards, R. (1976). The effect of wind on the distribution of chlorophyll a and crustacean plankton in a shallow eutrophic reservoir. *Journal of Applied Ecology*, pages 667–690.
- Graf, W. L. (2006). Downstream hydrologic and geomorphic effects of large dams on american rivers. *Geomorphology*, 79(3):336–360.
- Gray, L. J. and Ward, J. V. (1982). Effects of sediment releases from a reservoir on stream macroinvertebrates. *Hydrobiologia*, 96(2):177–184.

- Guzmán, C. (2013). *Incorporación de consideraciones ambientales en la operación horaria del Embalse Rapel*. Undergraduate thesis. Universidad de Chile.
- Hipsey, M., Antenucci, J., and Hamilton, D. (2010). *Computational Aquatic Ecosystem Dynamics Model. Science Manual*. Centre for Water Research, University of Western Australia.
- Hodges, B., Imberger, J., and Saggio, A. (2000). Modeling basin-scale internal waves in a stratified lake. *Limnology and Oceanography*, 45(7).
- Ibarra, G. (2013). *Efecto de la operación hydropeaking en la hidrodinámica de un embalse estratificado: Embalse Rapel, Chile Central*. MSc Thesis. Universidad de Chile.
- Jager, H. I. and Smith, B. T. (2008). Sustainable reservoir operation: can we generate hydropower and preserve ecosystem values? *River research and Applications*, 24(3):340–352.
- Jørgensen, S., Nilsen, S., and Jørgensen, L. (1991). *Handbook of ecological parameters and ecotoxicology*. Elsevier.
- Moog, O. (1993). Quantification of daily peak hydropower effects on aquatic fauna and management to minimize environmental impacts. *Regulated Rivers: Research & Management*, 8(1-2):5–14.
- Morillo, S., Imberger, J., and Antenucci, J. (2006). Modifying the residence time and dilution capacity of a reservoir by altering internal flow-paths. *International Journal of River Basin Management*, 4(4):255–271.
- Richter, B. D. and Thomas, G. A. (2007). Restoring environmental flows by modifying dam operations. *Ecology and society*, 12(1):12.
- Saltveit, S., Halleraker, J., Arnekleiv, J., and Harby, A. (2001). Field experiments on stranding in juvenile atlantic salmon (*salmo salar*) and brown trout (*salmo trutta*) during rapid flow decreases caused by hydropeaking. *Regulated Rivers: Research & Management*, 17(4-5):609–622.
- Vila, I., Barends, I., and Montecino, V. (1987). Abundancia y distribución temporal del fitoplancton en el embalse rapel, chile central. *Revista Chilena de Historia Natural*, 60(1).
- Vila, I., Contreras, M., Montecino, V., Pizarro, J., and Adams, D. (2000). Rapel: A 30 years temperate reservoir. eutrophication or contamination? *Ergebnisse der Limnologie*, 55:31–44.
- Willmott, C. J. (1981). On the validation of models. *Physical geography*, 2(2):184–194.
- Young, P. S., Cech Jr, J. J., and Thompson, L. C. (2011). Hydropower-related pulsed-flow impacts on stream fishes: a brief review, conceptual model, knowledge gaps, and research needs. *Reviews in fish biology and fisheries*, 21(4):713–731.