



UNIVERSIDAD DE CHILE

FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS

ESCUELA DE POSTGRADO

**EFFECTO DEL CAMBIO EN LA COMPOSICIÓN Y CONFIGURACIÓN DEL
PAISAJE EN LA PRODUCTIVIDAD DE LOS ECOSISTEMAS FORESTALES,
EN UNA CUENCA MEDITERRÁNEA DE CHILE CENTRAL.**

Tesis para optar al Título Profesional de Ingeniera en Recursos Naturales
Renovables y al Grado de Magíster en Gestión Territorial de Recursos
Naturales

VALERIA PAZ GONZÁLEZ VERGARA

Guías de Tesis

Dr. Mauricio Galleguillos Torres

Dr. Mauricio Zambrano-Bigiarini

Profesores consejeros

Dr. Luis Morales

Dr. Horacio Bown

Evaluador externo

Dra. Rocío Urrutia

SANTIAGO - CHILE

2023

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE POSTGRADO

**EFEECTO DEL CAMBIO EN LA COMPOSICIÓN Y CONFIGURACIÓN DEL
PAISAJE EN LA PRODUCTIVIDAD DE LOS ECOSISTEMAS FORESTALES,
EN UNA CUENCA MEDITERRÁNEA DE CHILE CENTRAL.**

Tesis para optar al Título Profesional de Ingeniera en Recursos Naturales Renovables y
al Grado de Magíster en Gestión Territorial de Recursos Naturales

VALERIA PAZ GONZÁLEZ VERGARA

	Calificaciones
GUIA DE TESIS	
Mauricio Galleguillos Torres Ingeniero Agrónomo, Dr.	6,8
Mauricio Zambrano-Bigiarini Ingeniero Civil, Dr.	6,8
PROFESORES/AS CONSEJEROS/AS	
Luis Morales Salinas Profesor de Ciencias Naturales y Físicas, Dr.	7,0
Horacio Bown Ingeniero Forestal, Dr.	6,5

Santiago, Chile
2023

AGRADECIMIENTO Y DEDICATORIA

Agradezco enormemente a mis profesores guías Mauricio Galleguillos y Mauricio Zambrano por todo el apoyo y consejos entregados durante esta travesía. Desde el primer momento cuando me acerqué al profesor Mauricio Galleguillos con la meta de realizar mi tesis en un área con poca presencia de mujeres, hasta el termino de este proceso, mostraron paciencia ante mis dudas y confianza en mí para poder llevar a cabo esta investigación. Su apoyo y los aprendizajes que obtuve luego de recorrer este camino con ustedes han marcado mi desarrollo como persona y profesional.

Igualmente, agradezco a Rodrigo Marinao, cuyo trabajo fue fundamental para el desarrollo de esta tesis, y quien siempre estuvo dispuesto a responder mis dudas y me brindó apoyo en momentos de incertidumbre e inquietud. Espero algún día ser para otro estudiante, la guía y apoyo que ustedes fueron para mí.

A mis amigos y amigas, que han sido fuente de incontables risas, reflexiones, y apoyo en momentos de dificultad. Gracias por dejarme ser parte de sus vidas y de sus sueños, de sus alegrías y penas. Encontré en ustedes un lugar donde pertenezco, un lugar con amor y que se siente otra vez como en casa.

A Gustavo, mi compañero de vida y de viajes, que juntos atravesamos toda nuestra etapa universitaria. Tú y nuestra gatita Reikita hicieron de esta época algo entretenido, llevadero y amoroso. A pesar de las dificultades, me siento agradecida y afortunada de haber hecho este camino contigo, de crecer al lado de una persona como tú: un compañero apañador, cariñoso, generoso, paciente e inspirador. Te admiro desde el día uno, y estoy emocionada por ver qué nos depara la vida.

A mi familia: mi abuela Niria, mis tías Bárbara y Danila, mi madre Alejandra y mis hermanas Valentina, Tamara y Rocío, nada de esto sería posible sin ustedes, y yo no sería la persona que soy sin sus enseñanzas y amor. Mujeres de tierno corazón guerrero, mis grandes maestras en esta vida, cuando mi fuerza flaqueaba siempre encontré en ustedes fortaleza y palabras de aliento. Aprendo todos los días de ustedes, de su forma de ver el mundo y relacionarse con él. No importa en qué lugar del mundo estemos, me las llevo siempre en el alma.

DEDICATORIA

*A todas las mujeres, adolescentes y niñas, que intentamos habitar un mundo hecho por
y para hombres.*

ÍNDICE

MARCO TEÓRICO Y REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA	1
Cambio en la composición y configuración del paisaje.....	1
Efecto del cambio en el uso del suelo en el ciclo hidrológico	2
Planteamiento del problema.....	5
HIPÓTESIS	7
Predicciones	7
OBJETIVOS	7
Objetivo General	7
Objetivos Específicos.....	7
MATERIALES Y MÉTODOS	8
Área de estudio.....	8
Implementar el modelo SWAT+ para simular caudales y productividad primaria neta de ecosistemas en la cuenca del Río Cauquenes en Desembocadura para el periodo 2000-2020	9
Datos de entrada del modelo	14
Uso de la tierra y cobertura de suelo	14
Parametrización del modelo.....	15
Cambio de parámetros basados en bibliografía y criterio experto.....	16
Cambio de parámetros basados en imágenes satelitales	18
Calibración y validación del modelo.....	20
Evaluar el desempeño de simulaciones de productividad primaria neta contra datos locales y observaciones remotas.	21
Evaluación de la productividad primaria neta estimada con SWAT+ contra datos locales.....	21
Evaluación de la productividad primaria neta estimada con SWAT+ contra observaciones remotas	24
Evaluación de la PPN estimada con observaciones remotas contra datos locales ..	26
Evaluar la respuesta hidrológica y la productividad primaria neta de las coberturas boscosas bajo diferentes escenarios de composición y configuración del paisaje, para la cuenca del Río Cauquenes en desembocadura, para el periodo 2000-2020.....	28
RESULTADOS.....	32
Modelo ecohidrológico SWAT+.....	32
Calibración	32
Desempeño de simulaciones de productividad primaria neta	34
Productividad primaria neta simulada por SWAT+ contra datos locales	34

Productividad primaria neta simulada por SWAT+ contra observaciones remotas	36
Productividad primaria neta estimada con observaciones remotas contra datos locales.....	37
Simulación de variables relacionadas con la productividad primaria neta y procesos hidrológicos para la cobertura actual de la cuenca.....	38
Respuesta hidrológica y productividad primaria neta bajo diferentes escenarios de composición y configuración del paisaje.	41
Variables hidrológicas simulada bajo diferentes escenarios del paisaje	41
Productividad primaria neta simulada bajo diferentes escenarios del paisaje	43
DISCUSIÓN	46
Desempeño de simulaciones de caudal y productividad primaria neta.....	46
Implementación del modelo SWAT+ en el escenario actual de la cuenca	48
Caudales y productividad primaria neta bajo diferentes escenarios composición y configuración del paisaje.....	51
LITERATURA CITADA.....	56
APÉNDICES	72

ÍNDICE DE CUADRO

Cuadro 1. Valores predeterminados y mejorados de los parámetros del ciclo del carbono y la vegetación modificados dentro del modelo SWAT+.	16
Cuadro 2. Valores por defecto y modificados a partir de imágenes Sentinel 2 para construir curva de desarrollo del área foliar para las diferentes coberturas.	19
Cuadro 3. Resumen de las parcelas realizadas en terreno por Fassnacht <i>et al.</i> (2021) y la exclusión que se realizó para la evaluación de las simulaciones de SWAT+ y datos locales.	22
Cuadro 4. Área de categorías de cobertura/ usos del suelo en: escenario actual (Base); política forestal (PF); aumento extremo de plantaciones forestales (EX); desplazamiento forzado de tierra (DFT) y escenario prístino (PR) expresado en km ² y % de cambio con respecto a la cobertura y entre paréntesis con respecto al total de la cuenca.	30
Cuadro 5. Parámetros utilizados en el proceso de calibración del modelo SWAT+.	32
Cuadro 6. Parámetros KGE y KGE-García.	33
Cuadro 7. Coeficiente de correlación lineal de Pearson y PBIAS entre los valores observados en terreno y los valores simulados por SWAT+.	34
Cuadro 8. Coeficiente de correlación lineal de Pearson entre los valores de PPN simulada por SWAT+ y aquellos estimados desde el producto MODIS17A3.	36
Cuadro 9. Coeficiente de correlación lineal de Pearson y PBIAS entre la PPN obtenida desde el producto MODIS17A3 y la biomasa medida en pie para las diferentes coberturas.	37
Cuadro 10. Test de Mann-Kendall aplicado a las simulaciones de las variables de PPN, evapotranspiración real y potencial para cada cobertura dentro de la cuenca, y precipitación y caudal medio anual a nivel de cuenca. Los valores de z menores a 0 indican una tendencia a la disminución, mientras que aquellos mayores a 0 indican una tendencia al aumento.	40
Cuadro 11. Valores máximos, mínimos y promedios de las variables evapotranspiración real (ET) y PPN para las diferentes coberturas considerando tres períodos de tiempo.	41

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Mapa de cobertura/uso de suelo del año 2018 para el área de estudio. Fuente: Laboratorio de Monitoreo y Modelación de Ecosistemas (LABMME), Universidad de Chile (2020).	8
Figura 2. Curva de desarrollo del área foliar de una especie de planta durante la temporada de crecimiento. Fuente: Neitsch <i>et al.</i> (2011).	18
Figura 3. Representación gráfica de las Unidades de Respuesta Hidrológica (HRUs) y parcelas de muestreo de biomasa.	22
Figura 4. Procedimiento para la obtención del coeficiente de correlación lineal de Pearson (R) y PBIAS entre la PPN simulada por SWAT+ y la biomasa obtenida de datos locales.	24
Figura 5. Procedimiento para la obtención del coeficiente de correlación lineal de Pearson (R) y PBIAS entre la PPN simulada por SWAT+ y la biomasa obtenida de observaciones remotas.	26
Figura 6. Procedimiento para la obtención del coeficiente de correlación lineal de Pearson (R) y PBIAS entre la PPN obtenida a partir de datos remotos y la biomasa obtenida de datos locales.....	28
Figura 7. Escenarios de usos/cobertura del suelo.	31
Figura 8. Serie de tiempo de los caudales mensuales.	33
Figura 9. Caudales mensuales simulados y observados sin datos de índice de área foliar.	34
Figura 10. Caudales mensuales simulados y observados considerando datos de índice de área foliar obtenidos de forma remota.....	34
Figura 11. Gráfico dispersión entre la PPN estimada con SWAT+ acumulada en 19 años (2000-2019) y la biomasa máxima para las coberturas de plantaciones forestales y matorrales para el año 2019.	35
Figura 12. Gráfico dispersión entre la PPN estimada con SWAT+ y PPN obtenida de MODIS17A3 para las coberturas de plantaciones forestales y matorrales.	37
Figura 13. Serie de tiempo de la productividad primaria neta para las diferentes coberturas (PF = Plantaciones forestales, BN = Bosque nativo, Ma = Matorrales) en el escenario base considerando su área dentro de la cuenca, la evapotranspiración de estas coberturas.	39
Figura 14. Simulación hidrológica a escala anual para los diferentes escenarios de uso de suelo.....	42
Figura 15. Diferencias porcentuales relativas en los caudales con escenarios de cambio de uso de suelo a nivel anual y estacional.....	43
Figura 16. Productividad primaria neta a escala anual (en ton/ha) en la cuenca para los diferentes escenarios de uso de suelo.....	44
Figura 17. Diferencia relativa en la productividad primaria neta (%) por cada cobertura para cada escenario propuesto con respecto al escenario base	45

APÉNDICES

Apéndice 1. Serie de tiempo a escala mensual del Índice de área foliar (LAI) para las coberturas de plantaciones forestales, bosque nativo y matorrales.....	72
---	----

RESUMEN

El estudio y manejo sostenible de los ecosistemas debe considerar la estrecha relación que existe entre los procesos hidrológicos y la vegetación. Sin embargo, existe un vacío importante de estudios que aborden estos procesos en conjunto. Esta investigación evaluó el efecto de la composición y configuración del paisaje en la respuesta hidrológica y en la productividad primaria neta (PPN) de los ecosistemas forestales de la cuenca Río Cauquenes en Desembocadura, ubicada Chile Mediterráneo. Para lograrlo, se implementó el modelo eco-hidrológico SWAT+ para el periodo 2000-2020, el cual mostró un desempeño adecuado para las simulaciones de caudal con un coeficiente de Kling Gupta de 0,88 y 0,65 para el periodo de calibración y validación respectivamente. En cuanto las simulaciones de PPN estas presentaron desempeño regular para las plantaciones forestales ($R = 0,58$ al contrastar con datos locales (R_{dl}) y $R = 0,50$ al contrastar con datos remotos (R_{dr})), matorrales ($R_{dl} = 0,33$, $R_{dr} = 0,15$) y bosque nativo ($R_{dl} = -0,73$, $R_{dr} = 0,35$) y pobre para praderas ($R_{dl} = 0,26$, $R_{dr} = 0,12$). Una vez calibrado y verificado, el modelo SWAT+ fue ejecutado con 4 escenarios de uso de suelos para el periodo 2000-2020: i) actual Política Nacional Forestal (PF) de largo plazo, ii) escenario extremo (EX) con grandes superficies de plantaciones forestales, ambos incluyendo la sustitución de matorrales nativos por *Pinus radiata* parcial y total, respectivamente; iii) escenario de desplazamiento forzado de tierras (DFT), donde las plantaciones de *P. radiata* en las cabeceras se trasladan a áreas de tierras bajas y se reemplazan con matorrales nativos, y iv) escenario prístino (PR), únicamente con vegetación nativa (matorral y bosque nativo). Los principales resultados de este estudio señalan que el aumento de plantaciones de *P. radiata* en el paisaje resulta en disminuciones de entre 13-21% en el caudal medio anual para los escenarios PF y EX, y un aumento en la PPN de la cuenca de entre 72,7 y 109,25%, mientras que la PPN de las coberturas nativas disminuye entre 0,25 y 6,52% respecto al escenario base. El escenario PR, con la mayor cantidad de vegetación nativa, presenta un aumento de 0,34% en caudal medio anual y una disminución en su PPN de 0,67%. En cuanto al escenario DFT, que solo realiza cambios en la configuración espacial del escenario base, presentó una disminución media en el caudal anual y la PPN de 0,29% y 21,11%, respectivamente. A través de este estudio se puede concluir que una composición dominada por plantaciones forestales genera disminuciones en los caudales y aumentos de la PPN a nivel de cuenca, pero generando una afectación a la PPN de la misma cobertura de plantaciones forestales y de las coberturas nativas.

Palabras claves: Cambios de uso/cobertura de suelo, Modelo ecohidrológicos, Provisión hídrica, Plantaciones forestales, Productividad primaria neta, Vegetación nativa.

ABSTRACT

The study and sustainable management of ecosystems should consider the link between the hydrological process and vegetation. However, there is a significant gap in studies that address these processes together. This research evaluated the effect of the composition and configuration of the landscape on the hydrological response and on the net primary productivity (PPN) of the forest ecosystems of the Río Cauquenes en Desembocadura basin, located in the Mediterranean part of Chile. The SWAT+ ecohydrological model was implemented for the period 2000-2020, which showed adequate performance for flow simulations with a Kling Gupta coefficient of 0,88 and 0,65 for the calibration and validation period, respectively. As for the PPN simulations, they presented a regular performance for forest plantations ($R = 0,58$ when contrasting with local data (R_{dl}) and $R = 0,50$ when contrasting with remote data (R_{dr})), shrubland ($R_{dl} = 0,33$, $R_{dr} = 0,15$) and native forest ($R_{dl} = -0,73$, $R_{dr} = 0,34$) and poor for grasslands ($R_{dl} = 0,26$, $R_{dr} = 0,12$). Once calibrated, four land use scenarios were analyzed for the 2000-2020 period: i) current long-term National Forest Policy (PF), ii) extreme scenario (EX) with large areas of forest plantation, both scenarios including the partial or total replacement of native shrubland by *Pinus radiata*, respectively; iii) forced land displacement (DFT) scenario, where *P. radiata* plantations in the headwaters are moved to lowland areas and replaced with native shrubland, and iv) pristine scenario (PR), with only native vegetation (shrubland and native forest). The main results of this study indicate that the increase in plantations of *P. radiata* in the landscape results in decreases between 13-21% in the average annual flow for the PF and EX scenarios, and an increase in the PPN of the basin of 72,7 and 109,25%, while the PPN of the native coverage decreases between 0,25 and 6,52% with respect to the baseline scenario. The PR scenario, with the greatest amount of native vegetation, presents an increase of 0,34% in average annual flow and a decrease in its PPN of 0,67%. Regarding the DFT scenario, which only makes changes in the configuration of the base scenario, it presented an average decrease in the annual flow and the PPN of 0,29% and 21,11%, respectively. Through this study, it can be concluded that a composition dominated by forest plantations generates decreases in flows and increases in PPN at the basin level but affecting the PPN of the same coverage of forest plantations and native coverage.

Keywords: Land use/land cover change, ecohydrological model, water supply, forest plantations, net primary productivity, native vegetation.

MARCO TEÓRICO Y REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

Cambio en la composición y configuración del paisaje

Durante los últimos 300 años, a través del proceso comúnmente llamado cambio en el uso de la tierra/cobertura del suelo, los humanos han sido uno de los principales agentes de cambio en la composición y configuración del paisaje (Aguayo *et al.*, 2009; Peña-Cortés *et al.*, 2011; Hassan *et al.*, 2016; Otavo y Echeverría, 2017). Algunos de los cambios en la cobertura del suelo, como la disminución de bosques, el aumento de la producción agrícola y el continuo crecimiento de los centros urbanos, han generado que los pastizales y cultivos, que abarcan un 40% de la superficie terrestre, se hayan convertido en la cobertura de mayor superficie superando la extensión de la cobertura boscosa (Foley *et al.*, 2005). Esto ha tenido diversos efectos en el medio ambiente, la biodiversidad, el clima local y global, y en diversos servicios que entregan los ecosistemas a los humanos como la provisión de recursos hídricos y la captura de CO₂ (Zoungrana *et al.*, 2015; Verhagen *et al.*, 2016; Hassan *et al.*, 2016).

La composición de paisaje, es la variedad y abundancia de usos de la tierra/coberturas de suelo, ya sean de origen natural o antrópicas, mientras que la configuración del paisaje es definida como la disposición espacial de los diferentes usos de la tierra/coberturas de suelo (Subirós *et al.*, 2006; Lamy *et al.*, 2016). En algunos casos, la configuración y composición de un paisaje se ha vinculado con su capacidad de almacenamiento de carbono. Un factor predictivo de las reservas de carbono en algunos bosques corresponde a la dispersión funcional, que se refiere a aquellos componentes de la biodiversidad que influyen en cómo funciona un ecosistema, aquí encontramos la altura de los árboles, el tamaño, longevidad y contenido de nitrógeno en las hojas, entre otros, la cual se vio reducida por el cambio de uso de suelo (Ziter *et al.*, 2013). Las disminuciones en el almacenamiento de carbono podrían variar de dos a cuatro veces dependiendo de la configuración final del paisaje, donde a mayor fragmentación del paisaje, mayor es la pérdida en el almacenamiento de carbono (Chaplin-Kramer *et al.*, 2015). En paisajes que poseen una transición de bosques a terrenos agrícolas, este cambio en la captura de carbono podría llegarse a explicar en un 26% solo por la composición del paisaje (Lamy *et al.*, 2016). Sin embargo, el efecto en la captura fue mayor cuando se analizó el efecto en conjunto de la configuración y la composición, explicando estos un 40% de la captura de carbono.

Por otro lado, los cambios en el uso del suelo juegan un papel fundamental en el cambio climático, ya que aportan con un 20% de las emisiones mundiales de carbono, a través del aumento de los gases de efecto invernadero (Convención de las Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación (UNCCD), 2019). Por esa razón, la reforestación se ha propuesto como una medida de mitigación, ya que aumenta la captura de carbono, y, por lo tanto, ayuda a la reducción de los gases de efecto invernadero (Smith *et al.*, 2004; Altamirano y Lara, 2010; Gosling y Arnell, 2016; Li y Fang, 2016). Recientemente, durante la COP25 (2019) los países se comprometieron a alcanzar la carbono neutralidad al año 2050, es decir, lograr que las emisiones sean equivalentes a cero. En este contexto, los bosques

poseen un rol clave en el cumplimiento de esta meta (Ministerio del Medio Ambiente (MMA), 2019).

En el caso de Chile, la mayoría de los estudios se concentran en torno a los cambios en la composición del paisaje (Balocchi *et al.*, 2023), identificándose a las actividades antrópicas el motor de cambio más importante, particularmente para la zona centro sur de Chile (Altamirano y Lara, 2010). Las principales actividades han sido la agricultura, y posteriormente las plantaciones forestales de *Pinus radiata* y *Eucalyptus spp.* (Aguayo *et al.*, 2009). La industria forestal en Chile ha sido promovida por diversas políticas nacionales, tales como Decreto Ley 701 publicado en 1974. En este decreto se establecieron subsidios para promover la inversión privada en la expansión del sector forestal, lo que permitió que esta industria se posicionara como la segunda actividad con mayor ingresos de exportación en el país (Salas *et al.*, 2016). El objetivo inicial de esta política fue aumentar la productividad de los suelos, disminuyendo los procesos de erosión que habían sido causado por la conversión de áreas con cobertura boscosa a áreas con cultivos agrícolas. Dentro de las principales consecuencias de este decreto destacan la disminución de bosque nativo de un 7% a 50%, dependiendo de la región, y un aumento desde 375.000 a 3.1 millones de hectáreas de plantaciones forestales entre 1970 y 2018 (Araya, 2003; Aguayo *et al.*, 2009; Instituto forestal (INFOR), 2018; Gimeno, 2019). Lo anterior se tradujo en una fragmentación importante de los bosques nativos, la cual ha afectado severamente no solo la composición, sino que también la configuración del paisaje (Miranda *et al.*, 2017).

Efecto del cambio en el uso del suelo en el ciclo hidrológico

Los cambios en la composición y configuración del paisaje ocasionados por el cambio del uso del suelo pueden generar alteraciones importantes en el ciclo hidrológico, ya que modifican el contenido de humedad en el suelo y las tasas de escorrentía y evapotranspiración (Foley *et al.*, 2005; Rost *et al.*, 2008; Chen *et al.*, 2009; Elfert y Bormann, 2010; Schewe *et al.*, 2014). En un estudio realizado en 100 subcuencas de la cuenca del Río Yahara en Estados Unidos, se encontró que tanto la composición como la configuración del paisaje afectaban la disponibilidad de recursos hídricos en la cuenca, sin embargo, era la composición la que genera mayor impacto (Qiu y Turner, 2015). Inclusive, el cambio en la composición puede alterar la escorrentía global anual en un grado similar o mayor que otros impulsores importantes, como las extracciones directas de agua, los efectos del CO₂ en las plantas y el forzamiento meteorológico inducido por la actividad humana (Sterling *et al.*, 2013). La sustitución de coberturas como matorrales y praderas por plantaciones forestales, en diferentes cuencas alrededor del mundo, generó una disminución media de 44% y 31% de la escorrentía anual, respectivamente (Farley *et al.*, 2005). Asimismo, cuando se transformó la superficie de cultivos por coberturas boscosas en una cuenca en China, existió una alta correlación en la disminución en la disponibilidad de agua y estos cambios en la configuración del paisaje (Geng *et al.*, 2015). Al examinar la relación entre la precipitación neta y la composición del paisaje en un bosque árido en Argentina, se encontró que hubo un 13,6% más de agua que llegó a la capa superficial del suelo en los sectores medidos con una especie de vegetación nativa que con una especie exótica (Cortés

et al., 2020). De la misma forma, en Sudáfrica, donde ha existido un aumento de plantas exóticas como *Pinus pinaster* y *Eucalyptus spp*, se ha estimado un aumento en la evapotranspiración de un 38% y una disminución en la escorrentía de 350 mm por año, situación que se ve agravada cuando se reemplaza vegetación caducifolia con plantas perennes (Enright, 2000).

Con respecto a la configuración del paisaje, debido al avance de las sociedades buscando nuevos lugares donde producir alimentos, madera o fibra, muchas cabeceras de cuencas han visto modificada su configuración, lo que puede tener repercusiones en la disponibilidad de recursos hídricos cuenca abajo (Haigh *et al.*, 2004). La funcionalidad de los cursos de agua ubicados en las cabeceras de cuenta, y su relación con el resto de esta son poco entendidos (Gomi *et al.*, 2002). La vegetación que se ubica en la parte más alta de las cuencas generarían diferencias a la hora de conservar el agua (Zhang *et al.*, 2016), donde además la distribución espacial de coberturas boscosas podrían regular de mejor forma la escorrentía superficial (Zhang *et al.*, 2011). Sin embargo, existe una falta de investigaciones basadas en procesos y mecanismos que permitan entender y cuantificar cómo y cuándo la configuración puede, al igual que la composición, contribuir a la provisión de recursos hídricos, disminuyendo así la incertidumbre para el manejo óptimo de estos ecosistemas y la proyección hacia el futuro de la disponibilidad de recursos (Verhagen *et al.*, 2016; Lamy *et al.*, 2016).

Debido a que el recurso hídrico es fundamental para sostener la vida en el planeta, ya que participa en el bienestar de la población, la preservación del medio ambiente y el desarrollo de actividades productivas (MMA, 2020), el problema de la escasez hídrica se ha tomado la agenda de los gobiernos de diversos países, y ha sido posicionada, por el foro Mundial de Economía, como el mayor riesgo global producto de los impactos que podría generar (Mekonnen y Hoekstra, 2016). Esta situación se vería acentuada por el cambio climático, ya que este tendría un impacto significativo en los patrones de precipitaciones y temperatura en muchas regiones (Schewe *et al.*, 2014), siendo las regiones semiáridas particularmente susceptibles (Bahir *et al.*, 2020). En Chile, durante las últimas décadas se ha registrado una tendencia a la disminución de las precipitaciones (Santibáñez, 2017).

Las sequías son definidas como eventos climáticos donde la precipitación está por debajo de lo normal durante un período de meses a años (CR², 2015a). Debido al cambio climático, las sequías han alcanzado una mayor frecuencia y altos niveles de intensidad durante los últimos años (Mishra y Singh, 2010; Dai, 2011; Mukherjee *et al.*, 2018). Específicamente en la zona mediterránea de Chile central, se han registrado desde el 2010 una serie de años secos denominado megasequía, con déficit de precipitaciones de entre 20 a 40% dependiendo de la región, y aumentos en la ET potencial del orden de 10% (Garreaud *et al.*, 2017). De acuerdo con los escenarios de cambio climáticos proyectados, se espera que estas cifras se mantengan o aumenten (Bozkurt *et al.*, 2018; Garreaud *et al.*, 2020).

El recurso hídrico es particularmente importante en la productividad de los bosques, ya que permite el crecimiento de la vegetación a través del proceso de fotosíntesis y la división celular (Waring y Running, 2007; Fatichi *et al.*, 2014). Una parte de las precipitaciones es interceptada por el dosel de las plantas, mientras que el agua que no es interceptada llega a

la superficie terrestre abasteciendo los reservorios de agua del suelo, permitiendo que las raíces puedan hacer uso de ella y obtener los nutrientes necesario para la producción de biomasa (Kirchen *et al.*, 2017). Adicionalmente al agua, para el crecimiento de la vegetación a través del proceso de fotosíntesis es necesario que las hojas abran sus estomas para dar paso al ingreso del dióxido de carbono a las células, lo que a su vez permite que el agua que se encuentra al interior de esta se evapore mediante el proceso de transpiración retornando el agua a la atmósfera (Chapin III *et al.*, 2002). El carbono neto que es acumulado anualmente por la vegetación a través de la fotosíntesis es denominado productividad primaria neta (PPN), y este considera la pérdida que existe desde estos hacia la atmósfera producto de la respiración de las plantas (Chapin III *et al.*, 2002).

Diversos estudios señalan que la disminución del agua producida por el fenómeno de sequía tiene un impacto en la productividad de los ecosistemas (Reichstein *et al.*, 2002; Pereira *et al.*, 2007; Mishra y Singh, 2010). En el contexto de cambio climático donde se prevé una limitación por agua más aguda en algunas zonas del mundo tales como la región mediterránea (Polade *et al.*, 2017; Rojas *et al.*, 2019), la fotosíntesis podría no realizarse a las tasas a las que ocurre en condiciones óptimas, ya que las plantas cierran sus estomas para regular la pérdida de agua durante la evapotranspiración durante la sequía, lo que simultáneamente reduce la absorción de CO₂ por parte de estas (Ghannoum, 2009). Adicionalmente, las plantas al estar sometida a un estrés hídrico podrían disminuir su crecimiento debido a la afectación que existe en la división y expansión celular, independiente de las tasas fotosintéticas que estas tengan (Skirycz y Inzé, 2010).

Esta relación existente entre el ciclo hidrológico y la vegetación puede ser estudiada a través de modelos eco-hidrológicos, los cuales a diferencia de los modelos hidrológicos, permiten simular el comportamiento del elemento agua a nivel superficial, subsuperficial y subterráneo, y además, establecer relaciones entre este y diferentes componentes de los ecosistemas como la vegetación, topografía, suelos y los cambios en el uso del suelo, mejorando así las simulaciones que resulten de este (Amatya y Jha, 2011; Valverde, 2018). Dentro de estos modelos se encuentra *Soil and Water Assessment Tool* (SWAT) (Arnold y Fohrer, 2005), el cual corresponde a un modelo eco-hidrológico semi-distribuido y de tiempo continuo, que opera a escala de unidades de respuesta hidrológicas (HRU, por sus siglas en inglés) dentro de una cuenca, las cuales tienen un área homogénea en términos de sus características geográficas y su respuesta hidrológica (Dile *et al.*, 2016).

Este modelo ha sido utilizado ampliamente alrededor del mundo para temas de planificación y gestión de cuencas, principalmente evaluando el impacto del cambio de uso de suelo y el clima en la disponibilidad y calidad de los recursos hídricos (Gassman *et al.*, 2014; Nguyen *et al.*, 2017). La mayoría de estos estudios se han centrado en el hemisferio norte y en ecosistemas agrícolas, entregando buenos resultados. Sin embargo, los efectos de estos cambios globales han sido poco estudiados en ecosistemas boscosos (Galleguillos *et al.*, 2021a), siendo además la productividad escasamente investigada. Una excepción corresponde al trabajo de Yang *et al.* (2018a) y Yang y Zhang (2016), los cuales dan cuenta de que las estimaciones realizadas para estos ecosistemas con los parámetros que vienen por defecto en SWAT, entrega simulaciones poco realistas de la productividad, pero que pueden ser mejoradas utilizando nuevos valores de los parámetros que consideren las particularidades de cada caso de estudio. Este modelo ha sido modificado durante los

últimos años para representar de mejor manera los ecosistemas, lo que ha dado como resultado SWAT+, una versión completamente revisada del modelo, que permitiría una representación espacial más flexible de las interacciones y procesos dentro de una cuenca.

En la actualidad, con el desarrollo de la tecnología, la información obtenida a partir de sensores remotos se ha convertido en una fuente de datos importantes para el desarrollo y validación de modelos (Schmugge *et al.*, 2002). Las técnicas usadas en la teledetección permiten la obtención de variables del ciclo hidrológico y de la vegetación que poseen mayor dificultad de ser obtenidas mediante métodos tradicionales en terreno, además, permiten obtener información a grandes escalas espaciales (Pietroniro y Prowse, 2002). Por ejemplo, estimaciones de la temperatura superficial, precipitaciones, evapotranspiración, además de variables relacionadas a la vegetación como el mapeo de la biomasa vegetal en diversos ecosistemas y las coberturas de uso de suelo (Kite y Pietroniro, 2009; Fassnacht *et al.*, 2021).

Planteamiento del problema

En Chile existen diversos estudios sobre la fragmentación y pérdida del bosque nativo, lo que ha implicado cambios significativos en la composición y configuración del paisaje (Baldini *et al.*, 2008; Bizama *et al.*, 2011; Otavo y Echeverría, 2017; Lara *et al.*, 2021; Martínez-Retureta *et al.*, 2022). Específicamente en la región del Maule, desde el año 1989 al 2003 se había perdido el 44% del área de bosque nativo, reemplazada principalmente por plantaciones forestales, y por matorrales (Altamirano y Lara, 2010).

Por otro lado, desde el 2010, la zona central de Chile ha experimentado una megasequía, cuya extensión espacial y persistencia temporal no tienen precedentes en la historia del país (CR², 2015b). Este fenómeno ha tenido efectos en diversos componentes del ciclo hidrológico, como lo son las aguas superficiales y subterráneas, en donde las precipitaciones han tenido un descenso de hasta 30% (Boisier *et al.*, 2016, 2018; Garreaud *et al.*, 2017).

Debido a la estrecha relación entre el recurso hídrico y el desarrollo de las plantas, la sequía también genera efectos importantes en la vegetación. Durante los últimos años de sequía se ha registrado el pardeamiento de la vegetación, lo que se ha relacionado con una menor productividad (Garreaud *et al.*, 2017; Miranda *et al.*, 2020). Asimismo, un estudio realizado en los bosques del Amazonas, señala la pérdida significativa de carbono luego de la sequía que enfrentó la zona en 2005 (Yang *et al.*, 2018b). Un resultado similar fue obtenido en el estudio realizado por Ma *et al.* (2012), donde sus resultados señalan que el estrés hídrico inducido por la sequía fue la causa dominante de la reducción en la captura de carbono. Por otra parte, en una cuenca ubicada en China se concluyó que, al disminuir la escorrentía y los niveles freáticos debido a la competencia por recursos y el clima árido, se generó una reducción en el potencial de los ecosistemas de secuestrar carbono (Kang *et al.*, 2007).

Por otro lado, la vegetación también puede tener un efecto en el balance hídrico de una cuenca. En un estudio realizado por Alvarez-Garreton *et al.* (2019) en cuencas de la zona

central del país, el reemplazo de diferentes coberturas, entre ellas bosque nativo, por plantaciones forestales provocaba una disminución de la escorrentía anual de entre 2.2% a 7.2%, donde uno de los factores que determinaba este porcentaje correspondía al tipo de cuenca. Esto se observó debido a que aquellas cuencas ubicadas en la costa mediterránea, correspondiente a aquellas con mayores niveles de aridez, se vieron más afectadas por el reemplazo de bosque nativo por plantaciones forestales. Resultados similares se obtuvieron por Galleguillos *et al.* (2021), donde se encontró que el caudal disminuía en un 17% cuando se reemplazaban matorrales por plantaciones de pinos. Otro estudio realizado por Little *et al.* (2009), encontraron que durante las épocas más secas del año el caudal y el coeficiente de escorrentía anual aumentaba con el aumento de la cobertura de bosque nativo, mientras que sucedía lo contrario con el aumento de las plantaciones forestales, al generarse una disminución en la escorrentía superficial.

Los efectos de cambios en la configuración del paisaje en el ciclo hidrológico y sus efectos en el funcionamiento de coberturas boscosas han sido escasamente estudiados, pudiendo los cambios en la configuración en la parte alta de las cuencas tener repercusiones en la disponibilidad de recursos hídricos cuenca abajo (Haigh *et al.*, 2004). En este sentido, el estudio de Galleguillos *et al.* (2021) demostró, a través de un modelo de procesos, que modificaciones en la configuración del paisaje podrían modificar la cantidad de agua en una cuenca ubicada en la zona central de Chile. En particular, el reemplazo de plantaciones de pinos de zonas de cabeceras de cuenca por matorrales podría favorecer la cantidad de agua producida en la cuenca. Este mismo estudio mostró que esta configuración podría generar modificaciones positivas en la cantidad de agua en el suelo y en la evapotranspiración real, en diversos sectores de la cuenca, lo cual podría favorecer directamente la asimilación de carbono y la producción de biomasa.

En la actualidad, a través del acuerdo de París, Chile se comprometió a reforestar con 200 mil hectáreas de bosque, esto con el propósito de alcanzar la carbono neutralidad al año 2050, en donde los bosques cumplirían un rol fundamental en el cumplimiento de estas metas debido a su capacidad para capturar carbono (Gobierno de Chile, 2020). El debate en el país se ha centrado en decidir si la reforestación comprometida se debe realizar con especies exóticas o con especies nativas. Debido a que los países son multifuncionales y brindan diversos servicios ecosistémicos, los cuales están conectados entre sí, se hace necesario una evaluación que permita maximizar la captura de carbono sin comprometer la producción de agua. No obstante, la mayoría de estos estudios que evalúan el efecto del cambio de uso de suelo se han centrado en evaluar solo uno de estos aspectos (Yang *et al.*, 2018a). En este contexto, la evaluación de los servicios ecosistémicos, como lo son la captura de carbono y la provisión de recursos hídricos, debe realizarse considerando tanto la composición como la configuración del paisaje (Lautenbach *et al.*, 2011), ya que resultará fundamental para lograr un manejo que permita maximizar la prestación de estos servicios ecosistémicos.

HIPÓTESIS

Una composición y configuración del paisaje que permita una mayor disponibilidad de agua dentro de la cuenca favorecerá la productividad primaria neta de los ecosistemas boscosos dentro de esta.

Predicciones

- 1) En un contexto de déficit hídrico, una composición del paisaje dominada por plantaciones forestales tendrá un impacto negativo en la productividad primaria neta de todas las coberturas forestales presentes en la cuenca.
- 2) Una configuración de usos de la tierra que evite que plantaciones forestales se establezcan en cabeceras de cuencas favorecerá la disponibilidad de agua y con ello la productividad de todos los bosques dentro de una cuenca.

OBJETIVOS

Objetivo General

Evaluar el efecto de la composición y configuración del paisaje en la respuesta hidrológica y en la productividad primaria neta de los ecosistemas forestales de una cuenca pluvial de Chile Mediterráneo.

Objetivos Específicos

- Implementar el modelo SWAT+ para simular caudales y productividad primaria neta de ecosistemas en la cuenca del Río Cauquenes en Desembocadura para el periodo 2000-2020.
- Evaluar el desempeño de simulaciones de productividad primaria neta de bosques contra observaciones puntuales obtenidas *in situ* y estimaciones remotas.
- Evaluar la respuesta hidrológica y la productividad primaria neta de las coberturas boscosas bajo diferentes escenarios de composición y configuración del paisaje, para la cuenca del Río Cauquenes en desembocadura, para el periodo 2000-2020.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El área de estudio corresponde a la cuenca Río Cauquenes en desembocadura, la cual tiene una extensión de 163.800 hectáreas, abarcando parte de la región del Maule y la región del Ñuble (Figura 1). Posee elevaciones que van desde los 53 m s.n.m a los 736 m s.n.m. Administrativamente, dentro de la cuenca se encuentran parte de las comunas de Cauquenes y Chanco en la región del Maule, y la comuna de Quirihue en la región de Ñuble.

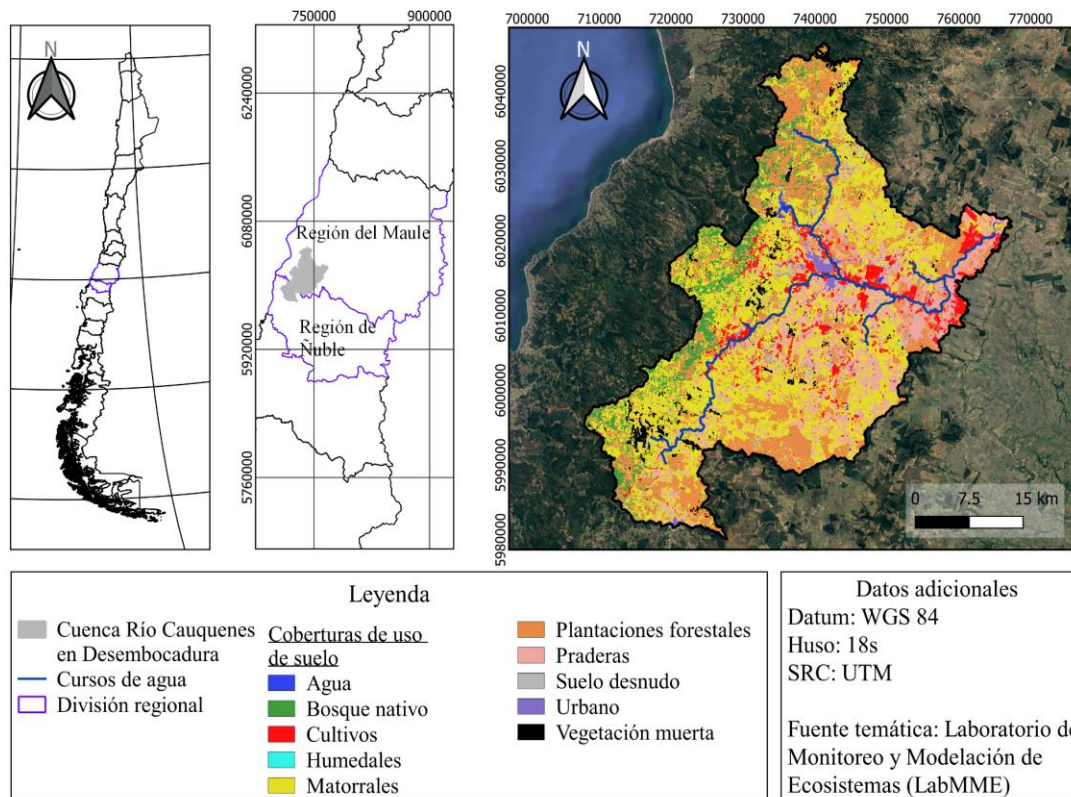


Figura 1. Mapa de cobertura/uso de suelo del año 2018 para el área de estudio. Fuente: Laboratorio de Monitoreo y Modelación de Ecosistemas (LABMME), Universidad de Chile (2020).

De acuerdo con la clasificación de Köppen-Geiger (Beck *et al.*, 2018), a la cuenca le corresponden la denotación “Csb”, la cual indica una zona climática templada del tipo mediterráneo. Las precipitaciones anuales son 893 mm, concentradas entre los meses de abril y diciembre, con una fuerte variabilidad interanual dejando periodos fríos y húmedos en inviernos, pero con pocas heladas, mientras que los veranos son secos y calurosos,

donde la temperatura del aire en el mes más calurosos supera los 22°C (Beck *et al.*, 2018; Alvarez-Garreton *et al.*, 2018).

La cobertura de suelo al año 2018 para la cuenca, de acuerdo con el mapa generado por el Laboratorio de Monitoreo y Modelación de Ecosistemas (LABMME), presenta un 15,9% de su superficie cubierta por praderas, un 18,4% cubierta por plantaciones forestales y un 7.1% cubierta por bosque nativo (Figura 1). Sin embargo, la principal cobertura corresponde a matorral con un 38.4% de la superficie de la cuenca. Cabe mencionar, que la categoría de vegetación dañada corresponde a zonas que fueron quemadas por los incendios ocurridos en la zona de estudio el año 2017.

De acuerdo con Luebert y Plissock (2017), la vegetación natural de la zona corresponde a formaciones de bosque espinoso mediterráneo interior de *Acacia caven* - *Lithrea caustica*, bosque esclerófilo mediterráneo interior de *Lithrea caustica* - *Peumus boldus*, bosque caducifolio mediterráneo costero de *Nothofagus glauca* - *Azara petiolaris*, y bosque caducifolio mediterráneo costero de *Nothofagus glauca* - *Persea lingue*. Por su parte, según Gajardo (1994), el área de estudio se encuentra ubicada en las formaciones vegetacionales del bosque caducifolio maulino y de matorral espinoso del secano interior. Es importante destacar que los bosques nativos presentes en la cuenca en su mayoría son bosques secundarios degradados de *Nothofagus glauca* (hualo) y *Nothofagus obliqua* (roble), además de especies esclerófilas como *Cryptocarya alba* (peumo), *Quillaja saponaria* (quillay), *Lithraea caustica* (litre), *Azara petiolaris* (lilén) y *Maytenus boaria* (maitén). En el caso de los matorrales, estos son dominados en su mayoría por poblaciones de *Vachellia caven* (espino) (Fassnacht *et al.*, 2021).

Según el Estudio Agrológico de la VII Región elaborado por el CIREN (1997), los suelos del área de estudio son litosoles. Estos corresponden a suelos con poco desarrollo o suelos muy delgados, que provienen de depósitos aluviales recientes, y que poseen un drenaje excesivo (CIREN, 1997). Las principales series presentes son la asociación Cauquenes (arcillosa), formada a partir de rocas graníticas y las asociaciones Constitución (franco arcillo arenosa), Treguaco (franco arcillo limosa) y Pocillas (franco arcillo limosa), formadas a partir de rocas metamórficas (CIREN, 1997). Su profundidad varía desde profunda (>100cm) en la zona de valles a ligeramente profunda (50 a 75 cm) en las laderas de la Cordillera.

Implementar el modelo SWAT+ para simular caudales y productividad primaria neta de ecosistemas en la cuenca del Río Cauquenes en Desembocadura para el periodo 2000-2020

Soil and Water Assessment Tool (SWAT) es un modelo ecohidrológico desarrollado por el Servicio de Investigación Agrícola del departamento de Agricultura de Estados Unidos para evaluar la respuesta hidrológica de las cuencas (Neitsch *et al.*, 2011). Este ha sido utilizado principalmente para evaluar el régimen hidrológico, lo que incluye la descarga de agua, aguas subterránea y del suelo, dinámica de la nieve, riego, entre otros, así como la calidad del agua, la dinámica de los sedimentos, y las prácticas relacionadas con la agricultura, así

como la evaluación del impacto del cambio climático y cambios en el uso del suelo en una amplia gama de condiciones ambientales y regiones alrededor del mundo (Gassman *et al.*, 2007; Douglas-Mankin *et al.*, 2010; Krysanova y White, 2015).

SWAT es un modelo semi-distribuido, continuo, y que trabaja a una escala de cuenca, la cual es dividida en subcuencas conectadas por la red de drenaje. Posteriormente estas se dividen en Unidades de Respuesta Hidrológicas (HRU, por sus siglas en inglés), las cuales representan un área que captura combinaciones únicas de características de suelo, cobertura de uso y pendiente, lo que permite representar las particularidades dentro de un mismo territorio, y que influyen en la manera en la que responde el ciclo hidrológico (Neitsch *et al.*, 2011; Baker y Miller, 2013).

En este estudio se utilizó la versión más reciente del modelo (SWAT+), que fue lanzada en 2017, como una versión revisada del modelo SWAT 2012, permitiendo mayor flexibilidad en la representación espacial de los diferentes procesos e interacciones dentro de una cuenca (Bieger *et al.*, 2017). Esta mayor flexibilidad es debido a la implementación de las Unidades de Paisaje (LSU, por sus siglas en inglés), las cuales corresponden a áreas dentro de cada subcuenca que poseen una parte baja correspondiente a una planicie de inundación, o laderas cuya pendiente va en ascenso. Estas unidades se definen luego de la creación de las subcuencas, para posteriormente definir las HRUs dentro de cada LSU. La creación de estas LSU genera cambios en la escorrentía, el flujo subsuperficial lateral y el flujo de agua subterránea, pasando desde la parte alta, las planicies de inundación, para finalmente llegar al curso de agua (Volk *et al.*, 2007). Cabe mencionar que como interfaz se utilizó QSWAT presente en el software QGIS.

La parte hidrológica del modelo puede ser separada en dos fases: (1) fase de tierra del ciclo hidrológico y (2) fase de enrutamiento del ciclo hidrológico (Neitsch *et al.*, 2011),

- 1) Fase de tierra del ciclo hidrológico: Se basa en la ecuación del equilibrio de agua (Ecuación 1). Aquí se representan los procesos terrestres que ocurren a una escala de HRU y que posteriormente en la siguiente fase contribuyen al balance total de la cuenca. Se modelan tres reservorios del agua: el reservorio principal en el funcionamiento del modelo que corresponde al suelo, el acuífero superficial, que contribuye a los flujos de agua dentro de la cuenca, y el acuífero profundo, que contribuye al flujo de agua fuera de la cuenca.

$$SW_t = SW_o + \sum_{t=1}^t (R_{day} - Q_{surf} - E_a - W_{seep} - Q_{gw}) \quad (\text{Ecuación 1})$$

donde SW_t es el contenido final de agua en el suelo (mm), SW_o es el contenido inicial de agua en el suelo diario (mm), t es el tiempo en días, R_{day} es la precipitación diaria (mm), Q_{surf} es la escorrentía superficial diaria (mm), E_a es evapotranspiración real diaria (mm), W_{seep} es la cantidad de agua que se infiltra en el suelo diariamente (mm) y Q_{gw} es el flujo de agua que atravesó la zona de raíces del suelo y que ya no estará disponible en la cuenca (se transformará en agua subterránea o en flujo base en cuencas ubicadas aguas abajo) (mm).

- 2) Fase de enrutamiento del ciclo hidrológico: esta fase simula el movimiento del agua a través de los cauces de la red de drenaje principal de la cuenca. El principal reservorio presente en esta fase es el agua del cauce del río, en el cual se modelan las pérdidas de agua del canal (evaporación), eliminaciones de agua por usos antrópicos, adiciones de descargas, entre otros.

Para este trabajo, la estimación de la escorrentía se realizó utilizando el método de la curva número (SCS), el cual ha sido ampliamente utilizado para diversas regiones, usos de suelo, y condiciones climáticas (Boughton, 1989).

Para la estimación de la evapotranspiración se utilizó el modelo de evapotranspiración potencial de Hargreaves, que está basado principalmente en la temperatura (Hargreaves et al., 2003). SWAT+ estima la evaporación de suelos y plantas por separado, y utiliza la evapotranspiración potencial (PET) para estimar la evapotranspiración real (ET).

Para la evapotranspiración real, SWAT+ en una primera instancia calcula únicamente la evaporación de la precipitación interceptada por el dosel de la vegetación. SWAT+ al calcular la evapotranspiración real remueve toda el agua posible desde dosel. Si la evapotranspiración potencial, E_0 , es menor que la cantidad de agua libre contenida en el dosel, R_{INT} , entonces:

$$E_a = E_{can} = E_0 \quad (\text{Ecuación 2})$$

$$R_{INT(f)} = R_{INT(i)} - E_{can} \quad (\text{Ecuación 3})$$

donde E_a es el monto de evapotranspiración real ocurrido en la cuenca en un día dado (mm H₂O), E_{can} es el monto de evaporación desde el agua libre en el dosel en un día dado (mm H₂O), $R_{INT(i)}$ es la cantidad inicial de agua libre almacenada en el dosel sobre un día dado (mm H₂O) y $R_{INT(f)}$ es la cantidad final de agua libre almacenada en el dosel en un día dado (mm H₂O). Cuando E_0 es mayor que la cantidad de agua libre almacenada en el dosel, R_{INT} , entonces:

$$E_{can} = R_{INT(i)} \quad (\text{Ecuación 4})$$

$$R_{INT(f)} = 0 \quad (\text{Ecuación 5})$$

Una vez que el modelo evapora el agua almacenada en el dosel, la demanda de agua evaporativa restante ($E'_0 = E_0 - E_{can}$) se divide entre la vegetación (transpiración) (Ecuación 6 y 7) y el suelo.

$$E_t = \frac{E'_0 * LAI}{3,0} \quad \text{si } 0 \leq LAI \leq 3,0 \quad (\text{Ecuación 6})$$

$$E_t = E'_0 \quad \text{si } LAI > 3,0 \quad (\text{Ecuación 7})$$

donde la E_t es la máxima transpiración sobre un día dado (mm H₂O) en condiciones ideales de crecimiento, E'_o es la evapotranspiración potencial ajustada por la evaporación del agua libre en el dosel y LAI es el índice de área foliar. La transpiración puede ser menor debido a la falta de agua disponible en el perfil del suelo.

El monto máximo de evaporación desde el suelo es determinado mediante la ecuación 8.

$$E_s = E'_o * cov_{sol} \quad (\text{Ecuación 8})$$

Donde E_s es el monto máximo de evaporación del suelo sobre un día dado (mm H₂O), E'_o es la evapotranspiración potencial ajustada por la evaporación del agua libre en el dosel (mm H₂O) y cov_{sol} el índice de cobertura del suelo (ecuación 9).

$$cov_{sol} = \exp(-5 * 10^{-5} * CV) \quad (\text{Ecuación 9})$$

Donde CV es la biomasa y los residuos sobre el suelo (kg ha⁻¹). Si el contenido de agua de la nieve es superior a 0,5 mm, el índice de cobertura del suelo se establece en 0,5.

Por otro lado, cuando existe demanda de evaporación desde el suelo, SWAT debe primero dividir la demanda de evaporación entre las diferentes capas del suelo (Ecuación 10).

$$E_{suelo,z} = E''_s * \frac{z}{z + \exp(2,374 - 0,00731 * z)} \quad (\text{Ecuación 10})$$

Donde $E_{suelo,z}$ es la demanda evaporativa sobre la profundidad z (mm H₂O), E''_s es la máxima evaporación desde el suelo sobre un día dado (mm H₂O), z es la profundidad bajo la superficie. Los coeficientes de la ecuación determinan que el 50 % de la demanda evaporativa es extraída desde los 10 mm superiores del suelo y el 95 % de la demanda evaporativa proviene de los 100 mm de la superficie del suelo.

En cuanto a la simulación de la biomasa en SWAT+, esta se realiza en función de la energía interceptada, el índice de área foliar (LAI) y la conversión de la energía interceptada en biomasa según la eficiencia del uso de la radiación (RUE). El incremento máximo de biomasa en un día dado está determinado por la fracción interceptada de la radiación fotosintéticamente activa (ecuación 11).

$$\Delta bio = RUE * Hp \quad (\text{Ecuación 11})$$

Donde, RUE corresponde a la eficiencia en el uso de la radiación (10⁻¹ g/MJ), y Hp corresponde a la cantidad interceptada de radiación fotosintéticamente activa en un día cualquiera (MJ/m), que es calculada usando la ecuación de la Ley de Beer's, (Ecuación 12):

$$Hp = 0,5 * Hday * (1 - \exp(-k * LAI)) \quad (\text{Ecuación 12})$$

donde H_{day} es la radiación solar total incidente en un día dado (MJ/m^2) y k es el coeficiente de extinción de luz.

De manera similar, el índice de área foliar se ajusta diariamente utilizando la ecuación 13.

$$\Delta LAI_{act} = \Delta LAI * \sqrt{r_{reg}} \quad (\text{Ecuación 13})$$

donde ΔLAI_{act} es el índice de área foliar real actual en un día determinado, ΔLAI es el índice de área foliar potencial agregado en un día determinado y r_{reg} corresponde al factor de crecimiento real de la planta.

La biomasa, entendida como la biomasa aérea y de las raíces reportada como materia seca al final del periodo de simulación, pasa a ser una biomasa potencial ya que se ajusta usando la ecuación 14.

$$\Delta B_{act} = \Delta B * r_{reg} \quad (\text{Ecuación 14})$$

Donde ΔB_{act} es el aumento real de la biomasa total en un día determinado (kg/ha), y ΔB es el aumento potencial de la biomasa en un día determinado (kg/ha). El factor de crecimiento de la planta (r_{reg}) se estima utilizando la ecuación 15.

$$r_{reg} = 1 - \max(fw * ft * fn * fp) \quad (\text{Ecuación 15})$$

Donde r_{reg} es el factor de crecimiento de la planta real para un día determinado, que varía entre 0 a 1, \max es la función matemática que devuelve el valor máximo de una matriz, fw es el estrés hídrico para un día determinado (Ecuación 16), ft es el estrés de temperatura para un día determinado (Ecuación 17), fn es el estrés de nitrógeno para un día dado (Ecuación 18), y fp es el estrés de fósforo para un día dado (Ecuación 19), todos con un valor entre 0,0 y 1,0.

$$fw = 1 - \frac{E_{t,act}}{E_t} \quad (\text{Ecuación 16})$$

$$ft = \begin{cases} 1 & \text{si } T_{av} \leq T_{base} \\ 1 - \exp\left(\frac{-0,1054 * (T_{opt} - T_{av})^2}{(T_{av} - T_{base})^2}\right) & \text{si } T_{base} < T_{av} \leq T_{opt} \\ 1 - \exp\left(\frac{-0,1054 * (T_{opt} - T_{av})^2}{(2 * T_{opt} - T_{av} - T_{base})^2}\right) & \text{si } T_{opt} < T_{av} \leq 2 * T_{opt} - T_{base} \end{cases} \quad (\text{Ecuación 17})$$

$$fn = 1 - \frac{S_n}{S_n + \exp(3,535 - 0,02597 * S_n)} \quad (\text{Ecuación 18})$$

$$fp = 1 - \frac{S_p}{S_p + \exp(3,535 - 0,02597 * S_p)} \quad (\text{Ecuación 19})$$

Donde $E_{t,act}$ es la tasa real de transpiración (mm H₂O/día); E_t es la transpiración potencial (mm H₂O/día); T_{base} es la temperatura mínima para que la planta crezca (°C); T_{opt} es la temperatura óptima para que crezca la planta (°C); T_{av} es la temperatura media del aire de un día determinado (°C); S_n es el factor de escala del estrés por nitrógeno (sin unidades) y S_p es el factor de escala de tensión de fósforo (sin unidades). La descripción detallada de los cálculos anteriormente descritos se puede encontrar en la documentación de SWAT, en Neitsch *et al.* (2011).

Finalmente, para obtener un valor de productividad primaria neta anual para cada HRU a partir de la biomasa, se realizó una resta entre la biomasa simulada para el último día del año calendario y la biomasa simulada para el primer día del año calendario.

Datos de entrada del modelo

Topografía y delimitación de cuenca Para la topografía se utilizó un modelo de elevación digital generado para la cuenca a través de *Laser Imaging Detection and Ranging* (LIDAR). La definición de las subcuencas se realizó utilizando el método de Strahler con un umbral de 9 km² como área aportante límite para crear la red de drenaje, de esta forma el modelo estimará cada subcuenca de acuerdo con el área aportante a cada río que forma, y cuando este cambia de orden se define una nueva subcuenca. Para las LSU se utilizó el método “*DEM Inversion*”, donde se invierte el signo de cada uno de los valores de elevación del DEM para volver a estimar las direcciones de los flujos de agua, para luego calcular donde se acumularía el flujo de agua. Este método ha generado resultados relacionados a las planicies de inundaciones que más se acercan a la realidad de la cuenca (Kakarndee y Kositsakulchai, 2020).

Uso de la tierra y cobertura de suelo El mapa del uso de la tierra fue obtenido del Laboratorio de Monitoreo y Modelación de Ecosistemas (LabMME) de la Facultad de Ciencias Agronómicas de la Universidad de Chile, quienes realizaron mapas de cobertura de suelo para los años 1999, 2004, 2009, 2013 y 2018 para la cuenca en estudio. Estos mapas se basan en un proceso de clasificación supervisada, la cual tiene incorporada un proceso de corrección basado en reglas de decisión lógica. La precisión de estos mapas fue siempre superior al 70% de acuerdo con el índice Kappa, por lo que se consideran insumos válidos para representar el uso de la tierra en la cuenca. Para efectos de esta tesis, se utilizó el mapa elaborado para el año 2018 (Figura 1), cuya resolución es del 90m. Para este trabajo se consideró la cobertura del suelo como una variable constante en el tiempo, ya que no se han observado cambios importantes desde el año 2000 a la fecha, habiendo ocurrido los cambios previamente (Little *et al.*, 2009).

Las categorías presentes en el mapa de cobertura de suelo fueron asignadas a las categorías existentes en el modelo SWAT, tomando en consideración las características propias de cada una de estas coberturas.

Para la creación de las Unidades de Respuesta Hidrológica (HRUs), se requirieron datos de cobertura de suelo, tipo de suelo y pendiente. Posterior a su creación, con el propósito de

determinar un área mínima para estas unidades, se eliminaron aquellas que tuvieron un área menor a 25 hectáreas. El valor para la realización del filtro fue escogido en base la cantidad de subcuencas que estimó el modelo, ya que una subcuenca debe tener entre 1 a 10 HRUs (Neitsch *et al.*, 2002).

Propiedades del suelo La información sobre las propiedades del suelo se obtuvo de los estudios agrológicos de la región del Maule y la región del Biobío (CIREN, 1997), que incluye la descripción de las series de suelo en donde se mencionan características físicas y químicas requeridas por SWAT+. Esta información está disponible en ortofotos a escala de 1:20.000 creadas a partir de los estándares del Manual de Estudios de Suelo (Soil Survey Division Staff, 1993). Adicionalmente, esta información fue complementada con aquella recopilada por el Laboratorio de Monitoreo y Modelación de Ecosistemas, la cual fue obtenida a través de las más de 60 calicatas realizadas a lo largo de toda la cuenca (Galleguillos M., comunicación personal)¹. Esta información fue procesada y agregada de forma manual al modelo.

Datos hidrometeorológicos El modelo requiere la precipitación diaria y las temperaturas mínimas y máximas diarias, como información mínima. Para esto se utilizó el conjunto de datos CR2MET (Alvarez-Garreton *et al.*, 2018) que contiene información meteorológica en una grilla de 5km aproximadamente para el periodo de 1979-2020. La elección de estos datos se debió a la representatividad espacial que posee dentro de la cuenca. Al abarcar la totalidad de esta, permite una integración de la dinámica de la precipitación, la cual puede presentar gran variabilidad (Parra, 2021). SWAT+ asigna a cada subcuenca la estación meteorológica más cercana a su centroide, utilizando sus datos como entradas para toda la subcuenca correspondiente. Los datos de precipitación de la grilla se interpolaron a estaciones pluviométricas virtuales, las cuales se crearon aproximadamente en el centro de cada subcuenca y se agregaron a la base de datos de QSWAT.

En cuanto a los caudales diarios, estos fueron obtenidos de la estación Cauquenes en Desembocadura de la Dirección General de Aguas (DGA), los cuales fueron utilizados para la calibración y verificación del modelo, comparando los valores simulados por SWAT+ contra los caudales observados en la estación fluviométrica de salida. En esta parte modelo, no se completaron los datos faltantes de caudal ya que el proceso de calibración-verificación puede manejar observaciones faltantes en algunos períodos de tiempo.

Parametrización del modelo

De acuerdo con Yang y Zhang (2016) los parámetros predeterminados utilizados en SWAT para representar el funcionamiento de la vegetación pueden ser calibrados con el propósito de entregar simulaciones que representen las dinámicas de los ecosistemas del área de estudio, con mejores simulaciones de las variables hidrológicas, y por consiguiente de la

¹ Mauricio Galleguillos, Monitoreo y modelación de ecosistemas, Universidad Adolfo Ibáñez, Facultad de Ingeniería y Ciencias, 2022, Chile, m.galleguillos@uai.cl. (Comunicación personal).

PPN. En este contexto, se utilizaron dos métodos diferentes para ajustar diferentes parámetros del modelo relacionados a la vegetación y al ciclo del carbono: un cambio de parámetros basados en bibliografía y criterio experto, y un cambio basado en imágenes satelitales.

Cambio de parámetros basados en bibliografía y criterio experto En primer lugar, se utilizaron como guía algunos de los parámetros modificados en el estudio de Yang y Zhang (2016) siendo la eficiencia en el uso de la radiación (BIO_E), que corresponde a la cantidad de biomasa seca producida por unidad de radiación solar interceptada, y la temperatura óptima para el crecimiento de las plantas (T_OPT) (Cuadro 1). Para estos parámetros, se llevó a cabo una búsqueda bibliográfica por cobertura que permitiera encontrar valores para condiciones locales similares al área de estudio, y, por lo tanto, que pudiesen ser aplicados en este trabajo.

Otros parámetros que se consideraron junto con sus respectivos valores fueron aquellos utilizados en el trabajo de Gimeno (2019), quien utilizó el modelo SWAT dentro de Chile para evaluar el efecto de diferentes escenarios de uso de suelo en variables hidrológicas (Cuadro 1). Adicionalmente, a partir de la consulta realizada al Dr. Mauricio Galleguillos, quien ha estudiado las dinámicas de los ecosistemas mediterráneos de la zona central de Chile, se efectuó una modificación de la altura máxima del dosel (Can_ht_max) y la profundidad máxima de raíces (RDMX) (Cuadro 1). El valor que se utilizó toma en consideración la información obtenida a través de múltiples mediciones realizadas en terreno durante años.

Para los cambios en los valores de los parámetros, se realizó una búsqueda bibliográfica considerando 4 coberturas: bosque nativo, matorral, plantaciones forestales y praderas. Las primeras tres fueron consideradas debido a que fueron las coberturas que se evaluaron posteriormente en este trabajo, y la última correspondiente a praderas, se consideró debido a que es la tercera cobertura con mayor superficie dentro de la cuenca. No obstante, existieron ciertos parámetros que no fueron encontrados para algunas de las coberturas durante la búsqueda bibliográfica, por lo que se utilizó el valor predeterminado que propone el modelo.

Cuadro 1. Valores predeterminados y mejorados de los parámetros del ciclo del carbono y la vegetación dentro del modelo SWAT+.

Parámetro	Nombre	Unidad	Cobertura	Valor por defecto	Valor modificado	Cita
BIO_E	Eficiencia en el uso de la radiación	Kg/ha/(MJ/m ²)	SHRB	34	3,4	Garbulsky <i>et al.</i> (2010)
			GRAS	34	13	Garbulsky <i>et al.</i> (2010)

CAN_HT_M AX	Altura máxima del dosel	Metros	FRSE	10	30	Galleguillos (2021) ²
			OAK	6	20	Galleguillos (2021) ²
			SHRB	1	2	Galleguillos (2021) ²
T_OPT	Temperatura óptima	Grados (C°)	FRSE	30	15	Gimeno (2019)
			OAK	30	18	Gimeno (2019)
BIO_LEAF	Biomasa aérea que se convierte en residuo durante la dormancia	Sin unidad	FRSE	0,3	0,5	Gimeno (2019)
BMX_TREES	Biomasa máxima para un bosque	Ton/ha	FRSE	1000	485	Gimeno (2019)
MAT_YRS	Número de años necesarios para que un árbol de la especie alcance la madurez	Años	FRSE	30	100	Gimeno (2019)
RDMX	Profundidad máxima de las raíces	Metros	FRSE	3,5	3	Galleguillos (2021) ²

² Mauricio Galleguillos, Monitoreo y modelación de ecosistemas, Universidad Adolfo Ibáñez, Facultad de Ingeniería y Ciencias, 2022, Chile, m.galleguillos@uai.cl. (Comunicación personal).

HVSTI	Fracción de la biomasa aérea que es removida durante la cosecha	Sin unidad	FRSE	0,76	0,05	Gimeno (2018)
-------	---	------------	------	------	------	---------------

FRSE = Plantaciones forestales de *P. radiata*, OAK = Bosque nativo, SHRB = matorrales y GRAS = praderas

Cambio de parámetros basados en imágenes satelitales Una herramienta útil para estimar tanto la fenología como la magnitud del crecimiento foliar son los satélites, ya que estos sensores remotos revisitan un mismo sitio periódicamente, permitiendo cuantificar la dinámica y magnitud del índice de área foliar. Estos datos se trabajaron de forma tal que pudiesen ser incorporados en el modelo SWAT+ con la hipótesis de que una estimación detallada de la dinámica (estacionalidad) y magnitud del índice de área foliar mejoría la simulación de caudales a escala de cuenca (Figura 2).

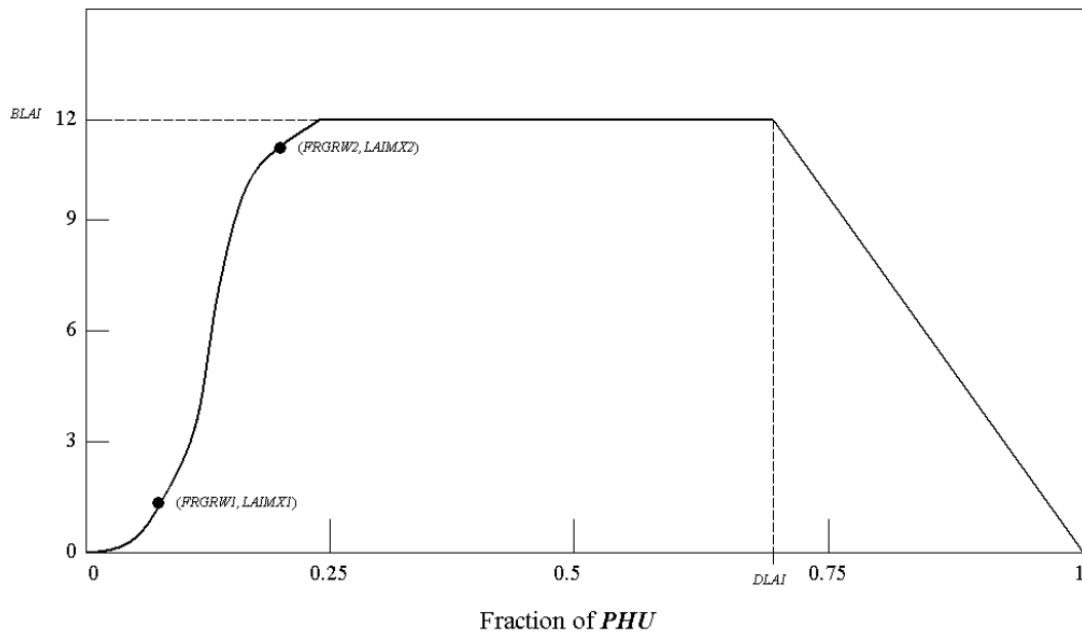


Figura 2. Curva de desarrollo del área foliar de una especie de planta durante la temporada de crecimiento. Fuente: Neitsch *et al.* (2011).

Uno de los enfoques para hacer esto corresponde a ajustar parámetros de las plantas con series temporales de LAI estimados por teledetección (Cuadro 2). Para esto se decidió usar el satélite Sentinel 2 por su resolución espacial de 10 m y por tener al menos 3 años de datos para describir apropiadamente los parámetros de planta, por sobre MODIS o Landsat. Para la extracción de estos datos se generaron curvas de desarrollo del área foliar utilizando como referencia de cada cobertura las parcelas donde se midió biomasa (Fassnacht *et al.*,

2021), posteriormente dentro de esta curva se identificaron los parámetros utilizados por el modelo.

Esto fue desarrollado por Lucas Rivero, del Laboratorio de Modelación y Monitoreo de Ecosistemas, de la Facultad de Ciencias Agronómicas de la Universidad de Chile.

Cuadro 2. Valores por defecto y modificados a partir de imágenes Sentinel 2 para construir curva de desarrollo del área foliar para las diferentes coberturas.

Parámetro	Cobertura de usos de suelo	Valor por defecto	Valor modificado
Índice de área foliar potencial máximo (BLAI)	FRSE	5	2,39
	OAK	5	2,95
	SHRB	2	1,57
	GRAS	2,5	1,14
Fracción de la temporada de crecimiento cuando el área foliar comienza a disminuir (DLAI)	FRSE	0,99	0,54
	OAK	0,99	0,74
	SHRB	0,35	0,34
	GRAS	0,35	0,46
Fracción del total de unidades de calor potencial correspondiente al 1er en la curva de desarrollo de área foliar óptima (FRGRW1)	FRSE	0,15	0,08
	OAK	0,05	0,42
	SHRB	0,05	0,5
	GRAS	0,05	0,11
Fracción del índice de área foliar máxima correspondiente al 1er punto de la curva de desarrollo de área foliar óptima (LAIMX1)	FRSE	0,7	0,89
	OAK	0,05	0,42
	SHRB	0,1	0,5
	GRAS	0,1	0,54
Fracción del total de unidades de calor potencial correspondiente al 2do punto en la curva de desarrollo de área foliar óptima (FRGRW2)	FRSE	0,25	0,42
	OAK	0,4	0,35
	SHRB	0,25	0,28
	GRAS	0,25	0,33
Fracción del índice de área foliar máxima correspondiente al 2do punto de la curva de desarrollo de área foliar óptima (LAIMX2)	FRSE	0,99	0,99
	OAK	0,95	0,95
	SHRB	0,7	0,98
	GRAS	0,7	0,99

Días para la madurez (days_mat)	FRSE	0	253
	OAK	0	274
	SHRB	0	284,5
	GRAS	0	204
Minimum leaf area index for plant during dormant period (M ² /M ²) (ALAI_MIN)	FRSE	0,75	2,01
	OAK	0,75	0,89
	SHRB	0,15	0,49
	GRAS	0,15	0,31

FRSE = Plantaciones forestales de *P. radiata*, OAK = Bosque nativo, SHRB = matorrales y GRAS = praderas

Calibración y validación del modelo

Previo a las estimaciones de la PPN, se consideró necesario una buena representación de los caudales de la cuenca, por lo cual estos resultados se muestran a continuación, y más adelante en este trabajo se revisarán los resultados obtenidos para la PPN.

El modelo implementado en la cuenca de Cauquenes fue calibrado con un enfoque de optimización multiobjetivo a escala mensual, buscando una adecuada simulación de caudales medios y altos, resguardando a la vez una correcta simulación de caudales mensuales estivales (Marinao-Rivas y Zambrano-Bigiarini, 2021). Así, las funciones objetivo utilizadas fueron: la eficiencia modificada de Kling-Gupta (KGE; Kling *et al.*, 2012) para lograr capturar adecuadamente los caudales medios y altos, y una versión modificada de este mismo indicador en donde se usa el valor inverso de los caudales (KGE_{Garcia}; Garcia *et al.*, 2017) para lograr representar de buena forma los caudales bajos. KGE_{Garcia} fue específicamente desarrollada para simular caudales bajos (Garcia *et al.*, 2017).

Cuando el valor de $KGE = 1$, existe un acuerdo perfecto entre simulaciones y observaciones, mientras que $KGE < -0,41$ indica que la media de las observaciones proporciona mejores estimaciones que las simulaciones (Knoben *et al.*, 2019).

Para este trabajo, se estableció como periodo de calibración los años 1996-2014, mientras que para verificación se utilizaron dos periodos: 1989-1995 (años normales a húmedos) y 2015-2020 (años principalmente secos, dentro del periodo de megasequía).

Para evaluar la tendencia durante el periodo de estudio en las diferentes variables hidrológicas y la PPN se utilizó la prueba no paramétrica de Mann-Kendall (Mann, 1945; Kendall, 1975). Este test se basa en la correlación entre los rangos y secuencias de una serie de tiempo y permite evaluar si es que los valores de esta serie están aumentando con el transcurso del tiempo, o por el contrario, presenta una tendencia a la disminución, y si es que esta tendencia es estadísticamente significativa o no.

Evaluar el desempeño de simulaciones de productividad primaria neta contra datos locales y observaciones remotas.

Evaluación de la productividad primaria neta estimada con SWAT+ contra datos locales

Para la evaluación del desempeño de las simulaciones de PPN de las coberturas consideradas de este trabajo se utilizaron los datos de terreno de inventarios forestales disponibles en Fassnacht *et al.* (2020), quienes realizaron campañas durante el año 2018 y 2019 con parcelas circulares de 15 metros de radio midiendo biomasa para las coberturas de plantaciones forestales, bosques nativos, matorrales y praderas dentro de la cuenca de estudio de este trabajo.

En la Figura 4 se puede ver un resumen del procedimiento realizado para llevar a cabo la evaluación entre la PPN estimada con SWAT+ y los datos locales. En primer lugar, se seleccionaron por cobertura todas aquellas HRUs que coincidieron total o parcialmente espacialmente con una o más parcelas de muestreo de biomasa en pie (Figura 3). Cabe mencionar que algunas de las parcelas de medición de biomasa no coincidieron con alguna HRU, esto debido a que, durante el proceso de creación del modelo, aquellas HRUs con un área menor a 25 ha, fueron eliminadas (Cuadro 3). Adicionalmente, existieron parcelas de medición de biomasa cuya cobertura de uso de suelo de acuerdo con lo medido en terreno no coincidía con la cobertura de uso de suelo señalada por SWAT+ (Cuadro 3). Por ejemplo, en el caso de las plantaciones forestales, una cantidad considerable de parcelas de mediciones de biomasa correspondieron a matorrales de acuerdo con SWAT+. Estas parcelas, tanto las no coincidentes con una HRU como aquellas que de acuerdo con SWAT+ correspondían a una categoría diferente de cobertura de suelo, no fueron consideradas en la evaluación de las simulaciones del modelo contra las observaciones de datos locales. Finalmente, el porcentaje del área total para cada cobertura que se utilizó para la evaluación correspondió a 28,4%, 5,16%, 31,65% y 18,39% para las plantaciones forestales, bosque nativo, matorrales y praderas, respectivamente.

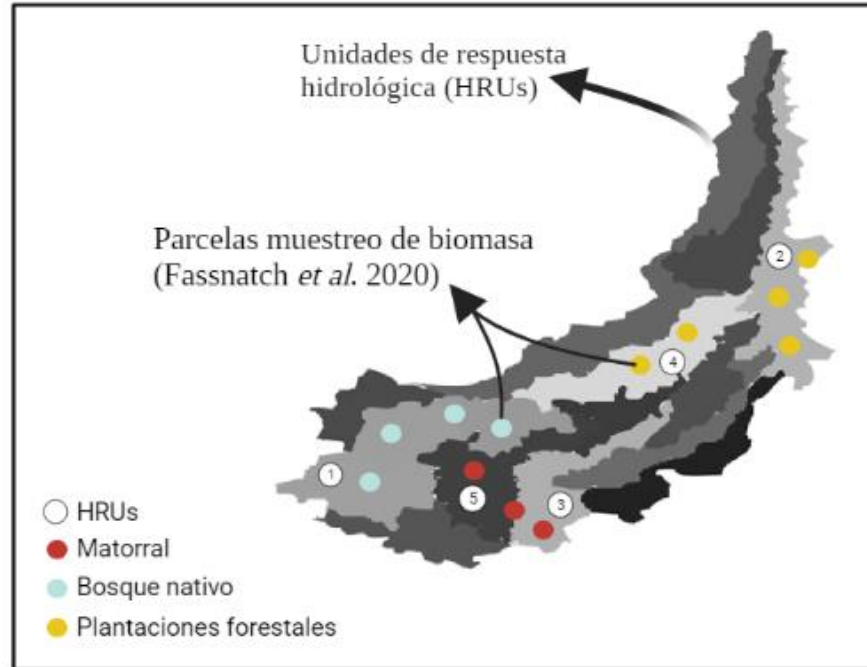


Figura 3. Representación gráfica de las Unidades de Respuesta Hidrológica (HRUs) (círculos con números) y parcelas de muestreo de biomasa para diferentes coberturas de uso de suelo.

Cuadro 3. Resumen de las parcelas realizadas en terreno por Fassnacht *et al.* (2021) y la exclusión que se realizó para la evaluación de las simulaciones de SWAT+ y datos locales.

Cobertura de uso de suelo	Cantidad de parcelas	Área total (Ha)	Cantidad de parcelas no coincidentes	Cantidad de parcelas con cobertura diferente	Área final utilizada en la comparación (Ha)
Plantaciones forestales	62	4,37	4	15	3,01
Bosque nativo	65	4,59	2	2	4,31
Matorrales	57	4,02	4	14	2,76
Praderas	49	3,46	0	9	2,83

Una vez seleccionadas las HRUs para cada cobertura, se estimó un valor promedio y un valor máximo entre las mediciones de biomasa de las parcelas de muestreo que coincidieron espacialmente dentro de los límites de una HRU (Figura 3). Por lo tanto, para cada HRU se realizaron dos comparaciones con respecto a los valores en terreno: una comparación con el valor máximo de biomasa dentro de la HRU, y otra comparación con el valor promedio. En este sentido, se entenderá como máximo, a aquel valor de biomasa que tenga la mayor magnitud dentro de los valores estimados de biomasa en las parcelas

contenidas en una HRU. En cuanto al promedio, se entenderá este como un promedio entre los diferentes valores de biomasa de las parcelas que se ubiquen dentro de una HRU. Cabe mencionar que las mediciones de biomasa para los matorrales consideraron la medición de los arbustos y las praderas circundantes de forma independiente, por lo que la estimación del valor máximo y el promedio se realizó considerando la biomasa aportante de los matorrales y las praderas.

En cuanto a las mediciones de biomasa en pie, estos fueron realizados durante el año 2019. Para llevar a cabo la evaluación de los datos de biomasa medida en terreno y la PPN estimada por SWAT+, fue necesario acumular la PPN simulada por SWAT+ desde el 2000, año desde el cual el modelo fue ejecutado, hasta el 2019. En el caso de las plantaciones forestales, debido a la corta de cosecha que se realiza en estas al final de la rotación o dentro del ciclo de corta, se revisó mediante fotointerpretación en Google Earth que el área donde se ubicaron las parcelas de medición de biomasa no hubiese sufrido una cosecha durante el periodo 2000-2019. De haber sufrido alguna cosecha, y para ajustarse de mejor forma a la realidad de los ecosistemas, se consideró un cambio en el año de inicio para la suma de la biomasa del modelo, de esta forma se tiene en cuenta este cambio en la cantidad de materia orgánica y que, finalmente también se ve reflejado en las mediciones de biomasa en pie. En el caso de los matorrales, se consideró la realización de la evaluación del desempeño con diferentes periodos de tiempos 2009-2019 (10 años) y 2007-2019 (12 años). Esto se realizó considerando que, a diferencia de las plantaciones forestales, no se conoce en detalle la dinámica de esta cobertura, como las talas para extracción de leña, uso por parte del ganado o incendios, por lo que acumular más de 10 años de biomasa podría no representar adecuadamente la realidad de estos ecosistemas. Finalmente, en el caso de las praderas que poseen ciclos anuales, se consideró solo la biomasa simulada para el año 2019 por el modelo para la comparación, ya que en este año fueron tomadas las mediciones en terreno.

Finalmente, se realizó la comparación entre los datos de la biomasa en pie medidos en terreno y los datos de PPN estimada por el modelo SWAT+ para cada HRU. Para la evaluación de esta comparación se utilizó el coeficiente de correlación lineal de Pearson (R) y el porcentaje de sesgo (PBIAS) (Sorooshian *et al.*, 1993). El coeficiente de correlación lineal de Pearson toma valores desde -1 a 1, cuanto más cercano a -1 o +1 el valor del coeficiente, mejor será el rendimiento del modelo. En cuanto al PBIAS, este mide la tendencia promedio de los datos simulados a ser más grandes o pequeños que sus contrapartes observadas, es decir, a sobreestimar (valores positivos de PBIAS) o subestimar (valores negativos) los valores de la variable observada. Valores menores de PBIAS significa menos sesgo del modelo.

$$PBIAS = \left(\frac{\sum_{k=1}^T (f_k - y_k)}{\sum_{k=1}^T y_k} \right) \times 100 \quad (\text{Ecuación 20})$$

Donde f_k es el valor de PPN estimado con SWAT+ para cada HRU, y_k es el valor promedio o máximo de los valores medidos en terreno, y t representa el total de datos observados.

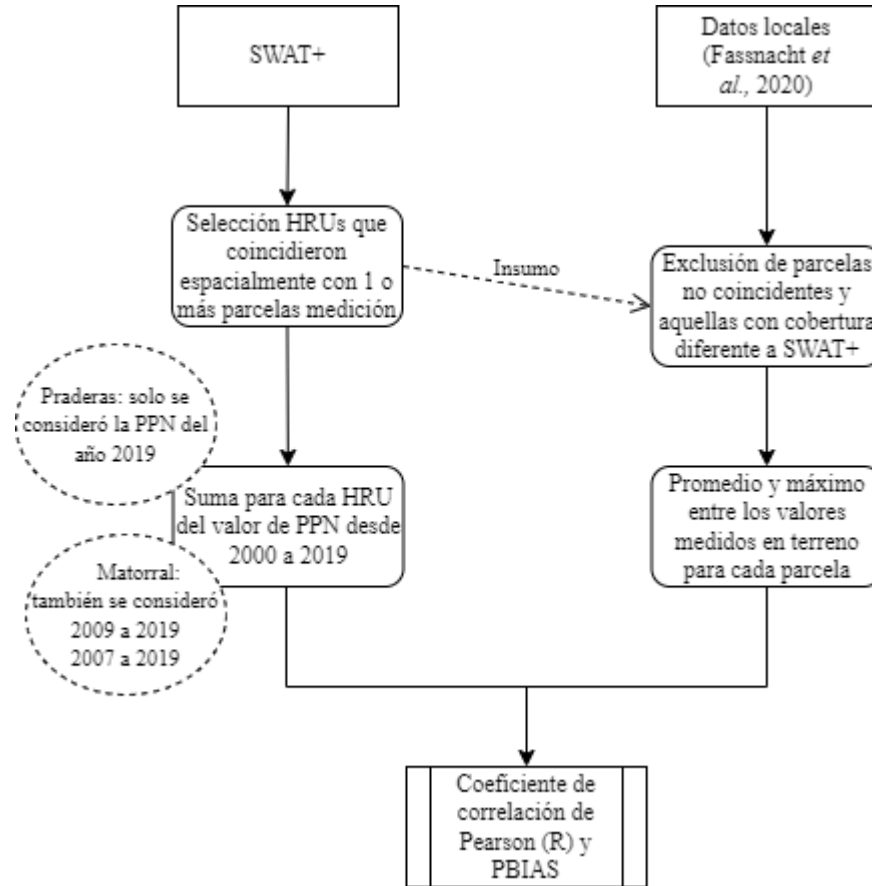


Figura 4. Procedimiento para la obtención del coeficiente de correlación lineal de Pearson (R) y PBIAS entre la PPN simulada por SWAT+ y la biomasa obtenida de datos locales.

Evaluación de la productividad primaria neta estimada con SWAT+ contra observaciones remotas

Para contrastar las simulaciones de PPN obtenidas por SWAT+ y aquellas estimadas de forma remota, se utilizó el producto de productividad primaria neta (MOD17A3) de *Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer* (MODIS). MOD17A3 (Running et al., 2015a) corresponde a un producto anual de PPN con una resolución espacial de 500 m. A modo general, utiliza el concepto de radiación fotosintéticamente activa absorbida (FPAR) (MOD15, Myneni et al. (2015)) —la cual es obtenida haciendo uso de las reflectancias de las superficies (MOD09, Vermote y Wolfe (2015)) y la cobertura de uso de suelo (MCD12, Sulla-Menashe y Friedl (2019))— para realizar una estimación de la productividad primaria bruta (PPN) (MOD17A2, Running et al. (2015b)). Luego, con las estimaciones de la

respiración de mantenimiento y respiración de crecimiento —ambas derivadas de relaciones alométricas que vinculan la biomasa diaria y el crecimiento anual de los tejidos vegetales con las estimaciones del índice de área foliar (MOD15)— se restan a la PPB para obtener la PPN (Running y Zhao, 2019).

Debido a que en cada HRU podemos encontrar una diversidad de valores de PPN, y con el propósito de analizar solo aquellas HRUs que tengan una señal más homogénea de PPN, se excluyeron todas aquellas HRUs que para el año 2018 no cumplieron con el criterio de tener un valor de PPN que abarcara al menos el 70% de la superficie de la unidad de respuesta hidrológica. Se consideró el año 2018 como base para la elección de las HRUs a utilizar en la comparación debido a que el mapa de uso de suelo que fue utilizado para el desarrollo del modelo corresponde a aquel generado para el año 2018. La cantidad de HRUs que cumplieron con el criterio anteriormente descrito para las plantaciones forestales, bosque nativo, matorrales y praderas corresponde a 20%, 32%, 16,4% y 20% del total para cada cobertura, respectivamente.

Para cada una de las HRUs que cumplió con el criterio anterior se realizó la extracción de un promedio ponderado de los valores de las imágenes MODIS17A3 de PPN. Este promedio ponderado tiene en consideración la proporción de superficie de la HRU que abarca cada valor de PPN que está contenido en ella.

Finalmente, se realizó la correlación utilizando el coeficiente de correlación lineal de Pearson y el PBIAS con los valores MODIS ponderados para cada HRU y el valor simulado por el modelo para cada HRU durante los 20 años de simulación del modelo (2000-2019).

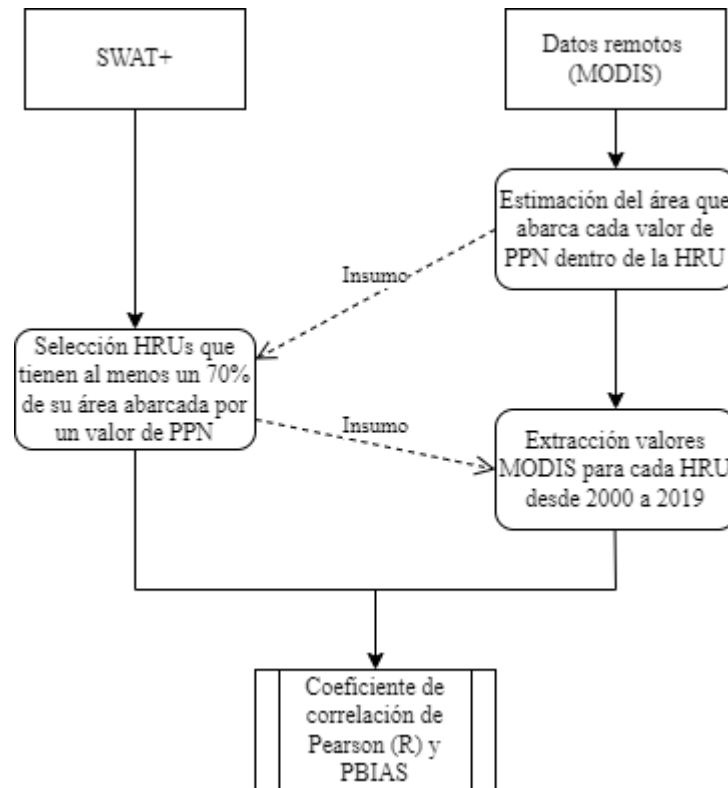


Figura 5. Procedimiento para la obtención del coeficiente de correlación lineal de Pearson (R) y PBIAS entre la PPN simulada por SWAT+ y la biomasa obtenida de observaciones remotas.

Evaluación de la PPN estimada con observaciones remotas contra datos locales

Se llevó a cabo una comparación entre la biomasa medida en terreno con respecto a la PPN estimada por MODIS17A3. Esto tuvo por fin evaluar la capacidad de contar con un producto grillado de PPN que permita considerar de mejor forma la variabilidad espacial de la cuenca.

En la Figura 6 se presenta un esquema resumen del procedimiento que se realizó para la evaluación de la PPN estimada de forma remota y con datos locales. En primer lugar, mediante fotointerpretación utilizando Google Earth se definieron para todas las coberturas de usos de suelo (plantaciones forestales, bosque nativo, matorrales y pastizales) polígonos heterogéneos cuya área abarcara una o más parcelas de medición de biomasa, y de esta forma, contar con áreas más representativas de la cobertura en estudio que pudiese ser comparado con los datos obtenidos en terreno. Para la creación de estos polígonos se tuvo en cuenta que el área a considerar fuera homogénea en términos de cobertura, pero adicionalmente para el caso de las plantaciones forestales, que estas tuviesen un tiempo de crecimiento similar.

Una vez creado los polígonos, en el caso de las plantaciones forestales, el bosque nativo y las praderas, se estimó para cada uno de ellos un promedio y máximo entre los valores obtenidos en cada parcela de biomasa presentes dentro de los límites del polígono. En el caso de los matorrales, en cada parcela se midieron los arbustos y la pradera de forma independiente. Por lo que, para obtener un valor final de biomasa por parcela para esta cobertura, se multiplicó únicamente el valor de las praderas por la cantidad de años que se utilizaron para la comparación (20 años), ya que son plantas anuales y no acumulan mayor biomasa aérea a través del paso de los años, y se sumó la cantidad de biomasa correspondiente a los matorrales. Considerando este nuevo valor de biomasa por cada parcela, se estimó un valor promedio y máximo entre las parcelas de biomasa presentes dentro de los límites del polígono definido anteriormente.

Posteriormente, en el caso de las plantaciones forestales, el bosque nativo y matorrales con los mismos polígonos se extrajo un promedio ponderado de los valores de productividad primaria neta de las imágenes MODIS17A3 para cada año (2000 a 2019), que luego fueron sumados para tener un valor acumulado a lo largo de los años y que este puede ser comparable con la biomasa en pie que fue medida en terreno. En el caso de las praderas, como fue mencionado anteriormente, al ser plantas anuales, solo se consideró la imagen MODIS17A3 del año 2019 para la comparación, ya que fue el año que se tomaron las mediciones en terreno. Finalmente, con estos valores para cada uno de los polígonos de las diferentes coberturas se realizaron las correlaciones.

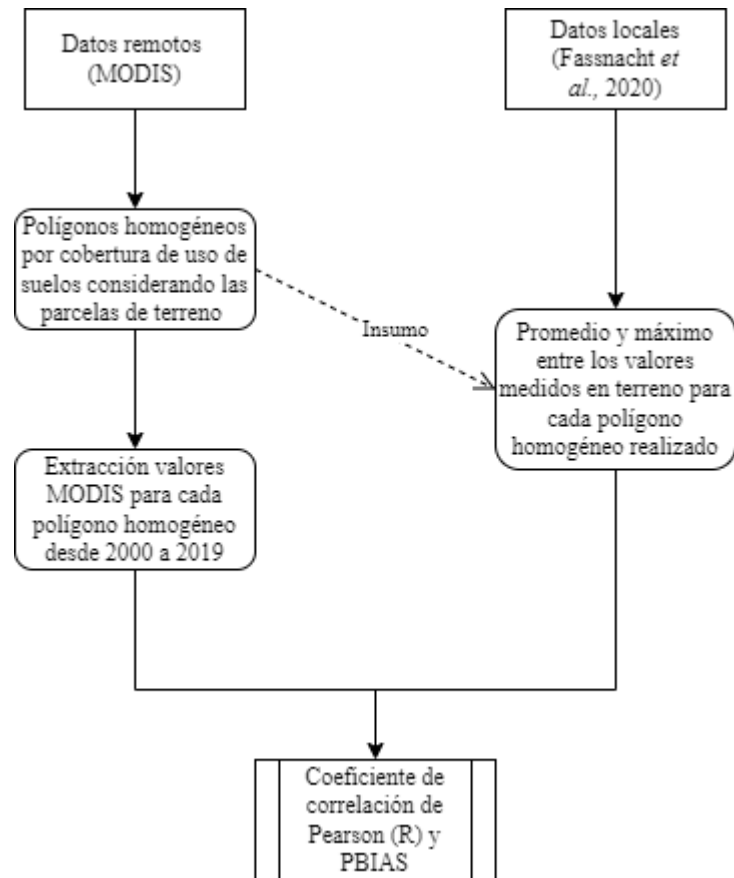


Figura 6. Procedimiento para la obtención del coeficiente de correlación lineal de Pearson (R) y PBIAS entre la PPN obtenida a partir de datos remotos y la biomasa obtenida de datos locales.

Evaluar la respuesta hidrológica y la productividad primaria neta de las coberturas boscosas bajo diferentes escenarios de composición y configuración del paisaje, para la cuenca del Río Cauquenes en desembocadura, para el periodo 2000-2020.

Para la estimación de las variables hidrológicas y la PPN se utilizó el modelo SWAT+ anteriormente descrito, incluyendo en su ejecución los cuatro escenarios de composición y configuración que se presentan a continuación, los cuales fueron desarrollados por Galleguillos *et al.* (2021).

- **Escenario de política forestal (PF):** Este escenario representa una de las metas del eje estratégico “Productividad y crecimiento económico” del gobierno de Chile, donde la forestación de medio millón de hectáreas, preferentemente en terrenos forestales de pequeños y medianos propietarios en suelos de baja calidad, debe realizarse al 2035 sin reemplazar el bosque nativo (Ministerio de Agricultura (MINAGRI), 2015). Los suelos de baja calidad corresponden a aquellos con limitaciones muy severas, en cuyo caso su uso puede ser para explotación forestal (Servicio Agrícola y Ganadero (SAG), 2011). Estos fueron identificados a través de

la clase de capacidad de uso en el mapa de aptitud de suelos del CIREN (1997), específicamente, se seleccionaron los suelos con clase VI y VII. Los pequeños y medianos propietarios (200 ha o menos) fueron identificados con el mapa catastral de predios rurales CIREN (2001). Se utilizó el mapa de coberturas utilizado en el modelo SWAT+ para identificar todas las áreas cubiertas por matorrales, las cuales fueron seleccionadas como cobertura forestal no nativa para ser transformadas en plantaciones forestales exóticas de *P. radiata*, manteniendo todas las demás coberturas constantes. Finalmente, se generó un mapa único que integra los criterios anteriores de modificación del uso del suelo a través del álgebra de mapas realizada en QGIS 3.16. El 51% de la cobertura actual de matorral que cumple con los tres criterios descritos anteriormente se convirtió en plantaciones de *P. radiata*.

- **Escenario extremo (EX):** Este escenario representa el reemplazo de todos los matorrales nativos existentes por plantaciones forestales exóticas de *P. radiata*. Esta transformación extrema ha sido observada en Chile con anterioridad. En el pasado, los subsidios a la forestación implementados en la política forestal tuvieron como consecuencia la expansión de la industria forestal, lo que ocasionó el aumento de la superficie plantada con árboles exóticos en la región (Echeverría *et al.*, 2006). Por otro lado, los ecosistemas de matorrales no cuentan con una ley de protección que pueda evitar su conversión en plantaciones forestales (Alaniz *et al.*, 2016).
- **Escenario de desplazamiento forzoso de tierras (DFT):** Debido al rol clave que juega el recurso hídrico en la provisión de servicios ecosistémicos, se plantea este escenario donde las plantaciones exóticas de *P. radiata* se trasladan desde la cabecera de la cuenca a las áreas de tierras bajas, dejando su área original para ser reemplazada por matorrales nativos. Este escenario consideró la regeneración natural de la vegetación, siendo probable que se establezcan matorrales en el período 2037-2050 porque las condiciones futuras debido al cambio climático limitarían el desarrollo del bosque nativo actual en términos de estructura y composición, debido a su baja tasa de crecimiento, el aumento de factores estresantes como sequías, cambio de fenología estacional y herbivoría de insectos (Xie *et al.*, 2015; Yu *et al.*, 2016; Estay *et al.*, 2019; Huang *et al.*, 2020). Para identificar la cantidad de hectáreas a desplazar, se tomaron las plantaciones de pino en las dos subcuencas con mayor elevación dentro de la cuenca, abarcando un total de 4200 ha, y fueron desplazadas hacia tierras bajas reemplazando matorrales de esta zona.
- **Escenario prístino (PR):** Este escenario reemplaza todas las plantaciones exóticas de *Pinus radiata* y *Eucalyptus sp.* actuales con bosques nativos y matorrales, como parte de una estrategia de restauración ecológica masiva para proteger la biodiversidad local en peligro de extinción. Se crea utilizando el cinturón de vegetación nativa potencial propuesto por Luebert y Pliscoff (2018) como el área máxima para representar el área potencial cubierta por bosques y matorrales nativos. Se describen tres cinturones de vegetación para la cuenca, el bosque caducifolio de *Nothofagus glauca*, el bosque esclerófilo de *Lithraea caustica* y *Peumus boldus* y el bosque espinoso de *Acacia caven* y *L. caustica*.

Las tasas de cambio de cada cobertura dentro de la cuenca se encuentran detalladas en el cuadro 4.

Cuadro 4. Área de categorías de cobertura/ usos del suelo en: escenario actual (Base); política forestal (PF); aumento extremo de plantaciones forestales (EX); desplazamiento forzado de tierra (DFT) y escenario prístino (PR) expresado en km² y % de cambio con respecto a la cobertura y entre paréntesis con respecto al total de la cuenca.

Escenario	Bosque nativo			Matorrales			Plantaciones de pino		
	Km2	%	Cambio (%)	Km2	%	Cambio (%)	Km2	%	Cambio (%)
Base	11.755	7,1	-	63.254	38,4	-	23.353	14,2	-
PF	11.755	7,1	-	30.617	18,6	51,6% (-19,8)	55.990	34	139,76 (+19,8)
EX	11.755	7,1	-	0	0	100% (-38,4)	86.607	52,6	270,86 (+38,4)
DFT	11.755	7,1	-	63,254	38,4	-	23.353	14,2	-
PR	29.273	17,8	149,02 (+10,7)	76,041	46,2	20,2% (+7,8)	0	0	100% (-18,4 ³)

³ Cabe mencionar que, en el escenario prístino, a diferencia de los otros escenarios, el reemplazo de las plantaciones exóticas consideró también la cobertura correspondiente a *Eucalyptus sp.* dentro de la cuenca.

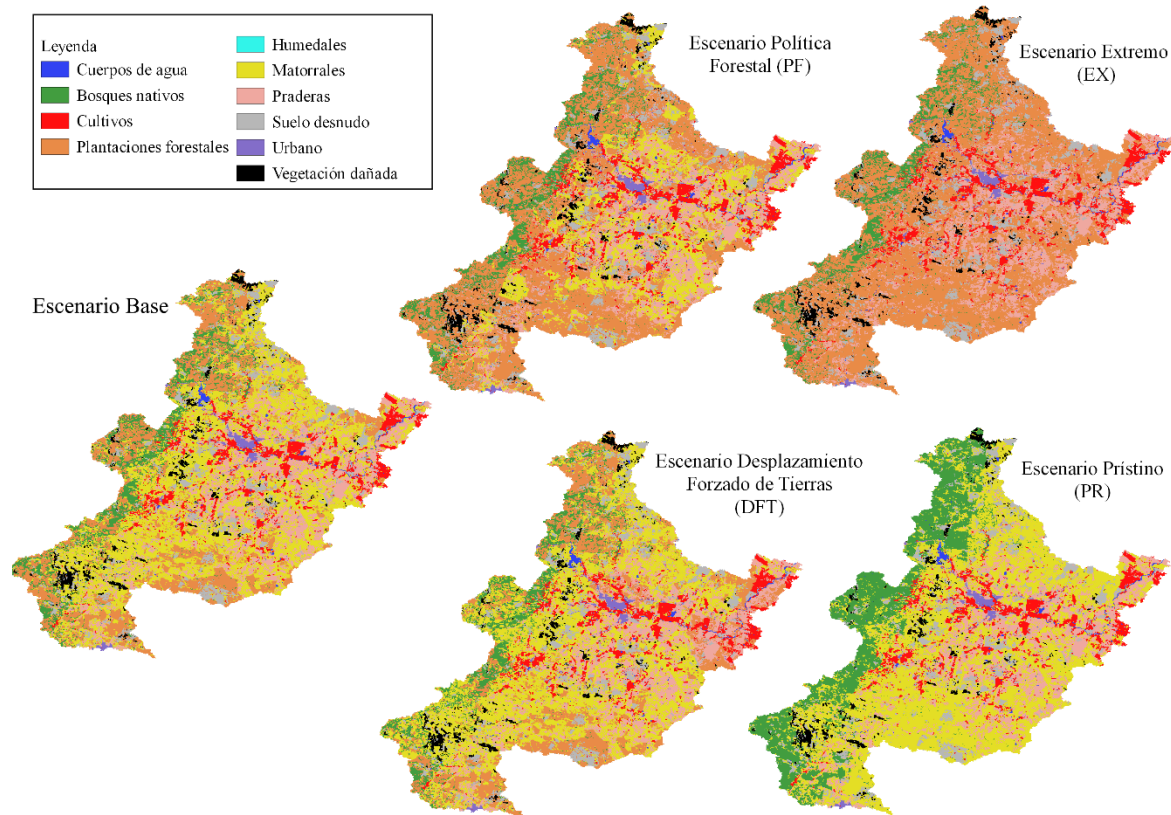


Figura 7. Escenarios de usos/cobertura del suelo.

Para capturar la existencia de diferencias significativas dentro de los procesos hidrológicos y de la PPN derivadas de los diferentes escenarios de uso de suelo, se llevó a cabo el análisis ANOVA de Kruskal-Wallis, el cual corresponde a una prueba no paramétrica que evalúa las diferencias entre tres o más grupo independientes en una sola variable continua que no se distribuye normalmente (Kruskal y Wallis, 1952). Si la prueba de Kruskal-Wallis es significativa, implica que al menos dos grupos de entre los comparados son significativamente diferentes, pero no indica cuales. Para saber qué escenarios presentaron diferencias significativas se utilizó la prueba HSD (*Honestly-significant-difference*) de Tukey. Esto se realizó para el periodo completo (2000-2020), periodo sin megasequía (2000-2009) y periodo de megasequía (2010-2020).

En cuanto a la magnitud de esta diferencia, se calculó la diferencia relativa (%) (Ecuación 21) de las variables caudal y productividad primaria neta entre el escenario base y los diferentes escenarios de cambio global para el periodo de estudio completo (2000-2020).

$$Diferencia\ relativa\ (\%) = \left(\frac{X_{escenario}^S - X_{base}^S}{X_{base}^S} \right) * 100 \quad (\text{Ecuación 21})$$

Donde $X_{escenario}^S$ es la variable de caudal o productividad primaria neta simulada para los diferentes escenarios y X_{base}^S es la variable de caudal o PPN para el escenario base del periodo de estudio.

RESULTADOS

Modelo ecohidrológico SWAT+

Calibración

Para el proceso de calibración se utilizaron 12 parámetros descritos en el cuadro 5, donde se señala también el valor mínimo y máximo de estos utilizados en el proceso de calibración, junto con el valor óptimo obtenido una vez realizada la calibración.

Cuadro 5. Parámetros utilizados en el proceso de calibración del modelo SWAT+.

Parámetro	Descripción	Tipo de cambio	Valor mínimo	Valor máximo	Valor calibrado
ALPHA_BF	Coefficiente alfa de la curva de recesión	mult	0	15	0,0005
RCHG_DP	Fracción de percolación hacia el acuífero profundo	mult	10	20	19,1696
FLO_MIN	Profundidad mínima el acuífero para el retorno de flujo [m]	mult	1	3,33	2,9644
REVAP_MIN	Profundidad del nivel freático para que ocurra “revaporización” [m]	mult	1	2	1,9515
SURQ_LAG	Coefficiente de retardo de escorrentía superficial	repl	0,05	1	0,1970
K	Conductividad del lecho del río (mm/hr)	repl	1	15	13,2829
CN3_SWF	Factor de ajuste de CN en condición de humedad III	repl	0	1	0,6867
PERCO	Coefficiente de percolación	repl	0	1	0,8999
LATQ_CO	Coefficiente de flujo lateral	repl	0	1	0,4689
CN	Curva número	mult	0,5	1,25	0,9982
REVAP	Umbral de profundidad del agua en un acuífero poco profundo requerido para permitir que ocurra la “revaporización”	mult	1	10	10,0000

SLP	Pendiente del cauce	mult	0,5	2	0,5543
-----	---------------------	------	-----	---	--------

mult: cambio multiplicativo; repl: cambio directo, por remplazo

A continuación, en la Figura 8 se presentan los resultados del periodo de calibración (1996-2014) y de los dos periodos de verificación (1986-1995 y 2015-2020) a escala mensual. Cabe destacar, que los valores de KGE y KGE-García para el periodo completo (1979-2020) alcanzan los valores: 0,88 y 0,65 respectivamente, lo cual significa que el modelo hidrológico fue capaz de simular satisfactoriamente la respuesta hidrológica de la cuenca para los caudales altos y bajos (Cuadro 6). Aunque, es importante mencionar que el desempeño del modelo se ve reducido cuando se trata de representar el comportamiento de los caudales bajos (KGE-García).

Cuadro 6. Parámetros KGE y KGE-García.

Periodo	KGE	KGE-García
Calibración	0,85	0,66
Verificación	0,91	0,64
Completo	0,88	0,65

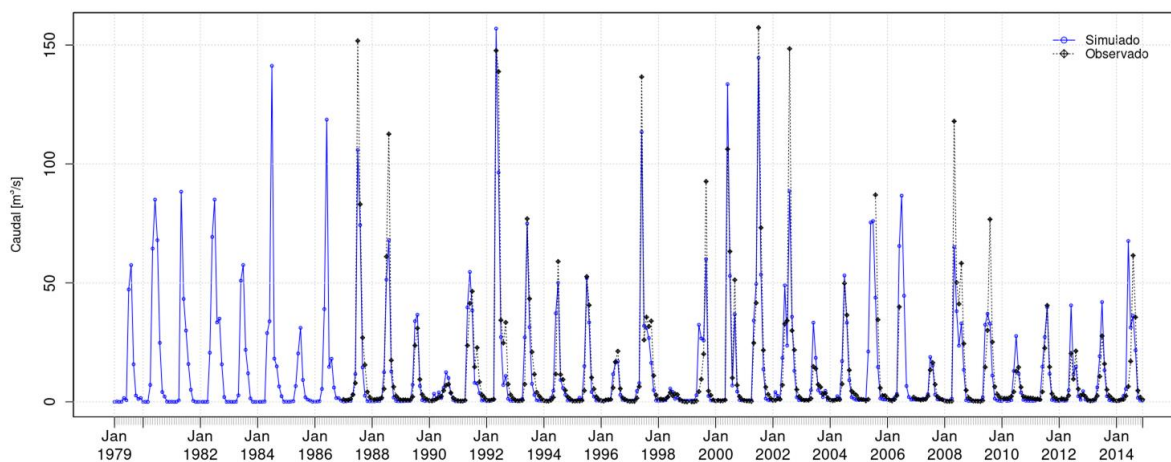


Figura 8. Serie de tiempo de los caudales mensuales.

Adicionalmente, se muestra a continuación el efecto del cambio de los parámetros relacionados con el LAI dentro de la simulación con información remota, esto generó una mejora en las métricas de ajuste respecto a la simulación que no consideraba una

modificación en estos (Figura 9 y 10). La eficiencia de Kling-Gupta pasó de 0,86 a 0,88, mientras que la eficiencia de Nash-Sutcliffe pasó de 0,82 a 0,87.

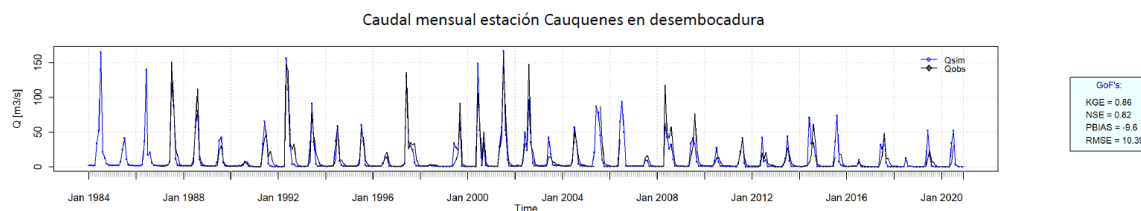


Figura 9. Caudales mensuales simulados y observados sin datos de índice de área foliar.

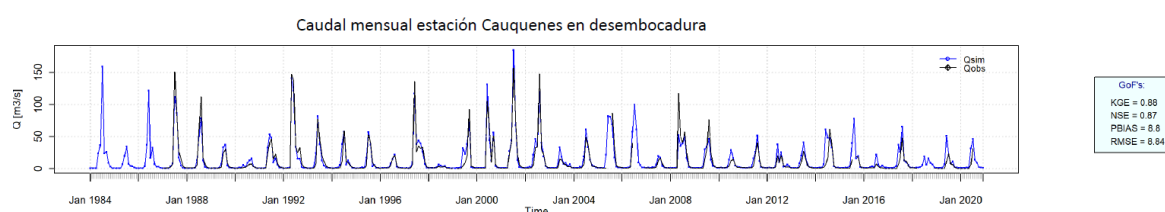


Figura 10. Caudales mensuales simulados y observados considerando datos de índice de área foliar obtenidos de forma remota.

Desempeño de simulaciones de productividad primaria neta

Productividad primaria neta simulada por SWAT+ contra datos locales A continuación, se presentan los resultados obtenidos de la comparación entre los valores de biomasa medidos en terreno y aquellos simulados por el modelo SWAT+.

Cuadro 7. Coeficiente de correlación lineal de Pearson y PBIAS entre los valores observados en terreno y los valores simulados por SWAT+.

Cobertura	Coeficiente de correlación lineal de Pearson (R)*	PBIAS (%)
Plantaciones forestales (máximo)	0,57	23,10
Plantaciones forestales (promedio)	0,58	54,90
Bosque nativo (máximo)	-0,73*	-17,40
Bosque nativo (promedio)	-0,65	28
Matorrales (2000-2019 - máximo)	0,33	93

Matorrales (2000-2019 - promedio)	0,14	168,9
Matorrales (2009-2019 - máximo)	0,40	2,8
Matorrales (2009-2019 - promedio)	0,21	43,3
Praderas (máximo)	0,27	65,40
Praderas (promedio)	0,11	132,40

El signo * muestra aquellas correlaciones estadísticamente significativas con un nivel de significancia de 0,05.

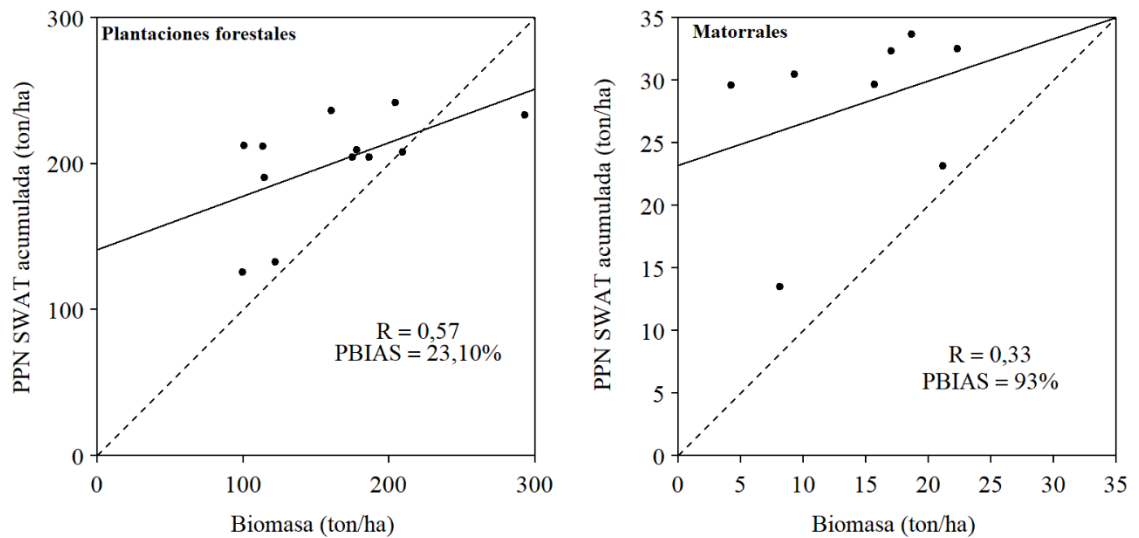


Figura 11. Gráfico dispersión entre la PPN estimada con SWAT+ acumulada en 20 años (2000-2019) y la biomasa máxima para las coberturas de plantaciones forestales y matorrales para el año 2019.

En las coberturas de matorrales y praderas aquella correlación que entregó un mejor ajuste entre lo observado y lo simulado corresponde al valor máximo por HRU (Cuadro 7). En el caso de las plantaciones forestales, el R más alto se obtuvo para el promedio de las parcelas dentro de las HRU, asimismo, es la cobertura que presenta un coeficiente de correlación lineal de Pearson más cercano a 1 con un R igual a 0,58. Por el contrario, la cobertura que presentó un R más cercano a 0 correspondió a las praderas. En cuanto al bosque nativo, esta cobertura presentó tanto para el promedio como para el máximo dentro de la HRU un coeficiente de correlación lineal de Pearson negativo, mientras la PPN estimada por SWAT+ disminuye, existe una tendencia a aumentar de la biomasa promedio y máxima en las HRUs.

Dentro de los matorrales, se consideraron dos períodos de tiempo adicionales (2009-2019 y 2007-2019), aquel que obtuvo una mejor correlación, tanto para el máximo como para el promedio, fue el periodo 2009-2019, es decir, un periodo de 10 años.

En cuanto al PBIAS, a excepción del valor máximo para el bosque nativo, SWAT+ tiende a sobreestimar los valores de biomasa entre un 2,8% a 168,9% respecto a los valores observados en terreno. Los valores más altos de PBIAS los podemos encontrar en la cobertura de matorrales, seguida por las praderas. En el caso del matorral, también podemos encontrar dentro de esta cobertura el valor más cercano a 0 para esta variable. Si se considera el periodo completo de estudio (2000-2019) se observa una mayor sobreestimación por parte de SWAT+ de los valores de PPN para los matorrales con 93 y 168,9% para el promedio y el máximo, respectivamente, comparado con el periodo de 10 años donde se obtiene un PBIAS igual a 2,8% y 43,3%, que se encuentran dentro de los valores más bajos para esta variable. Por otro lado, la única correlación que entregó una subestimación corresponde a aquella que se hizo con los promedios de valores observados en terreno para el bosque nativo.

Cabe destacar que en todas las coberturas tuvieron que excluirse HRUs de la correlación, debido a que su cobertura de uso de suelo no coincidía total o parcialmente con lo observado en terreno.

Productividad primaria neta simulada por SWAT+ contra observaciones remotas A continuación, se presentan los resultados obtenidos de la comparación entre los valores de PPN estimados a partir del modelo SWAT+ y aquellos obtenidos a través desde el producto MODIS17A3.

Cuadro 8. Coeficiente de correlación lineal de Pearson entre los valores de PPN simulada por SWAT+ y aquellos estimados desde el producto MODIS17A3.

Cobertura	Coeficiente de correlación lineal de Pearson	PBIAS (%)
Plantaciones forestales	0,50*	-18,50
Bosque nativo	0,35	-52,20
Matorrales	0,15	-88,10
Praderas	0,12*	-28,90

El signo * muestra aquellas correlaciones estadísticamente significativas con un nivel de significancia de 0,05.

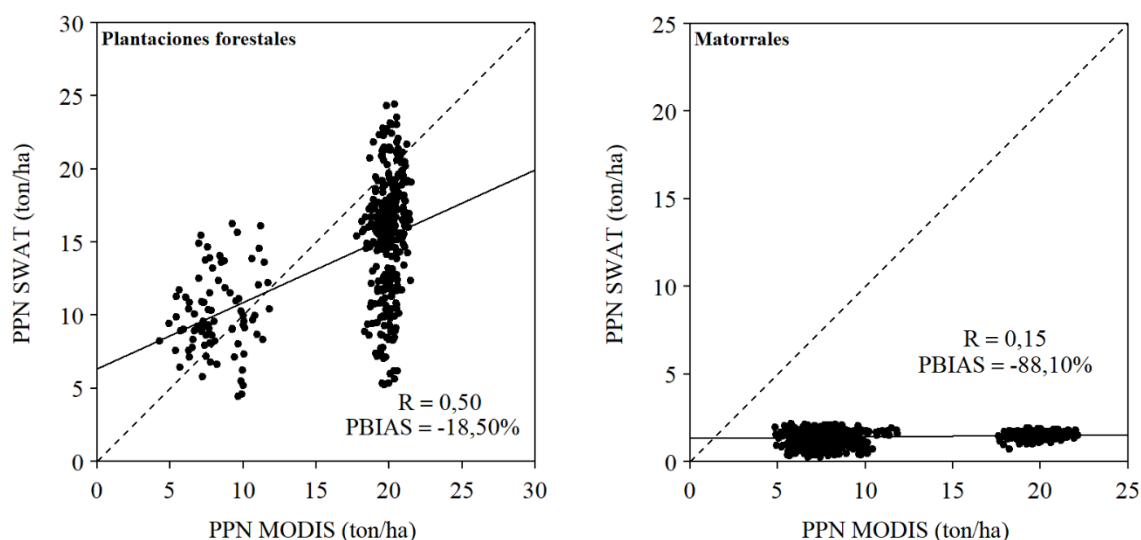


Figura 12. Gráfico dispersión entre la PPN estimada con SWAT+ y PPN obtenida de MODIS17A3 para las coberturas de plantaciones forestales y matorrales.

La cobertura que presentó un mejor ajuste entre los valores obtenidos de SWAT+ y MODIS corresponde a las plantaciones forestales con un R igual a 0,50. El ajuste disminuye para las praderas y los matorrales, siendo las praderas cobertura que posee el peor ajuste, con un R igual a 0,12.

Respecto al PBIAS, SWAT+ tiende a subestimar la PPN para todas las coberturas estudiadas, ocurriendo en mayor medida en el matorral, seguido del bosque nativo.

Productividad primaria neta estimada con observaciones remotas contra datos locales

A continuación, se presentan los resultados obtenidos de la comparación entre los valores de biomasa medidos en terreno y aquellos obtenidos desde el producto MODIS17A3.

Cuadro 9. Coeficiente de correlación lineal de Pearson y PBIAS entre la PPN obtenida desde el producto MODIS17A3 y la biomasa medida en pie para las diferentes coberturas.

Cobertura	Coefficiente de correlación lineal de Pearson	PBIAS (%)
Plantaciones forestales (máximo)	0,79*	54,05

Plantaciones forestales (promedio)	0,83*	64,41
Bosque nativo (máximo)	-0,25	153,70
Bosque nativo (promedio)	-0,31	187,80
Matorrales (máximo)	0,72*	61,78
Matorrales (promedio)	0,75*	92,05
Praderas (máximo)	-0,15	108,66
Praderas (promedio)	-0,09	133,17

El signo * muestra aquellas correlaciones estadísticamente significativas con un nivel de significancia de 0,05.

En las coberturas de plantaciones forestales, bosque nativo y matorrales aquella correlación que entregó un mayor valor de R entre lo observado y lo simulado corresponde al valor promedio por HRU. En el caso de las praderas, el R más alto se obtuvo para el máximo de las parcelas dentro de las HRU. Esta cobertura es la que presenta un coeficiente de correlación lineal de Pearson más cercano a 0 con un R igual a -0,09 y -0,15 para el promedio y el máximo respectivamente. Por el contrario, la cobertura que presentó un R más cercano a 1 correspondió a las plantaciones forestales, seguido por los matorrales (0,84 y 0,75, respectivamente).

Dentro de las coberturas, el bosque nativo y las praderas obtuvieron, tanto en el promedio como en el máximo, correlaciones negativas. Asimismo, estas coberturas resultan ser las que poseen el ajuste más bajo entre los valores de productividad observados y simulados.

En cuanto al PBIAS, MODIS tiende a sobrestimar los valores de biomasa entre un 54,05% a 187,82% respecto a los valores observados, siendo el bosque nativo en donde ocurre esta sobreestimación en mayor medida, mientras que aquellas coberturas con menor sobreestimación corresponden a las plantaciones forestales y matorrales. Esto también coincide con que estas últimas dos coberturas son las que poseen un mejor ajuste de acuerdo con el coeficiente de correlación lineal de Pearson.

Simulación de variables relacionadas con la productividad primaria neta y procesos hidrológicos para la cobertura actual de la cuenca

Para el LAI de las coberturas evaluadas en este trabajo, los mayores valores se encuentran en la cobertura de bosque nativo, seguida de plantaciones forestales y matorrales (Apéndice 1). En cuanto al bosque nativo, los valores del LAI van desde 2,89 a 2,95 ($\text{m}^2 \text{m}^{-2}$), esta variable se mantiene relativamente constante durante todo el periodo de estudio, sin reflejar

una dinámica estacional. Para las plantaciones forestales, el LAI sigue la misma tendencia de cambio en los años mencionados anteriormente, con valores que van desde 2,36 a 2,39 ($\text{m}^2 \text{m}^{-2}$). Finalmente, para el matorral, los valores van entre 0,49 a 0,56 ($\text{m}^2 \text{m}^{-2}$), y se observan variaciones inter e intra anuales, sin seguir un patrón que se repita durante el periodo de estudio.

Para la productividad primaria neta y la evapotranspiración real para las coberturas dentro de la cuenca (Figura 13), podemos apreciar que tanto el bosque nativo como las plantaciones forestales siguen un patrón similar de aumento y disminución a través de los años. Sin embargo, a pesar de que la PPN las plantaciones forestales muestra mayores valores que los bosques nativos (líneas continuas), esto no se repite en la evapotranspiración real (líneas punteadas), donde el bosque nativo posee valores mayores que las plantaciones forestales. En cuanto al matorral, este presenta menor variabilidad inter anual.

Como se señala en el cuadro 10, de acuerdo con el test de Mann-Kendall con un 95% de confianza, existe una disminución significativa de la precipitación, por el contrario, en la PPN y la evapotranspiración real no existe una tendencia estadísticamente significativa para la serie de tiempo (2000-2020) de las coberturas analizadas. La evapotranspiración potencial, que se utiliza para el cálculo de la evapotranspiración real, a diferencia de esta última sí presenta una tendencia significativa estadísticamente con valores de *p-value* menores a 0,05, sin embargo, la tendencia sería al aumento de esta variable. El caudal medio anual presenta una tendencia estadísticamente significativa disminuyendo sus valores a través del tiempo (Cuadro 10).

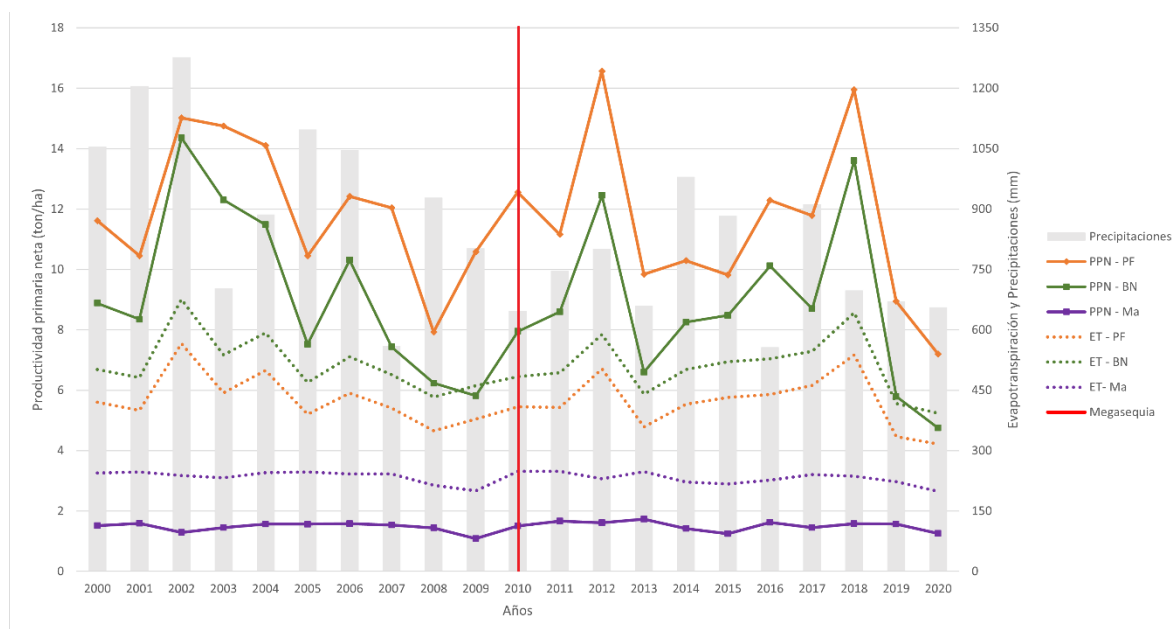


Figura 13. Serie de tiempo de la productividad primaria neta para las diferentes coberturas (PF = Plantaciones forestales, BN = Bosque nativo, Ma = Matorrales) en el escenario base considerando su área dentro de la cuenca, la evapotranspiración de estas coberturas.

Cuadro 10. Test de Mann-Kendall aplicado a las simulaciones de las variables de PPN, evapotranspiración real y potencial para cada cobertura dentro de la cuenca, y precipitación y caudal medio anual a nivel de cuenca. Los valores de z menores a 0 indican una tendencia a la disminución, mientras que aquellos mayores a 0 indican una tendencia al aumento.

Variable	Cobertura	z	p-value
Productividad primaria neta	Plantaciones forestales	-1,47	0,13
	Bosque nativo	-1,23	0,21
	Matorral	0	1
Evapotranspiración real (ET)	Plantaciones forestales	-0,57	0,56
	Bosque nativo	-0,57	0,56
	Matorral	-1,84	0,06
Evapotranspiración potencial	Plantaciones forestales	2,20	0,02*
	Bosque nativo	2,14	0,03*
	Matorral	2,14	0,03*
	Precipitación anual	-2,62	0,00*
	Caudal medio anual	-2,32	0,02*

El signo * muestra los casos detectados con una tendencia significativa estadísticamente.

Tal como se observa en la Figura 13, para la evapotranspiración real en la cobertura de plantaciones forestales y bosques nativo el valor máximo se encuentra en el periodo sin megasequía, específicamente en el año 2002, el cual registra la mayor precipitación para la cuenca en el periodo abarcado. Mientras que el valor mínimo se encuentra en el periodo de megasequía, en el año 2020, que registra uno de los valores más bajo de precipitación, y donde le anteceden casi diez años de precipitaciones debajo del promedio histórico. Esto sucede en la misma forma en la PPN del bosque nativo, ya que para las plantaciones el valor mínimo se mantiene en el año 2020, pero el máximo se desplaza al periodo de megasequía y se encuentra en el año 2012, que posee un valor de precipitación de 774 mm, que se encuentra cercano al promedio para la cuenca. Para la cobertura de matorrales, la evapotranspiración encuentra su valor máximo en el año 2011, y su valor mínimo en el año

2020. En cambio, la PPN para esta cobertura alcanza el valor máximo y mínimo en el año 2013 y 2015, respectivamente, no obstante, el año 2015 posee mayores precipitaciones que el año 2013, e inclusive es antecedido por un año más lluvioso (Figura 13).

Cuadro 11. Valores máximos, mínimos y promedios de las variables evapotranspiración real (ET) y PPN para las diferentes coberturas considerando tres períodos de tiempo.

		Pre Megasequía (2000-2009)			Megasequía (2010-2020)			Periodo completo (2000-2020)
		Prom	Max	Min	Prom	Max	Min	Prom
ET (mm)	Plantaciones forestales	429,6	565,86*	349,54	419,75	538,14	316,52*	424,44
	Bosque nativo	517,46	675,92*	432,75	505,09	642,34	392,92*	510,98
	Matorrales	235,43	247,22	200,46	230,83	248,43*	199,1*	233,02
PPN (ton/ha)	Plantaciones forestales	11,93	15,02	7,93	11,49	16,56*	7,2*	11,70
	Bosque nativo	9,27	14,35*	5,82	8,66	13,6	4,75*	8,95
	Matorrales	1,46	1,59	1,09*	1,52	1,73*	1,25	1,49

El signo * muestra los valores que corresponden al máximo y mínimo considerando el periodo completo.

Respuesta hidrológica y productividad primaria neta bajo diferentes escenarios de composición y configuración del paisaje.

Variables hidrológicas simulada bajo diferentes escenarios del paisaje

Como se visualiza en la Figura 14, durante el periodo completo de estudio, así como en el periodo sin megasequía y con megasequía, los valores mínimos se producen en el Escenario EX, mientras que los valores máximos se encuentran en el escenario PR. De acuerdo con el test de Kruskal-Wallis aplicado, los caudales simulados para los diferentes escenarios no presentan diferencias significativas ($p\text{-value} = 0,5693$).

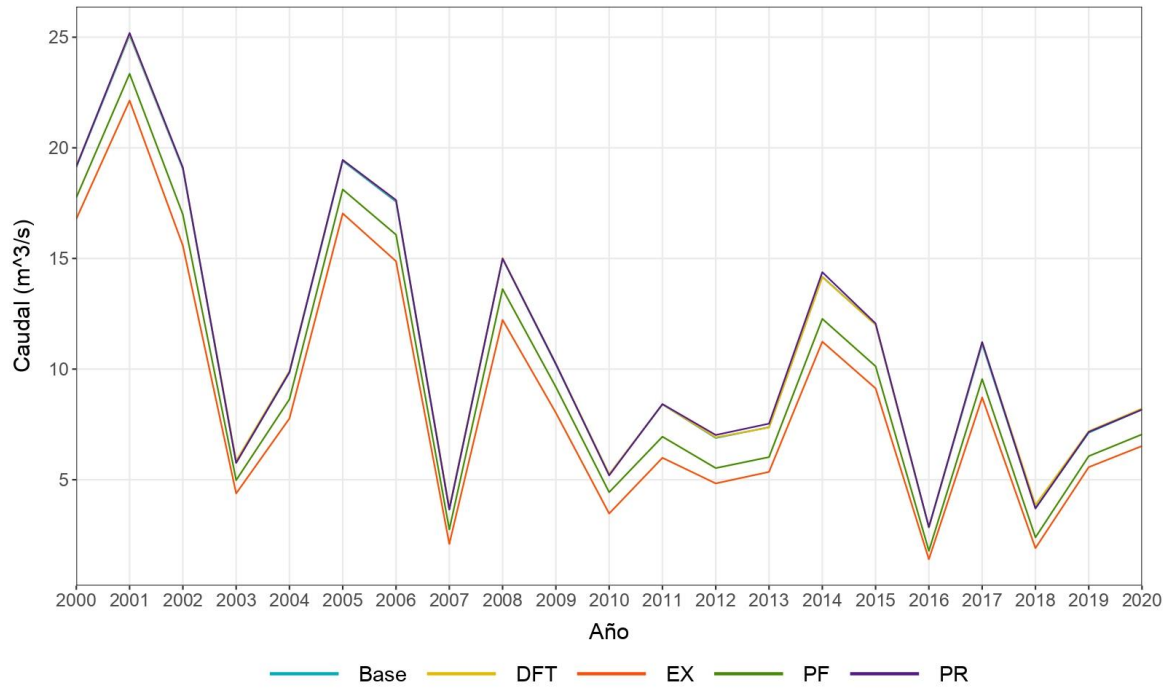


Figura 14. Simulación hidrológica a escala anual para los diferentes escenarios de uso de suelo.

A continuación, se muestran las diferencias relativas de la media anual de caudal entre la cobertura de uso de suelo actual y los escenarios propuestos para el período climático 2000-2020 (Figura 15). Se observa una disminución de 13,7 y 21,9% del caudal medio anual para los escenarios PF y EX, y la disminución se acentúa durante la época estival, con una disminución media del 54,4 y 100%, respectivamente. Ambos escenarios en las cuatro estaciones presentan disminuciones en los caudales mensuales. En cuanto a los escenarios DFT y PR, estos mostraron un aumento leve del caudal medio anual del 0,29 y 0,34% respectivamente, sin embargo, en el caso del escenario DFT, en la época estival se registró una disminución media de 1.83% a diferencia del escenario PR, que corresponde al único escenario que presenta un aumento en esta época, con un 2,1% más de agua.

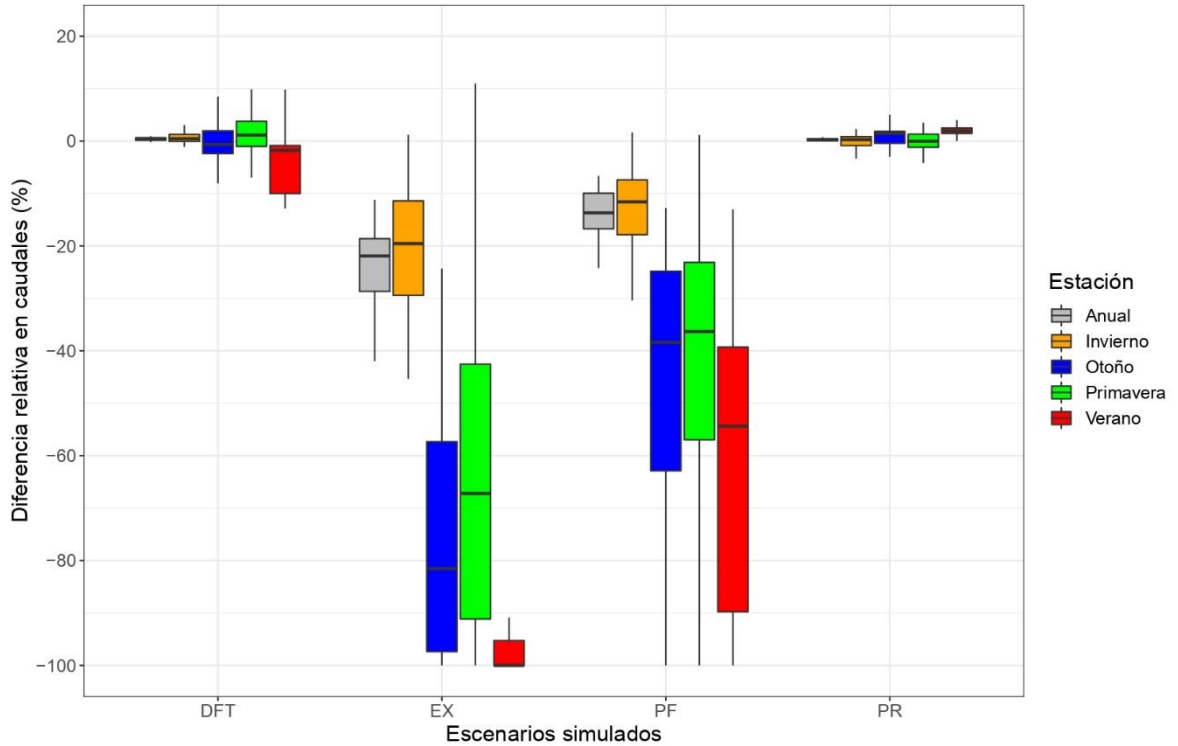


Figura 15. Diferencias porcentuales relativas en los caudales con escenarios de cambio de uso de suelo a nivel anual y estacional.

Productividad primaria neta simulada bajo diferentes escenarios del paisaje

Los escenarios forestales (EX y FP) dan origen a una mayor PPN que los escenarios base y de conservación (DFT y PR) (Figura 16). Los escenarios EX y PF respecto al escenario base generan un aumento de 109,25 y 72,7% de la PPN, respectivamente. En cuanto a los escenarios DFT y PR, estos presentan una disminución media de 21,11 y 0,67% en la PPN anual, respectivamente.

Los escenarios PR y Base poseen valores similares de PPN (Figura 13), con un promedio de 3,37 y 3,39 (ton/ha) para el periodo 2000-2020, respectivamente, mientras que el escenario DFT es el que registra los menores valores para esta variable con un promedio de 2,72 (ton/ha). Como se aprecia en la Figura 16, los valores más altos de PPN para los escenarios PF, DFT, PR y EX se encuentran en el año 2018. El año 2018 presentó una disminución importante de agua caída respecto al año 2017 (Figura 13).

Durante el año 2008 se encuentran los valores mínimos de PPN para los escenarios PF, PR y EX (Figura 16). Este año presenta precipitaciones que alcanzan los 696 mm, y no se encuentra dentro del periodo de megasequía, así como tampoco se considera uno de los años con menos cantidad de agua caída, considerando que la cuenca tiene un promedio 893 mm de precipitaciones para el periodo 1979-2019. Por el contrario, el año 2007 que le antecede, corresponde al segundo año más seco del periodo completo evaluado (Figura 13).

El escenario Base presenta sus valores máximo y mínimo los años 2004 y 2005 respectivamente (Figura 16), cuyas precipitaciones se encuentran cercanas y superiores al promedio con 885 y 1096 mm, respectivamente. Sin embargo, el año 2003 presentó una disminución considerable de las precipitaciones respecto a los años que le antecedieron (Figura 13)

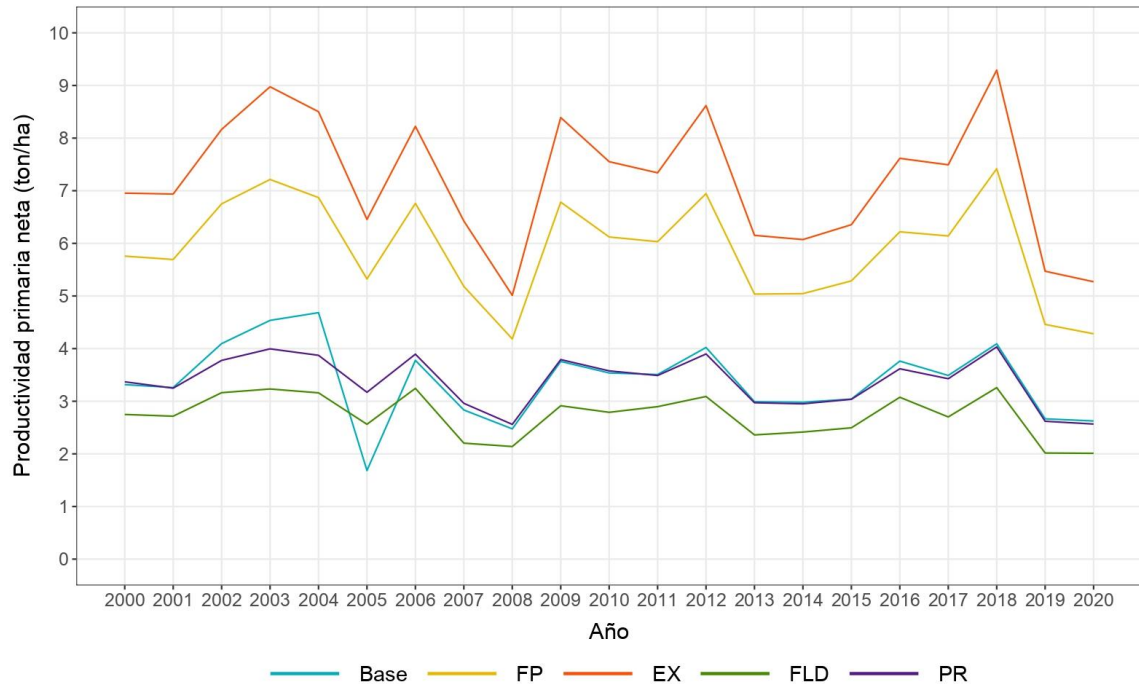


Figura 16. Productividad primaria neta a escala anual (en ton/ha) en la cuenca para los diferentes escenarios de uso de suelo.

De acuerdo con el test de Kruskal-Wallis, que solo señala si existe diferencias significativas entre algunos cualesquiera de los escenarios, sí se encontraron diferencias significativas en la PPN simulada por SWAT+ entre los escenarios de uso de suelo, con un p -value menor al nivel de significancia de 0,05 (p -value = $2,2e^{-16}$). De acuerdo con el test HSD de Tukey, los escenarios que no presentan diferencias significativas entre ellos son el (1) escenario base y PR, (2) escenario base y DFT, y (2) escenarios PR y DFT, el resto de las combinaciones de escenarios sí presentan diferencias significativas entre la PPN simulada por SWAT+ considerando un nivel de significancia de 0,05.

Al estimar la PPN por cobertura considerando la superficie que abarcan dentro de la cuenca para el periodo completo (2000-2020) se obtiene que los valores simulados para cada una de estas coberturas en los diferentes escenarios no presentan diferencias significativas de acuerdo con los resultados obtenidos al aplicar el test de Kruskal-Wallis.

Siguiendo la Figura 17, en el escenario de DFT, las coberturas de matorrales y bosques nativos poseen un aumento medio de 0,18 y 0,06% en su PPN respecto al escenario base, sin embargo, en una magnitud mayor se ve afectada la PPN de la cobertura de plantaciones forestales con una disminución media de 9,61%. En el escenario EX, que no posee

matorrales dentro de su cobertura, tanto el bosque nativo y las plantaciones forestales presentan una disminución en su PPN con valores medios de 0,26 y 5,65%, respectivamente (Figura 17). En cuanto al escenario PF, las tres coberturas presentes en la cuenca presentan disminuciones con valores medios en estas que alcanzan los 0,45, 0,25 y 6,52% respecto al escenario base para las plantaciones forestales, bosque nativo y matorrales respectivamente, siendo este último el que se ve mayormente afectado debido al aumento de las plantaciones forestales en la cuenca (Figura 17).

Finalmente, en el escenario PR, donde no existen plantaciones forestales y genera los caudales más altos entre los diferentes escenarios, la cobertura de bosque nativo sufre una disminución en la PPN igual a 11,96%, mientras que el matorral aumenta su PPN en 0,77% (Figura 17).

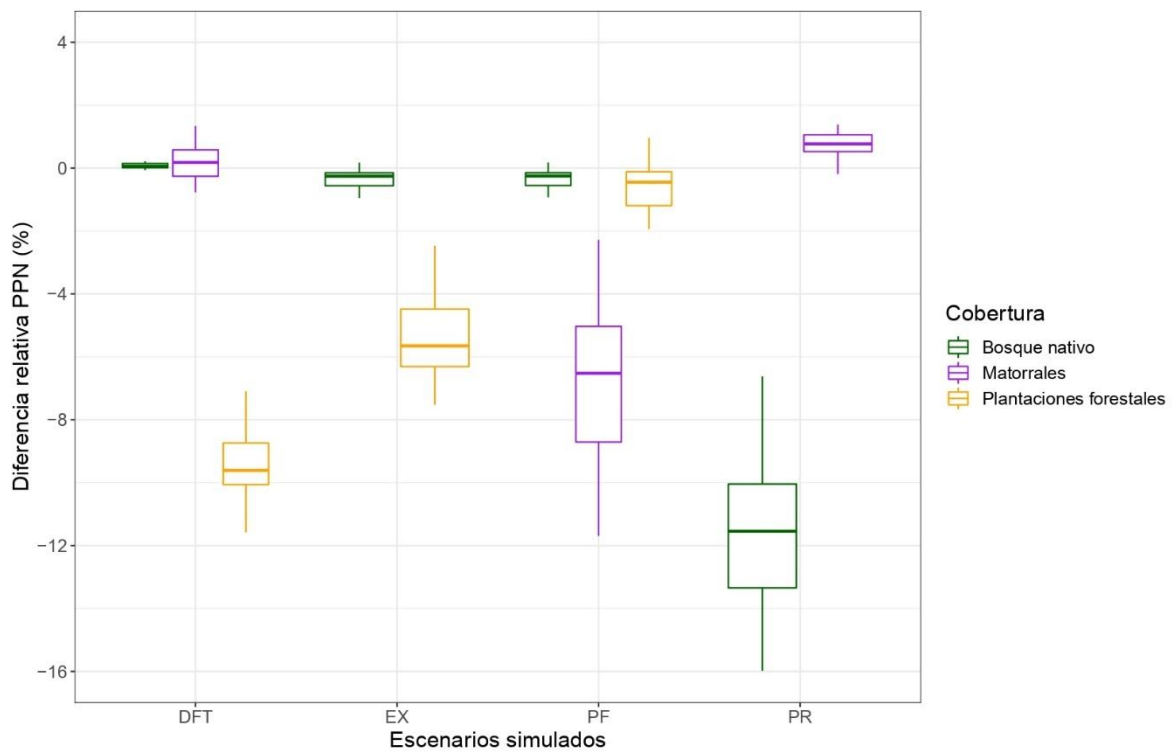


Figura 17. Diferencia relativa en la productividad primaria neta (%) por cada cobertura para cada escenario propuesto con respecto al escenario base

DISCUSIÓN

Desempeño de simulaciones de caudal y productividad primaria neta

La implementación del modelo SWAT+ para la cuenca del Río Cauquenes en desembocadura, específicamente para los caudales de salida a escala mensual, arrojaron una representación confiable de estos, con un coeficiente de eficiencia Kling-Gupta de 0,85 y 0,91 para el periodo de calibración y validación respectivamente. Las mayores discrepancias del modelo con las observaciones se produjeron en períodos de crecidas donde hay una subestimación en los años con mayor caudal y una sobrestimación en algunos de los años con menor caudal. Estos resultados son concordantes con otras investigaciones, donde se han observado problemas en la simulación de las crecidas en el modelo SWAT (Eckhardt y Arnold, 2001; Van Liew *et al.*, 2005; Rahman *et al.*, 2014; Puelma, 2018).

En cuanto a los caudales bajos, debido a la importancia que pueden tener estos en la gestión de los recursos hídricos de las cuencas, y particularmente para el área de estudio de este trabajo, que corresponde a una zona del país que ha enfrentado una sequía cuya duración ya alcanza los 12 años, la simulación de estos caudales requiere precisión. Por esto, la utilización de una calibración multi-objetivo como la realizada, en donde también se evaluó el ajuste del modelo con el coeficiente de Kling Gupta sugerido para caudales bajos (KGE-García, García *et al.*, (2017)), el cual permitió una mejor representación de los flujos bajos, usualmente verano. En el caso de KGE-García, se obtuvieron valores de 0,66 y 0,64 para el periodo de calibración y validación, respectivamente.

Respecto de estas funciones objetivos para la evaluación del modelo, Kling *et al.*, (2012) establece que valores de KGE mayores a 0,75 son buenos, y entre 0,5 y 0,75 son satisfactorios. Zhang *et al.*, (2016) obtiene valores de 0,92 y 0,89 para la calibración y validación en caudales simulados mensualmente con SWAT en la cuenca del río Heihe en China. Mientras que Hann *et al.* (2021), quienes al igual que en este trabajo, utilizaron diferentes estimaciones de lluvia basadas en satélites en el modelo SWAT, obtuvieron valores de KGE-García entre 0,56 a 0,83 para la calibración, y 0,44 a 0,67 para la validación. Otro factor por considerar que podría explicar las discrepancias entre los caudales observados y simulados tiene relación con el mapa de uso de suelo, ya que en este no se distinguieron entre las coberturas de plantaciones forestales jóvenes y los matorrales, pudiendo afectar la dinámica hídrica de la cuenca ya que estas coberturas podrían diferir respecto al consumo de agua sobre todo cuando las plantaciones se encuentran en periodo de crecimiento. Específicamente, esto podría representar cambios principalmente en la infiltración y evapotranspiración, lo que finalmente tendría un efecto en el balance hídrico de la cuenca (Komatsu *et al.*, 2011; Khanal y Parajuli, 2014).

En relación con la biomasa medida en terreno y la PPN estimada por MODIS17A3 y SWAT+, a modo general la cobertura con mejores correlaciones correspondió a las plantaciones forestales ($R = 0,83$ MODIS y $R = 0,58$ SWAT+) y los matorrales ($R = 0,75$ y

$R = 0,4$), y aquella que presentó las correlaciones más bajas fueron las praderas ($R = -0,09$ y $R = 0,11$, respectivamente). En el caso de SWAT+, esto podría deberse a que previo a la implementación del modelo se modificaron una serie de parámetros para todas las coberturas, sin embargo, la cobertura para la cual se encontró mayor información, y por tanto, se ajustó mayor cantidad de parámetros corresponde a las plantaciones forestales (7), seguida de matorrales (2) y bosque nativo (2) y finalmente praderas (1).

SWAT+ tiende a sobreestimar los valores de biomasa medida en pie, lo que se acentúa notoriamente en las coberturas de praderas y matorrales, con valores de PBIAS entre 65,4 y 168,9%, respectivamente. En el caso de las praderas, la PPN cambiará dependiendo del tipo de manejo que se realice sobre estas (Suttie, 2005; Zhang *et al.*, 2018; Dusseux *et al.*, 2022). Ya que las praderas son una de las coberturas más abundantes en la cuenca, y considerando que tanto la región del Maule como la región del Ñuble que la componen tienen dentro de sus principales actividades económicas al sector silvoagropecuario (Biblioteca del Congreso Nacional de Chile (BCN), 2021), la diferencia entre las estimaciones podría deberse a variaciones en los manejos de esta cobertura. En cuanto a los matorrales, esta sobreestimación alcanza valores más altos cuando se considera dentro de la estimación de la PPN el periodo completo (2000-2019) y mejora cuando se consideran solo 10 años (2009-2019). A diferencia de las plantaciones forestales, donde hay documentación respecto al ciclo de vida de esta cobertura con rotaciones entre los 21 a 33 años (Balocchi *et al.*, 2023), la dinámica de los matorrales de esta zona presenta mayores brechas en la información. También se debe considerar que una parte importante de la composición de los matorrales incluye las praderas, y como se mencionó más arriba, la PPN de estas está condicionada por los manejos que se le realicen, y como consecuencia esto podría haber influido en los resultados obtenidos para la cobertura de matorral.

Al revisar la comparación entre MODIS17A3 y los datos locales de biomasa, se aprecia que MODIS en su mayoría realiza sobreestimaciones de PPN para todas las coberturas, especialmente para los bosques nativos y las praderas, con valores que van desde 108,66 a 187,8%. La sobreestimación que realiza MODIS17A3 ha sido reportada por otros estudios, donde MODIS tienen una tendencia hacia la sobreestimación de la productividad primaria en sitios de baja PPN y la subestimación en sitios con mayor PPN (Martínez Martínez *et al.*, 2019). Esto tendría relación con la utilización de valores altos de la fracción de radiación fotosintéticamente activa absorbida, ya que el producto MODIS de PPN utiliza en sus estimaciones el producto LAI & FPAR (MOD15A2H), el cual presenta valores máximos en la mitad de la época de crecimiento, como valores altos fuera de la época de crecimiento (Turner *et al.*, 2006). Las coberturas con menor PBIAS corresponde a las plantaciones forestales, seguido del matorral, con valores entre 54,05 y 92,05%, y ambas coberturas poseen también los valores más altos del coeficiente de correlación lineal de Pearson alcanzando un R de 0,8 en el caso de las plantaciones forestales, lo cual demuestra una mejor representación de MODIS de la dinámica de estas coberturas.

Otra consideración que debe tenerse en cuenta al analizar los resultados de la comparación entre MODIS17A3 y SWAT+ con la biomasa medida en terreno corresponde a la escala temporal. En primer lugar, la biomasa medida en terreno corresponde a la biomasa total de un área determinada por las parcelas de medición en el momento en que se realizaron (2018-2019). Esta biomasa ha sido acumulada, dependiendo de la cobertura, durante varios

años. En cambio, la PPN estimada con MODIS17A3 y SWAT+ captura el incremento de biomasa en un año, durante un periodo de 21 años para efectos prácticos de este estudio. Aunque la PPN nace a partir de la biomasa, estas medidas no son necesariamente comparables a la misma escala temporal, por lo que las comparaciones contra la biomasa en pie deben ser utilizadas con las debidas consideraciones. Esto es especialmente importante de considerar en el caso del bosque nativo, donde la mayoría de los individuos superan los 20 años de vida, por lo que el margen de tiempo considerado en las simulaciones no alcanzaría a abarcar de forma correcta la dinámica de esta cobertura. Esto se ve expresado en los altos valores de PBIAS y en sus valores de *R* negativos para ambas comparaciones (SWAT+/datos locales y MODIS/datos locales). En futuras investigaciones, será necesario considerar periodos de simulación más extensos para esta cobertura. Por otro lado, también existieron correlaciones negativas entre la PPN estimada con SWAT+ y MODIS respecto a la biomasa medida en pie para la cobertura del bosque nativo, pero también para las praderas. Por ejemplo, en el caso de SWAT+ y la biomasa en pie para el bosque nativo, esta última presenta valores más variables que van desde 50,53 a 260,19 (ton/ha) en el caso del promedio, y desde 70,49 a 433,77 (ton/ha) en el caso del máximo por parcela, mientras que los valores simulados por SWAT+ van desde 179,17 a 220,78 (ton/ha). Junto con lo anteriormente mencionado respecto a la dificultad de comparar biomasa, aunque esta sea acumulada a lo largo del tiempo con la PPN, esto también podría estar señalando la dificultad que existe a la hora de incorporar en los estudios las coberturas que son menos homogéneas en términos de edad, ya que existen en el área de estudio existen parches de bosque nativo renovales, así como bosques más antiguos que presentan diferentes cantidades de biomasa lo cual se aprecia en el rango de los valores mencionados arriba, y que eventualmente también podrían diferir en su PPN.

Otro factor relevante a tener en cuenta al estudiar la comparación de los valores estimados por SWAT+ en relación a la biomasa medida en pie, corresponde al mapa de cobertura de uso de suelo, ya que en todas las coberturas se debió eliminar al menos el 25% de las muestras al no coincidir su uso de suelo con el observado en terreno, lo que podría significar resultados poco representativos. Algo similar ocurre con MODIS17A3, ya que el producto de PPN utiliza dentro de sus primeros cálculos el producto de cobertura de uso de suelo del mismo satélite, donde se asume que los parámetros fisiológicos específicos de la cobertura no varían con el espacio o el tiempo (Running y Zhao, 2019), lo cual puede inducir sesgos en las estimaciones de PPN. Además, debido a la magnitud del píxel de 500 m que utiliza MODIS podrían existir áreas que estén clasificada para una cobertura de uso de suelo que no se corresponde con la realidad en terreno, generando diferencias en la PPN estimada por el satélite. Por otro lado, el píxel utilizado por MODIS difiere bastante de las parcelas circulares de 15 m de radio donde se midió la biomasa y de las HRUs que utiliza el modelo SWAT+, pudiendo causar un menor ajuste en las comparaciones con este producto.

Implementación del modelo SWAT+ en el escenario actual de la cuenca

En la PPN en la cobertura de matorrales, los valores simulados por SWAT+ dan un promedio anual de 1,49 (ton/ha) y son similares a valores mínimos medidos y estimados para PPN en diversos matorrales alrededor del mundo con condiciones ambientales

semejantes donde se reportan valores anuales que van de 1 a 8 (ton/ha) (Osborne *et al.*, 2000; Fahey y Knapp, 2007; Castro y Freitas, 2009; Vourlitis *et al.*, 2009; Ogaya y Peñuelas, 2020). Para la cobertura de plantaciones forestales, el valor anual promedio para el tiempo simulado es de 11,7 (ton/ha), y se encuentra dentro de los límites menores reportados por McMurtrie y Landsberg (1992), Arneth *et al.* (1999), Guo *et al.* (2008) y Bown *et al.* (2013), quienes señalan valores anuales entre 8,6 y 31,7 (ton/ha) para plantaciones de *P. radiata*. Es importante considerar que en la simulación realizada en este trabajo no se consideraron factores importantes propios de las plantaciones comerciales como la fertilización, la densidad de árboles, entre otros, que eventualmente podrían entregar valores de PPN más altos para esta cobertura. En cuanto al bosque nativo, utilizando ecuaciones alométricas con información del inventario forestal realizado por la Corporación Nacional Forestal (CONAF) se estimaron valores de PPN anuales entre 10 a 60 (ton/ha) para los bosques nativos que se encuentran en el área de estudio de este trabajo (Martínez Martínez *et al.*, 2019). Aunque el límite inferior de este rango concuerda con lo encontrado en este estudio, con un promedio de 8,95 (ton/ha), se aleja bastante de los valores más altos. Si nos concentramos en el género *Nothofagus*, estos han sido estudiados principalmente en el sur de Chile, encontrando valores que varían entre 0,42 a 7,9 (ton/ha) (Frangi *et al.*, 2005; Sánchez-Jardón *et al.*, 2014), los cuales se encuentran dentro de lo encontrado en este trabajo. Para reducir la incertidumbre en torno a estos resultados, se requieren más estudios que cuantifiquen la PPN de estos ecosistemas presentes en el área de estudio, ya que a diferencia de las plantaciones forestales que han sido largamente estudiadas, faltan estudios sobre la PPN (y variables asociadas) de los bosques nativos de la zona central de Chile.

Dentro del balance hídrico y de la PPN de la cuenca, encontramos diversos procesos interconectados que tienen una influencia importante en los resultados de la modelación realizada. Uno de estos procesos es la evapotranspiración, ya que representa el consumo de agua por parte de las diferentes coberturas dentro de una cuenca, y específicamente en los ecosistemas semiáridos como el de este estudio, la evapotranspiración es fundamental (White *et al.*, 2021). El promedio anual de evapotranspiración para los matorrales (233 mm/año) obtenido en este trabajo para el periodo 2000-2020 es menor a 430 (mm) promedio anual encontrado por Galleguillos *et al.* (2021), quienes utilizaron el modelo SWAT en parte del área de estudio de este trabajo. Asimismo, la ET medida por Ramírez (2021) en la zona, con valores equivalentes a 291 y 371 (mm/año) para los años 2016 y 2017, es más alta que la simulada en este trabajo con 226 y 240 (mm/año) para los mismos años, en especial en el año 2017 donde se registraron mayores precipitaciones. Las simulaciones obtenidas en este trabajo presentarían valores más cercanos a lo reportado en matorrales en Europa bajo condiciones climáticas similares con 246 y 314 (mm/año) en España e Italia, respectivamente (Beier *et al.*, 2009).

En cuanto a la evapotranspiración real de las plantaciones forestales de *P. radiata*, la evapotranspiración real anual es de 424 (mm/año), siendo este valor menor al rango encontrado por Galleguillos *et al.* (2021) que va desde 626 a 751 (mm/año). Sin embargo, el estudio abarcó la zona alta del área de estudio de este trabajo, y por tanto, se podrían esperar mayores valores debido a la mayor disponibilidad de agua y por tanto mayor potencial de las plantas para evapotranspirar. En elevaciones menores a las estudiadas por Galleguillos *et al.* (2021), entre 156 y 176 mm de altitud, se encuentra el trabajo de

Ramírez *et al.* (2022)⁴ quién encontró valores de evapotranspiración en pinos para el año 2016 que van desde 309,9 a 498,7 mm, lo cual estaría dentro del rango estimado por SWAT+ en este trabajo. Esto concuerda con los valores encontrados en los estudios de Huber *et al.* (2008) y White *et al.* (2021) en la zona central de Chile con valor de ET equivalentes a 429 y 404 (mm/año), respectivamente. Mientras que, en el bosque nativo, este presenta un valor de 486 mm, que es similar al encontrado por White *et al.* (2021) que reportó valores de 514 mm en bosques nativos de la zona central de Chile. Estos valores de evapotranspiración obtenidos para el bosque nativo son mayores a aquellos obtenidos para plantaciones forestales, lo que no concuerda con lo señalado en diversos estudios (Gayoso y Iroume, 1995; Farley *et al.*, 2005; White *et al.*, 2021), por lo que se podría inferir que los valores de evapotranspiración real antes discutidos de las plantaciones forestales podrían llegar a ser mayores a los estimados por el modelo, lo cual también estaría de acuerdo con algunos de los estudios mencionados anteriormente.

Uno de los factores que está directamente involucrado en la estimación de la evapotranspiración y de la PPN, corresponde al LAI (Apéndice 1). En el caso de los matorrales, los valores de LAI estimados por SWAT+ que bordean los 0,5 (m²/m²) estarían dentro del rango aceptable para esta cobertura, ya que para el matorral dominado por la especie *Acacia caven*, como es el caso del área de estudio de este trabajo, varía entre 0,2 y 0,8 (m²/m²) según lo estudiado por Raab *et al.* (2015). Para el bosque nativo, los valores simulados, que alcanzan valores de entre 2,89 a 2,95 (m²/m²), los cuales se encuentran dentro del rango descrito para especies del género *Nothofagus* presentes en el sur de Chile (Barrera *et al.*, 2000; Martínez Pastur *et al.*, 2011; Santelices *et al.*, 2012; Huerta *et al.*, 2019; Caselli *et al.*, 2021). Sin embargo, los valores intra-anales de esta variable simulados por el modelo no logran representar la dinámica de los bosques caducifolios de la zona, que pierden sus hojas durante el otoño (Apéndice 1). Esto podría estar afectando los resultados de los componentes del balance hídrico a escala mensual, especialmente los caudales de otoño e invierno.

En cuanto a las plantaciones forestales, los valores del LAI para esta cobertura (2,36 a 2,39 (m²/m²)) son menores a los simulados por SWAT+ para el bosque nativo mencionados en el párrafo anterior, lo que podría explicar que la evapotranspiración de esta cobertura sea menor. Estos valores son menores o se encuentran en el límite inferior a los reportados en otros en otros estudios de *P. radiata* en Nueva Zelanda (Coker, 2006; Mason *et al.*, 2012; Pearse *et al.*, 2017). Dichos autores registraron valores de LAI que van entre los 1,36 a 8,82 (m² m⁻²), mientras que en este estudio utilizando SWAT+ se obtuvo valores entre 2,36 a 2,39 (m² m⁻²). Como se discutió en párrafos anterior, los valores de PPN para las plantaciones forestales son similares a los mínimos registrados en otros estudios, lo que podría explicarse en los valores del LAI más cercanos a los mínimos registrados en otros estudios, ya que es uno de los factores en los que se basa la estimación de biomasa en SWAT+, y por ende la PPN. Adicionalmente, el LAI para esta cobertura está directamente relacionado con la disponibilidad de agua (Ojeda *et al.*, 2018), sin embargo, a pesar de la disminución de las precipitaciones producto de la megasequía, el LAI no presentó cambios

⁴ Ramírez, E., M. Galleguillos M., O. Seguel, C. Faundez, L. Riveros. 2021. Dissecting the water balance of pine plantations and thorny forest in a mediterranean landscape. Manuscrito no publicado.

(Apéndice 1). Finalmente, debido a que diversos parámetros relacionados al LAI se estimaron en base a imágenes satelitales, podría existir cierta incertidumbre en la estimación de esta variable, lo que debe ser considerado para el análisis de los resultados y su posterior uso.

Algo que destaca de estas variables; PPN, evapotranspiración y LAI, es la falta de una tendencia de disminución estadísticamente significativa, pese a considerar un periodo de megasequía que si muestra tendencias decrecientes para la PP. Incluso, para algunas coberturas, los valores máximos en la PPN y evapotranspiración se encuentran dentro de este periodo seco (2010-2020). Cuando se observa la precipitación en conjunto con la PPN, los datos podrían indicar que la PPN responde de forma retrasada y paulatina al cambio en las precipitaciones, y no en la misma magnitud, es decir, los años con menor precipitaciones no necesariamente corresponden a aquellos con menos PPN. Esto ha sido observado en otros estudios, donde la disminución del crecimiento de las plantas se dio el año siguiente a la sequía (Granier *et al.*, 2007; Wei *et al.*, 2022). Esto podría relacionarse con diversos factores. En primer lugar, una parte importante del balance hídrico en el modelo, y que también se considera en la biomasa a través de la evapotranspiración, es el suelo como reservorio de agua. Las precipitaciones anuales ocurridas en el área de estudio podrían otorgar una disponibilidad de agua en el suelo suficiente para permitir que las plantas mantengan su crecimiento al menos durante los primeros meses a años que siguen, y empezar a presentar consecuencias solo cuando la sequía muestre un efecto acumulativo, como lo que ocurre durante los años 2018, 2019 y 2020 de este trabajo, con tres años seguidos de disminuciones en las precipitaciones que coincide con una disminución de la PPN en el 2019 y 2020. Adicionalmente, las plantas poseen diferentes habilidades para recuperarse y seguir creciendo cuando termina o disminuye la intensidad del periodo de estrés hídrico (Xu *et al.*, 2010; Camarero *et al.*, 2018), donde algunas especies dependiendo de sus características podrían tener mayores facilidades para recurrir a sus raíces en busca de agua en las capas más profundas del suelo (Schwinning *et al.*, 2005; Ji *et al.*, 2021).

Caudales y productividad primaria neta bajo diferentes escenarios composición y configuración del paisaje

En esta investigación no se encontraron diferencias significativas entre los caudales mensuales simulados para los diferentes escenarios de uso de suelo, sin embargo, sí fueron encontradas diferencias significativas en la PPN simulada para los escenarios, siendo aquellos que tenían mayor PPN los que generaron caudales más bajos. Estos resultados muestran que no se cumple a cabalidad la hipótesis de este trabajo donde una composición y configuración del paisaje que permita una mayor disponibilidad de agua dentro de la cuenca favorecerá la PPN de los ecosistemas boscosos dentro de esta. En efecto, a pesar de que en los escenarios PR y DFT, que poseen los valores más altos de caudales, existe un aumento en la PPN de los matorrales, y en el caso del escenario DFT también aumenta la PPN en el bosque nativo, no sucede así para los bosques en el escenario PR ni con las plantaciones forestales en el escenario de DFT.

En el caso del escenario extremo (EX) y de política forestal (PF) la disminución de los caudales con el aumento de las plantaciones forestales concuerda con lo registrado en otros estudios (Carvalho-Santos *et al.*, 2016; Nguyen *et al.*, 2017; Zhang *et al.*, 2017; Ferraz *et al.*, 2019; Galleguillos *et al.*, 2021). Debido al nexo existente entre la vegetación y el agua, donde un incremento de la superficie foliar, asociado a la mayor cobertura de plantaciones en reemplazo de los matorrales generalmente propicia una mayor evapotranspiración y consecuentemente una reducción del agua disponible en la cuenca (Zhang *et al.*, 2001), especialmente en los caudales de verano e invierno. Una consideración importante a tener en cuenta en estos escenarios es la rotación de esta cobertura, lo cual se omite en este trabajo debido al periodo temporal que se abarca partiendo el 2000 hasta el 2020. Ya que se toma un periodo de 21 años en este estudio y generalmente en Chile estas plantaciones tienen una rotación entre los 21-33 años, no fue posible estimar un eventual efecto de las prácticas de cosecha masiva (raleo, tala rasa, etc) de estas áreas y que tendrían un efecto en la captura, y especialmente en el almacenamiento de carbono en la cuenca, y por defecto, como se deja en evidencia en este trabajo y en otros, en la disponibilidad de agua.

En el escenario prístino (PR), el aumento de los caudales en la época estival coincide con lo encontrado en otras investigaciones donde se ha obtenido el mismo resultado al aumentar la superficie de bosque nativo (Lara *et al.*, 2009; Little *et al.*, 2009; Iroumé y Palacios, 2013; Galleguillos *et al.*, 2021). A pesar del cambio en la composición y configuración de la cuenca al reemplazar las especies de crecimiento rápido como *P. radiata* y *Eucalyptus sp.* que se encuentran en la cobertura actual de la cuenca por especies nativas que tienen un ciclo de vida más largo y lento en cuanto a su crecimiento, en el escenario prístino se registran valores de PPN similares al escenario base a nivel de cuenca. En cuanto a los caudales, estos tienden a mantenerse respecto al escenario base, ya presenta un aumento de 0,34% en el caudal anual, lo cual no es estadísticamente significativo. Sin embargo, este aumento por mínimo que parezca podría ser relevante dependiendo del punto de vista del cual se analice. Cuando se habla de la provisión de agua, sobre todo para abastecimiento humano, un aumento de 0,34% podría tener un impacto en la vida de las personas, y por tanto, este escenario podría ser considerado como un insumo para una propuesta de ordenamiento territorial que sea debatida en el ámbito público y en la toma de decisiones.

En el caso del escenario de desplazamiento forzado (DFT) que no cambia la composición, sino la configuración de la cuenca, a nivel anual se presenta un aumento de 0,29%, lo cual es menor al del escenario PR y cercano 0, por lo que podríamos decir que los caudales se mantienen respecto al escenario base, sin embargo, en el verano se registra una disminución de estos. Respecto a la PPN también se registra una disminución respecto al escenario base. Una de las predicciones realizadas para este trabajo, y relacionada al escenario DFT, tiene relación con que una configuración de usos de la tierra que evite que plantaciones forestales se establezcan en cabeceras de cuencas tendría efectos positivos sobre la disponibilidad de agua, al regular de mejor forma la escorrentía dejando mayor disponibilidad agua abajo en la cuenca. Al observar los resultados para este escenario, se encontró un aumento en la PPN para los matorrales y los bosques nativos, y una disminución en la PPN de las plantaciones forestales, lo que podría explicar por qué este escenario no vio afectado sus caudales, pero sí su PPN al ubicar las plantaciones forestales en menores altitudes y tener menor disponibilidad de agua para el desarrollo de sus procesos bioquímicos, asimismo, al ubicar los matorrales en sectores altos donde existe menor mayor disponibilidad de agua, estos

vieron aumentada su PPN. En cuanto al bosque nativo, en este nuevo escenario de uso de suelo se encuentran aledaños a la cobertura de matorral y no de plantaciones forestales, lo que podría dejar mayor disponibilidad de agua para su utilización.

Los resultados de estos dos escenarios (PR y DFT) dan sustento a lo señalado por Qiu y Turner (2015) respecto a la composición siendo más importante para la disponibilidad de recursos hídricos que la configuración. Adicionalmente, aportaría información al debate respecto a la disponibilidad hídrica y por tanto la PPN, estudiar otros cambios de configuración del paisaje. Esto, ya que en este trabajo solo se evaluó un escenario de uso de suelo que tenía cambios en la configuración. Por ejemplo, el escenario utilizado en este trabajo (DFT) se enfocó en la cabecera de cuenca, pero podría evaluarse el cambio en el uso del suelo de las riberas de los cuerpos de agua.

Otro factor a considerar, y que debería ser evaluado en futuros estudios, es que al analizar los cambios en la PPN en las diferentes coberturas en los escenarios, solo se tomaron en cuenta tres coberturas, por lo que no debería descartarse que estos escenarios tengan también efectos en otras coberturas de la cuenca como las praderas o la cobertura agrícola, que poseen una importancia en términos de superficie y aporte económico que generan dentro de la cuenca, aspecto relevante que debe ser considerado en futuras investigaciones.

Una de las predicciones de este trabajo tiene relación al efecto negativo que tendría una composición dominada por plantaciones forestales en la PPN de todas las coberturas forestales presentes en la cuenca en un contexto de déficit hídrico. En este trabajo, los escenarios dominados por plantaciones forestales (EX y PF) sí generaron una afectación a la PPN de las coberturas estudiadas (matorrales, bosques nativos, e incluso las mismas plantaciones forestales que ven aumentada su superficie dentro de la cuenca), no se encontraron diferencias significativas entre el periodo sin sequía y con sequía. Aunque en la zona existe una sequía meteorológica importante, esta podría no alcanza a ser suficiente para transformarse en una sequía agrícola, y por ende la vegetación del sector sería capaz de mantener sus procesos adecuadamente con el agua disponible, aunque las precipitaciones de los últimos 10 años sean menores al promedio histórico. Adicionalmente, la eficiencia en el uso del agua que hacen las plantas durante periodos de sequía podría incidir en las tasas en las que las plantas realizan sus procesos, y por ende en la PPN. El aumento o disminución de la eficiencia en el uso del agua durante las sequías varía de acuerdo con el lugar y la especie (Zhao *et al.*, 2020), por lo que se requiere futuros estudios relacionados con esta variable en el área de estudio que permitan entender de qué forma están las plantas reaccionando y adaptándose a periodos con déficit hídrico.

CONCLUSIONES

A partir del modelo ecohidrológico SWAT+ se llevó a cabo la evaluación del cambio en variables hidrológicas y la PPN de la cuenca de Cauquenes en Desembocadura durante el periodo 2000-2020 con cinco escenarios diferentes de uso de suelo que consideraron la cobertura actual de la cuenta y diferentes configuraciones y composiciones del paisaje con mayor o menor cobertura vegetal nativa y exótica. Dicho modelo presentó cambios en su parametrización para ser representativo del funcionamiento de la vegetación en la cuenca. Los resultados de la PPN fueron comparados con otras fuentes de información estimadas de forma remota y biomasa medida en terreno.

Se lograron simulaciones satisfactorias de los caudales de la cuenca, y de acuerdo con lo encontrado en bibliografía en buena medida la PPN de las diferentes coberturas presentes en esta, destacándose el resultado obtenido para las plantaciones de *P. radiata*. Se demuestra que SWAT+ es una herramienta útil y válida para la evaluación de la PPN en los ecosistemas mediterráneos de Chile, siendo una novedad en cuanto a los usos reportados para esta herramienta en la literatura. No obstante, se requiere mayores investigaciones, particularmente en las coberturas nativas como el bosque nativo y los matorrales, para tener información de parámetros poco conocidos y que demuestran sensibilidad en las simulaciones de variables eco hidrológicas claves.

Para la evaluación de los escenarios de uso de suelo durante el periodo 2000-2020, se utilizó la PPN en conjunto con los caudales. Los escenarios que mostraron una mayor PPN (PF y EX) generaron menores caudales anuales (con disminuciones entre 13,7 y 21,9% respectivamente) y estacionales, especialmente en la época de verano. Esto demuestra la incompatibilidad entre una mayor superficie de plantaciones forestales y disponibilidad hídrica, y una afectación a la PPN de las coberturas estudiadas dentro de la cuenca, inclusive la de las plantaciones forestales, ya que, aunque a nivel de cuenca la PPN aumenta al existir mayor superficie de plantaciones, estas tendrían mayor competencia por el uso de los recursos hídricos afectando sus propios procesos. Un escenario que generó un leve aumento de los caudales anuales (0,34%) correspondió al escenario prístino (PR), el cual posee la menor disminución de la PPN con un 0,67% menos respecto al escenario base. Esto resalta la compatibilidad entre la provisión de agua y la PPN a través de un paisaje con mayor vegetación nativa. Para el escenario DFT, se genera un aumento menor en los caudales (0,29%) comparado con el escenario PR y la PPN disminuye en mayor medida al contrastar con el escenario PR (21,11%), lo que no lo convierte en la mejor opción a la hora de equilibrar PPN y disponibilidad hídrica. Con esta información se concluye que la hipótesis planteada en este estudio respecto a una respuesta favorable, es decir, un aumento en la PPN de los ecosistemas boscosos presente en la cuenca al contar con mayor disponibilidad de agua no se cumplió.

Finalmente, se destaca la importancia de avanzar en la evaluación de los ecosistemas desde una perspectiva multidimensional, considerando diversos aspectos que afectan al territorio y sus habitantes. En ese sentido, este trabajo representa un avance en la generación de insumos para la toma de decisiones que permitan una mejor adaptación de los territorios a

los desafíos socioambientales que se enfrentan hoy, y en el futuro producto de la crisis climática.

LITERATURA CITADA

- Aguayo, M., A. Pauchard, G. Azócar, and O. Parra. 2009. Cambio del uso del suelo en el centro sur de Chile a fines del siglo XX. Entendiendo la dinámica espacial y temporal del paisaje. *Revista Chilena de Historia Natural* 82(3): 361–374. doi: 10.4067/s0716-078x2009000300004.
- Alaniz, A., M. Galleguillo, and J. Pérez-Quezada. 2016. Assessment of quality of input data used to classify ecosystems according to the IUCN Red List methodology: The case of the central Chile hotspot. *Biological Conservation*. doi: 10.1016/j.biocon.2016.10.038.
- Altamirano, A., and A. Lara. 2010. Deforestación en ecosistemas templados de la precordillera andina del centro-sur de Chile Deforestation in temperate ecosystems of pre-Andean range of south-central Chile.
- Alvarez-Garreton, C., A. Lara, J.P. Boisier, and M. Galleguillos. 2019. The Impacts of Native Forests and Forest Plantations on Water Supply in Chile. *Forests* 10(6): 473. doi: 10.3390/f10060473.
- Alvarez-Garreton, C., P.A. Mendoza, J.P. Boisier, N. Addor, M. Galleguillos, et al. 2018. The CAMELS-CL dataset: catchment attributes and meteorology for large sample studies – Chile dataset. *Hydrology and Earth System Sciences* 22(11): 5817–5846. doi: 10.5194/hess-22-5817-2018.
- Amatya, D.M., and M.K. Jha. 2011. Evaluating the SWAT Model for a Low-Gradient Forested Watershed in Coastal South Carolina. *Transactions of the ASABE* 54(6): 2151–2163. doi: 10.13031/2013.40671.
- Araya, J. 2003. La invasión de las plantaciones forestales en Chile.
- Arneth, A., F. Kelliher, T. McSeveny, and J. Byers. 1999. Net ecosystem productivity, net primary productivity and ecosystem carbon sequestration in a *Pinus radiata* plantation subject to soil water deficit. *Tree physiology* 18: 785–793. doi: 10.1093/treephys/18.12.785.
- Arnold, J.G., and N. Fohrer. 2005. SWAT2000: Current capabilities and research opportunities in applied watershed modelling. *Hydrological Processes* 19(3): 563–572. doi: 10.1002/hyp.5611.
- Bahir, M., S. Ouhamdouch, D. Ouazar, and N. El Moçayd. 2020. Climate change effect on groundwater characteristics within semi-arid zones from western Morocco. *Groundwater for Sustainable Development* 11: 100380. doi: 10.1016/j.gsd.2020.100380.

- Baker, T.J., and S.N. Miller. 2013. Using the Soil and Water Assessment Tool (SWAT) to assess land use impact on water resources in an East African watershed. *Journal of Hydrology* 486: 100–111. doi: 10.1016/j.jhydrol.2013.01.041.
- Baldini, A.U., A. Juan Oltremari, and M. Ramírez. 2008. Impacto del castor (*Castor canadensis*, Rodentia) en bosques de lenga (*Nothofagus pumilio*) de Tierra del Fuego, Chile. *Bosque* 29(2): 162–169. doi: 10.4067/s0717-92002008000200009.
- Balocchi, F., M. Galleguillos, D. Rivera, A. Stehr, J.L. Arumi, et al. 2023. Forest hydrology in Chile: Past, present, and future. *Journal of Hydrology* 616: 128681. doi: 10.1016/j.jhydrol.2022.128681.
- Barrera, M.D., J.L. Frangi, L.L. Richter, M.H. Perdomo, and L.B. Pinedo. 2000. Structural and functional changes in *Nothofagus pumilio* forests along an altitudinal gradient in Tierra del Fuego, Argentina. *Journal of Vegetation Science* 11(2): 179–188. doi: 10.2307/3236797.
- Beck, H.E., N.E. Zimmermann, T.R. McVicar, N. Vergopolan, A. Berg, et al. 2018. Present and future köppen-geiger climate classification maps at 1-km resolution. *Scientific Data* 5: 1–12. doi: 10.1038/sdata.2018.214.
- Beier, C., B.A. Emmett, A. Tietema, I.K. Schmidt, J. Peñuelas, et al. 2009. Carbon and nitrogen balances for six shrublands across Europe. *Global Biogeochemical Cycles* 23(4). doi: 10.1029/2008GB003381.
- Biblioteca del Congreso Nacional de Chile (BCN). 2021. Reportes Regionales 2021 Región de Ñuble. bcn.cl. <https://www.bcn.cl/siit/reportesregionales/> (accessed 12 November 2022).
- Bieger, K., J.G. Arnold, H. Rathjens, M.J. White, D.D. Bosch, et al. 2017. Introduction to SWAT+, A Completely Restructured Version of the Soil and Water Assessment Tool. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association* 53(1): 115–130. doi: 10.1111/1752-1688.12482.
- Bizama, G., F. Torrejón, M. Aguayo, M.D. Muñoz, C. Echeverría, et al. 2011. Pérdida y fragmentación del bosque nativo en la cuenca del río aysén (patagonia-chile) durante el siglo xx. *Revista de Geografía Norte Grande* (49): 125–138. doi: 10.4067/s0718-34022011000200008.
- Boisier, J.P., C. Alvarez-Garreton, R.R. Cordero, A. Damiani, L. Gallardo, et al. 2018. Anthropogenic drying in central-southern Chile evidenced by long-term observations and climate model simulations (O. Chadwick, editor). *Elementa: Science of the Anthropocene* 6: 74. doi: 10.1525/elementa.328.
- Boisier, J.P., R. Rondanelli, R.D. Garreaud, and F. Muñoz. 2016. Anthropogenic and natural contributions to the Southeast Pacific precipitation decline and recent megadrought in central Chile. *Geophysical Research Letters* 43(1): 413–421. doi: 10.1002/2015GL067265.

- Boughton, W.C. 1989. A review of the USDA SCS curve number method. *Australian Journal of Soil Research* 27(3): 511–523. doi: 10.1071/SR9890511.
- Bown, H.E., E.G. Mason, M.S. Watt, and P.W. Clinton. 2013. A potential nutritional modifier for predicting primary productivity of *Pinus radiata* in New Zealand using a simplified radiation-use efficiency model. *Ciencia e investigación agraria* 40(2): 361–374. doi: 10.4067/S0718-16202013000200011.
- Bozkurt, D., M. Rojas, J.P. Boisier, and J. Valdivieso. 2018. Projected hydroclimate changes over Andean basins in central Chile from downscaled CMIP5 models under the low and high emission scenarios. *Climatic Change* 150(3–4): 131–147. doi: 10.1007/s10584-018-2246-7.
- Camarero, J., A. Gazol, G. Sangüesa-Barreda, A. Cantero, R. Sánchez-Salguero, et al. 2018. Forest Growth Responses to Drought at Short- and Long-Term Scales in Spain: Squeezing the Stress Memory from Tree Rings. *Frontiers in Ecology and Evolution* 6. <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fevo.2018.00009> (accessed 14 November 2022).
- Carvalho-Santos, C., J.P. Nunes, A.T. Monteiro, L. Hein, and J.P. Honrado. 2016. Assessing the effects of land cover and future climate conditions on the provision of hydrological services in a medium-sized watershed of Portugal. *Hydrological Processes* 30(5): 720–738. doi: 10.1002/hyp.10621.
- Caselli, M., G.Á. Loguercio, M.F. Urretavizcaya, and G.E. Defossé. 2021. Stand level volume increment in relation to leaf area index of *Austrocedrus chilensis* and *Nothofagus dombeyi* mixed forests of Patagonia, Argentina. *Forest Ecology and Management* 494: 119337. doi: 10.1016/j.foreco.2021.119337.
- Castro, H., and H. Freitas. 2009. Above-ground biomass and productivity in the Montado: From herbaceous to shrub dominated communities. *Journal of Arid Environments* 73(4): 506–511. doi: 10.1016/j.jaridenv.2008.12.009.
- Chapin III, F.S., P.A. Matson, and H.A. Mooney. 2002. *Principles of Terrestrial Ecosystem Ecology*.
- Chaplin-Kramer, R., R.P. Sharp, L. Mandle, S. Sim, J. Johnson, et al. 2015. Spatial patterns of agricultural expansion determine impacts on biodiversity and carbon storage. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 112(24): 7402–7407. doi: 10.1073/pnas.1406485112.
- Chen, S., J. Chen, G. Lin, W. Zhang, H. Miao, et al. 2009. Energy balance and partition in Inner Mongolia steppe ecosystems with different land use types. *Agricultural and Forest Meteorology* 149(11): 1800–1809. doi: 10.1016/j.agrformet.2009.06.009.
- CIREN. 1997. *Estudio agrológico VII Región: Descripciones de suelos*. CIREN.

- Coker, G.W.R. 2006. Leaf Area Index in Closed Canopies: An indicator of site quality. doi: 10.26021/1809.
- Convención de las Naciones Unidas de Lucha contra la Desertificación (UNCCD). 2019. La tierra en cifras.
- Cortés, S.S., J.I. Whitworth-Hulse, E.L. Piovano, D.E. Gurvich, and P.N. Magliano. 2020. Changes in rainfall partitioning caused by the replacement of native dry forests of *Lithraea molleoides* by exotic plantations of *Pinus elliottii* in the dry Chaco mountain forests, central Argentina. *Journal of Arid Land*: 1–13. doi: 10.1007/s40333-020-0070-1.
- CR2. 2015a. Sequía en Chile: Cuando el agua ya no cae del cielo. <http://www.cr2.cl/sequia-en-chile-cuando-el-agua-ya-no-cae-del-cielo-explora-cl/> (accessed 15 January 2021).
- CR2. 2015b. Informe a la Nación La megasequía 2010-2015: Una lección para el futuro.
- Dai, A. 2011. Drought under global warming: a review. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Climate Change* 2(1): 45–65. doi: 10.1002/wcc.81.
- Dile, Y.T., P. Daggupati, C. George, R. Srinivasan, and J. Arnold. 2016. Introducing a new open source GIS user interface for the SWAT model. *Environmental Modelling and Software* 85: 129–138. doi: 10.1016/j.envsoft.2016.08.004.
- Douglas-Mankin, K.R., R. Srinivasan, and J.G. Arnold. 2010. Soil and Water Assessment Tool (SWAT) Model: Current Developments and Applications. *Transactions of the ASABE* 53(5): 1423–1431. doi: 10.13031/2013.34915.
- Dusseux, P., T. Guyet, P. Pattier, V. Barbier, and H. Nicolas. 2022. Monitoring of grassland productivity using Sentinel-2 remote sensing data. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 111: 102843. doi: 10.1016/j.jag.2022.102843.
- Echeverria, C., D. Coomes, J. Salas, J.M. Rey-Benayas, A. Lara, et al. 2006. Rapid deforestation and fragmentation of Chilean Temperate Forests. *Biological Conservation* 130(4): 481–494. doi: 10.1016/j.biocon.2006.01.017.
- Eckhardt, K., and J.G. Arnold. 2001. Automatic calibration of a distributed catchment model. *Journal of Hydrology* 251(1): 103–109. doi: 10.1016/S0022-1694(01)00429-2.
- Elfert, S., and H. Bormann. 2010. Impacto simulado de los cambios pasados y posibles del uso futuro de la tierra en la respuesta hidrológica de la cuenca de “Hunte” de las tierras bajas del norte de Alemania. *Hidrología* 383(3): 245–255.

- Enright, W.D. 2000. The effect of terrestrial invasive alien plants on water scarcity in South Africa. *Physics and Chemistry of the Earth, Part B: Hydrology, Oceans and Atmosphere*. Pergamon. p. 237–242
- Estay, S.A., R.O. Chávez, R. Rocco, and A.G. Gutiérrez. 2019. Quantifying massive outbreaks of the defoliator moth *Ormiscodes amphimone* in deciduous *Nothofagus*-dominated southern forests using remote sensing time series analysis. *Journal of Applied Entomology* 143(7): 787–796. doi: 10.1111/jen.12643.
- Fahey, T.J., and A.K. Knapp. 2007. *Principles and Standards for Measuring Primary Production*. Oxford University Press.
- Farley, K.A., E.G. Jobbágy, and R.B. Jackson. 2005. Effects of afforestation on water yield: A global synthesis with implications for policy. *Global Change Biology* 11(10): 1565–1576. doi: 10.1111/j.1365-2486.2005.01011.x.
- Fassnacht, F.E., J. Poblete-Olivares, L. Rivero, J. Lopatin, A. Ceballos-Comisso, et al. 2021. Using Sentinel-2 and canopy height models to derive a landscape-level biomass map covering multiple vegetation types. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 94(September 2020): 102236. doi: 10.1016/j.jag.2020.102236.
- Fatichi, S., S. Leuzinger, and C. Körner. 2014. Moving beyond photosynthesis: from carbon source to sink-driven vegetation modeling. *New Phytologist* 201(4): 1086–1095. doi: 10.1111/nph.12614.
- Ferraz, S.F. de B., C.B. Rodrigues, L.G. Garcia, C.A. Alvares, and W. de P. Lima. 2019. Effects of Eucalyptus plantations on streamflow in Brazil: Moving beyond the water use debate. *Forest Ecology and Management* 453: 117571. doi: 10.1016/j.foreco.2019.117571.
- Foley, J.A., R. DeFries, G.P. Asner, C. Barford, G. Bonan, et al. 2005. Global consequences of land use. *Science* 309(5734): 570–574. doi: 10.1126/science.1111772.
- Frangi, J.L., M.D. Barrera, L.L. Richter, and A.E. Lugo. 2005. Nutrient cycling in *Nothofagus pumilio* forests along an altitudinal gradient in Tierra del Fuego, Argentina. *Forest Ecology and Management* 217(1): 80–94. doi: 10.1016/j.foreco.2005.05.051.
- Gajardo, R. 1994. *La Vegetación Natural de Chile*.
- Galleguillos, M., F. Gimeno, C. Puelma, M. Zambrano-Bigiarini, A. Lara, et al. 2021. Disentangling the effect of future land use strategies and climate change on streamflow in a Mediterranean catchment dominated by tree plantations. 53(9): 1689–1699. doi: 10.1017/CBO9781107415324.004.

- Garcia, F., N. Folton, and L. Oudin. 2017. Which objective function to calibrate rainfall–runoff models for low-flow index simulations? *Hydrological Sciences Journal* 62(7): 1149–1166. doi: 10.1080/02626667.2017.1308511.
- Garreaud, R.D., C. Alvarez-Garreton, J.P. Boisier, M. Galleguillos, R.D. Garreaud, et al. 2017. The 2010-2015 mega drought in Central Chile: Impacts on regional hydroclimate and vegetation. *Hydrol. Earth Syst. Sci* 21: 6307–6327. doi: 10.5194/hess-2017-191.
- Garreaud, R.D., J.P. Boisier, R. Rondanelli, A. Montecinos, H.H. Sepúlveda, et al. 2020. The Central Chile Mega Drought (2010–2018): A climate dynamics perspective. *International Journal of Climatology* 40(1): 421–439. doi: 10.1002/joc.6219.
- Gassman, P.W., M.R. Reyes, C.H. Green, and J.G. Arnold. 2007. The Soil and Water Assessment Tool: Historical Development, Applications, and Future Research Directions. *Transactions of the ASABE* 50(4): 1211–1250. doi: 10.13031/2013.23637.
- Gassman, P.W., A.M. Sadeghi, and R. Srinivasan. 2014. Applications of the SWAT Model Special Section: Overview and Insights. *Journal of Environmental Quality* 43(1): 1–8. doi: 10.2134/jeq2013.11.0466.
- Gayoso, J., and A. Iroume. 1995. Impacto del manejo de plantaciones sobre el ambiente físico. *BOSQUE* 16(2): 3–12. doi: 10.4206/bosque.1995.v16n2-01.
- Geng, X., X. Wang, H. Yan, Q. Zhang, and G. Jin. 2015. Land use/land cover change induced impacts on water supply service in the upper reach of Heihe River Basin. *Sustainability (Switzerland)* 7(1): 366–383. doi: 10.3390/su7010366.
- Ghannoum, O. 2009. C4 photosynthesis and water stress. *Annals of Botany* 103(4): 635–644. doi: 10.1093/aob/mcn093.
- Gimeno, F. 2019. Distintos escenarios de uso de suelo en la cuenca del Río Lumaco, región de la Araucanía, Chile. Proyecto de grado para optar al grado de Magíster en Gestión y Planificación Ambiental.
- Gobierno de Chile. 2020. Contribución Determinada a nivel Nacional (NDC) de Chile. Actualización 2020.
- Gomi, T., R.C. Sidle, and J.S. Richardson. 2002. Understanding Processes and Downstream Linkages of Headwater Systems: Headwaters differ from downstream reaches by their close coupling to hillslope processes, more temporal and spatial variation, and their need for different means of protection from land use. *BioScience* 52(10): 905–916. doi: 10.1641/0006-3568(2002)052[0905:UPADLO]2.0.CO;2.
- Gosling, S.N., and N.W. Arnell. 2016. A global assessment of the impact of climate change on water scarcity. *Climate Change*: 371–385. doi: 10.1007/s10584-013-0853-x.

- Granier, A., M. Reichstein, N. Bréda, I.A. Janssens, E. Falge, et al. 2007. Evidence for soil water control on carbon and water dynamics in European forests during the extremely dry year: 2003. *Agricultural and Forest Meteorology* 143(1): 123–145. doi: 10.1016/j.agrformet.2006.12.004.
- Guo, L.B., A.L. Cowie, K.D. Montagu, and R.M. Gifford. 2008. Carbon and nitrogen stocks in a native pasture and an adjacent 16-year-old *Pinus radiata* D. Don. plantation in Australia. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 124(3): 205–218. doi: 10.1016/j.agee.2007.09.013.
- Haigh, M.J., L. Jansky, and J. Hellin. 2004. Headwater deforestation: A challenge for environmental management. *Global Environmental Change* 14(SUPPL.): 51–61. doi: 10.1016/j.gloenvcha.2003.11.004.
- Hann, H., A. Nauditt, M. Zambrano-Bigiarini, J. Thurner, I. McNamara, et al. 2021. Combining satellite-based rainfall data with rainfall - runoff modelling to simulate low flows in a Southern Andean catchment. *Journal of Natural Resources and Development*: 01-19 Pages. doi: 10.18716/OJS/JNRD/2021.11.02.
- Hassan, Z., R. Shabbir, S.S. Ahmad, A.H. Malik, N. Aziz, et al. 2016. Dynamics of land use and land cover change (LULCC) using geospatial techniques: a case study of Islamabad Pakistan. *SpringerPlus* 5(1): 1–11. doi: 10.1186/s40064-016-2414-z.
- Huang, S., X. Zheng, L. Ma, H. Wang, Q. Huang, et al. 2020. Quantitative contribution of climate change and human activities to vegetation cover variations based on GA-SVM model. *Journal of Hydrology* 584: 124687. doi: 10.1016/j.jhydrol.2020.124687.
- Huber, A., A. Iroumé, and J. Bathurst. 2008. Effect of *Pinus radiata* plantations on water balance in Chile. *Hydrological Processes* 22(1): 142–148. doi: 10.1002/hyp.6582.
- Huerta, M.L., N.P. Molotch, and J. McPhee. 2019. Snowfall interception in a deciduous *Nothofagus* forest and implications for spatial snowpack distribution. *Hydrological Processes* 33(13): 1818–1834. doi: 10.1002/hyp.13439.
- Instituto forestal (INFOR). 2018. Anuario Forestal 2018. Chilean statistical yearbook of forestry. Instituto forestal.
- Iroumé, A., and H. Palacios. 2013. Afforestation and changes in forest composition affect runoff in large river basins with pluvial regime and Mediterranean climate, Chile. *Journal of Hydrology* 505: 113–125. doi: 10.1016/j.jhydrol.2013.09.031.
- Ji, Y., Y. Li, N. Yao, A. Biswas, Y. Zou, et al. 2021. The lagged effect and impact of soil moisture drought on terrestrial ecosystem water use efficiency. *Ecological Indicators* 133: 108349. doi: 10.1016/j.ecolind.2021.108349.

- Kakarndee, I., and E. Kositsakulchai. 2020. Comparison between SWAT and SWAT+ for simulating streamflow in a paddy-field-dominated basin, northeast Thailand. *E3S Web Conf.* 187: 06002. doi: 10.1051/e3sconf/202018706002.
- Kang, E., L. Lu, and Z. Xu. 2007. Vegetation and carbon sequestration and their relation to water resources in an inland river basin of Northwest China. *Journal of Environmental Management* 85(3): 702–710. doi: 10.1016/j.jenvman.2006.09.007.
- Khanal, S., and P. Parajuli. 2014. Sensitivity Analysis and Evaluation of Forest Biomass Production Potential Using SWAT Model. *Journal of Sustainable Bioenergy Systems* 04: 136–147. doi: 10.4236/jsbs.2014.42013.
- Kirchen, G., C. Calvaruso, A. Granier, P.O. Redon, G. Van der Heijden, et al. 2017. Local soil type variability controls the water budget and stand productivity in a beech forest. *Forest Ecology and Management* 390: 89–103. doi: 10.1016/j.foreco.2016.12.024.
- Kite, G.W., and A. Pietroniro. 2009. Applications de la télédétection à la modélisation hydrologique. *Hydrological Sciences Journal* 41(4): 563–591. doi: 10.1080/02626669609491526.
- Kling, H., M. Fuchs, and M. Paulin. 2012. Runoff conditions in the upper Danube basin under an ensemble of climate change scenarios. *Journal of Hydrology* 424–425: 264–277. doi: 10.1016/j.jhydrol.2012.01.011.
- Knoben, W.J.M., J.E. Freer, and R.A. Woods. 2019. Technical note: Inherent benchmark or not? Comparing Nash-Sutcliffe and Kling-Gupta efficiency scores. *Catchment hydrology/Modelling approaches*.
- Komatsu, H., T. Kume, and K. Otsuki. 2011. Increasing annual runoff-broadleaf or coniferous forests? *Hydrol. Process.* 25(2): 302–318. doi: 10.1002/hyp.7898.
- Kouchi, D.H., K. Esmaili, A. Faridhosseini, S.H. Sanaeinejad, D. Khalili, et al. 2017. Sensitivity of Calibrated Parameters and Water Resource Estimates on Different Objective Functions and Optimization Algorithms. *Water* 9(6): 384. doi: 10.3390/w9060384.
- Krysanova, V., and M. White. 2015. Advances in water resources assessment with SWAT—an overview. *Hydrological Sciences Journal* 60(5): 771–783. doi: 10.1080/02626667.2015.1029482.
- Lamy, T., K.N. Liss, A. Gonzalez, and E.M. Bennett. 2016. Landscape structure affects the provision of multiple ecosystem services. *Environmental Research Letters* 11(12): 124017. doi: 10.1088/1748-9326/11/12/124017.
- Lara, A., J. Jones, C. Little, and N. Vergara. 2021. Streamflow response to native forest restoration in former Eucalyptus plantations in south central Chile. *Hydrological Processes* 35(8): e14270. doi: 10.1002/hyp.14270.

- Lara, A., C. Little, R. Urrutia, J. McPhee, C. Álvarez-Garretón, et al. 2009. Assessment of ecosystem services as an opportunity for the conservation and management of native forests in Chile. *Forest Ecology and Management* 258(4): 415–424. doi: 10.1016/j.foreco.2009.01.004.
- Lautenbach, S., C. Kugel, A. Lausch, and R. Seppelt. 2011. Analysis of historic changes in regional ecosystem service provisioning using land use data. *Ecological Indicators* 11(2): 676–687. doi: 10.1016/j.ecolind.2010.09.007.
- Li, Z., and H. Fang. 2016. Impacts of climate change on water erosion: A review. *Earth-Science Reviews* 163: 94–117. doi: 10.1016/j.earscirev.2016.10.004.
- Little, C., A. Lara, J. McPhee, and R. Urrutia. 2009. Revealing the impact of forest exotic plantations on water yield in large scale watersheds in South-Central Chile. *Journal of Hydrology* 374(1–2): 162–170. doi: 10.1016/j.jhydrol.2009.06.011.
- Luebert, F., and P. Plissock. 2017. Sinopsis bioclimática y vegetacional de Chile / Bioclimatic and vegetational synopsis of Chile. doi: 10.5281/ZENODO.60800.
- Ma, Z., C. Peng, Q. Zhu, H. Chen, G. Yu, et al. 2012. Regional drought-induced reduction in the biomass carbon sink of Canada's boreal forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 109(7): 2423–2427. doi: 10.1073/pnas.1111576109.
- Marinao-Rivas, R., and M. Zambrano-Bigiarini. 2021. Towards best default configuration settings for NMPSO in multi-objective optimization. 2021 IEEE Latin American Conference on Computational Intelligence (LA-CCI). p. 1–6
- Martínez Martínez, Y., D. Goecke Coll, M. Aguayo, and Y. Casas-Ledón. 2019. Effects of landcover changes on net primary production (NPP)-based exergy in south-central of Chile. *Applied Geography* 113: 102101. doi: 10.1016/j.apgeog.2019.102101.
- Martínez Pastur, G.J., P.L. Peri, J.M. Cellini, M.V. Lencinas, M. Barrera, et al. 2011. Canopy structure analysis for estimating forest regeneration dynamics and growth in *Nothofagus pumilio* forests. *Annals of Forest Science* 68(3): 587. doi: 10.1007/s13595-011-0059-1.
- Martínez-Retureta, R., M. Aguayo, N. Abreu, R. Urrutia, C. Echeverría, et al. 2022. Influence of Climate and Land Cover/Use Change on Water Balance: An Approach to Individual and Combined Effects. 14(15). <https://www.mdpi.com/2073-4441/14/15/2304> (accessed 27 November 2022).
- Mason, E.G., M. Diepstraten, G.L. Pinjuv, and J.-P. Lasserre. 2012. Comparison of direct and indirect leaf area index measurements of *Pinus radiata* D. Don. *Agricultural and Forest Meteorology* 166–167: 113–119. doi: 10.1016/j.agrformet.2012.06.013.
- McMurtrie, R.E., and J.J. Landsberg. 1992. Using a simulation model to evaluate the effects of water and nutrients on the growth and carbon partitioning of *Pinus radiata*.

- Forest Ecology and Management 52(1): 243–260. doi: 10.1016/0378-1127(92)90504-3.
- Mekonnen, M.M., and A.Y. Hoekstra. 2016. Sustainability: Four billion people facing severe water scarcity. *Science Advances* 2(2): e1500323. doi: 10.1126/sciadv.1500323.
- Ministerio de Agricultura (MINAGRI). 2015. *Política Forestal 2015 - 2035*.
- Ministerio del Medio Ambiente (MMA). 2019. Presidencia COP25: «Los acuerdos alcanzados no están a la altura de la urgencia climática que necesitamos y que la ciudadanía demanda» – COP25. <https://cop25.mma.gob.cl/presidencia-cop25-los-acuerdos-alcanzados-no-estan-a-la-altura-de-la-urgencia-climatica-que-necesitamos-y-que-la-ciudadania-demanda/> (accessed 21 June 2020).
- Miranda, A., A. Altamirano, L. Cayuela, A. Lara, and M. González. 2017. Native forest loss in the Chilean biodiversity hotspot: revealing the evidence. *Regional Environmental Change* 17(1): 285–297. doi: 10.1007/s10113-016-1010-7.
- Miranda, A., A. Lara, A. Altamirano, C. Di Bella, M.E. González, et al. 2020. Forest browning trends in response to drought in a highly threatened mediterranean landscape of South America. *Ecological Indicators* 115: 106401. doi: 10.1016/j.ecolind.2020.106401.
- Mishra, A.K., and V.P. Singh. 2010. A review of drought concepts. *Journal of Hydrology* 391(1–2): 202–216. doi: 10.1016/j.jhydrol.2010.07.012.
- MMA. 2020. Tercer Informe del Estado del Medio Ambiente. <https://sinia.mma.gob.cl/interactivo-iema2020/> (accessed 8 January 2021).
- Mukherjee, S., A. Mishra, and K.E. Trenberth. 2018. Climate Change and Drought: a Perspective on Drought Indices. *Current Climate Change Reports* 4(2): 145–163. doi: 10.1007/s40641-018-0098-x.
- Myneni, R., Y. Knyazikhin, and T. Park. 2015. MOD15A2H MODIS/Terra Leaf Area Index/FPAR 8-Day L4 Global 500m SIN Grid V006. doi: 10.5067/MODIS/MOD15A2H.006.
- Neitsch, S.L., J.G. Arnold, J.R. Kiniry, R. Srinivasan, and J.R. Williams. 2002. *Soil and water assessment tool user's manual*. Texas Water Resources Institute, College Station.
- Neitsch, S.L., J.G. Arnold, J.R. Kiniry, and J.R. Williams. 2011. *Soil & Water Assessment Tool*.
- Nguyen, H., F. Recknagel, W. Meyer, and J. Frizenschaf. 2017. Analysing the Effects of Forest Cover and Irrigation Farm Dams on Streamflows of Water-Scarce

- Catchments in South Australia through the SWAT Model. *Water* 9(1): 33. doi: 10.3390/w9010033.
- Ogaya, R., and J. Peñuelas. 2020. Wood vs. Canopy Allocation of Aboveground Net Primary Productivity in a Mediterranean Forest during 21 Years of Experimental Rainfall Exclusion. *Forests* 11(10): 1094. doi: 10.3390/f11101094.
- Ojeda, H., R.A. Rubilar, C. Montes, J. Cancino, and M. Espinosa. 2018. Leaf area and growth of Chilean radiata pine plantations after thinning across a water stress gradient. *New Zealand Journal of Forestry Science* 48(1): 10. doi: 10.1186/s40490-018-0116-8.
- Osborne, C.P., P.L. Mitchell, J.E. Sheehy, and F.I. Woodward. 2000. Modelling the recent historical impacts of atmospheric CO₂ and climate change on Mediterranean vegetation: CLIMATE CHANGE, CO₂ and MEDITERRANEAN VEGETATION. *Global Change Biology* 6(4): 445–458. doi: 10.1046/j.1365-2486.2000.00336.x.
- Otavo, S., and C. Echeverría. 2017. Fragmentación progresiva y pérdida de hábitat de bosques naturales en uno de los hotspot mundiales de biodiversidad. *Revista Mexicana de Biodiversidad* 88(4): 924–935. doi: 10.1016/j.rmb.2017.10.041.
- Parra, N. 2021. Evaluación de distintos métodos de estimación de precipitación y su efecto en la reconstrucción de caudales en cuencas y subcuencas pluviales de la cordillera de la costa tributarias al Río Cauquenes.
- Pearse, G.D., J. Morgenroth, M.S. Watt, and J.P. Dash. 2017. Optimising prediction of forest leaf area index from discrete airborne lidar. *Remote Sensing of Environment* 200: 220–239. doi: 10.1016/j.rse.2017.08.002.
- Peña-Cortés, F., J. Pincheira-Ulbrich, M. Escalona-Ulloa, and G. Rebolledo. 2011. Land use change in the geosystem coastal basin of the Boroa river (Chile) between 1994 and 2004. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias* 43(2): 1–20.
- Pereira, J.S., J.A. Mateus, L.M. Aires, G. Pita, C. Pio, et al. 2007. Net ecosystem carbon exchange in three contrasting Mediterranean ecosystems? the effect of drought. *Europea Geosciences Union* 4(5): 791–802.
- Pietroniro, A., and T.D. Prowse. 2002. Preface Applications of remote sensing in hydrology. *Hydrological processes* 16: 1537–1541. doi: 10.1002/hyp.1018.
- Polade, S.D., A. Gershunov, D.R. Cayan, M.D. Dettinger, and D.W. Pierce. 2017. Precipitation in a warming world: Assessing projected hydro-climate changes in California and other Mediterranean climate regions. *Scientific Reports* 7(1): 1–10. doi: 10.1038/s41598-017-11285-y.
- Puelma, C. 2018. Evaluación del efecto del cambio de uso de suelo y cambio climático en el caudal de una cuenca pluvial.

- Qiu, J., and M.G. Turner. 2015. Importance of landscape heterogeneity in sustaining hydrologic ecosystem services in an agricultural watershed. *Ecosphere* 6(11): art229. doi: 10.1890/ES15-00312.1.
- Raab, N., F.J. Meza, N. Franck, and N. Bambach. 2015. Empirical stomatal conductance models reveal that the isohydric behavior of an *Acacia caven* Mediterranean Savannah scales from leaf to ecosystem. *Agricultural and Forest Meteorology* 213: 203–216. doi: 10.1016/j.agrformet.2015.06.018.
- Rahman, K., C. Etienne, A. Gago-Silva, C. Maringanti, M. Beniston, et al. 2014. Streamflow response to regional climate model output in the mountainous watershed: a case study from the Swiss Alps. *Environ Earth Sci* 72(11): 4357–4369. doi: 10.1007/s12665-014-3336-0.
- Reichstein, M., J.D. Tenhunen, O. Roupsard, J.M. Ourcival, S. Rambal, et al. 2002. Severe drought effects on ecosystem CO₂ and H₂O fluxes at three Mediterranean evergreen sites: Revision of current hypotheses? *Global Change Biology* 8(10): 999–1017. doi: 10.1046/j.1365-2486.2002.00530.x.
- Rojas, M., F. Lambert, J. Ramirez-Villegas, and A.J. Challinor. 2019. Emergence of robust precipitation changes across crop production areas in the 21st century. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 116(14): 6673–6678. doi: 10.1073/pnas.1811463116.
- Rost, S., D. Gerten, and U. Heyder. 2008. Human alterations of the terrestrial water cycle through land management. *Advances in Geosciences* 18: 43–50.
- Running, S., Q. Mu, and M. Zhao. 2015a. MOD17A3H MODIS/Terra Net Primary Production Yearly L4 Global 500m SIN Grid V006. doi: 10.5067/MODIS/MOD17A3H.006.
- Running, S., Q. Mu, and M. Zhao. 2015b. MOD17A2H MODIS/Terra Gross Primary Productivity 8-Day L4 Global 500m SIN Grid V006. doi: 10.5067/MODIS/MOD17A2H.006.
- Running, S.W., and M. Zhao. 2019. Daily GPP and Annual NPP (MOD17A2H/A3H) and Year-end Gap- Filled (MOD17A2HGF/A3HGF) Products NASA Earth Observing System MODIS Land Algorithm (For Collection 6).
- Salas, C., P.J. Donoso, R. Vargas, C.A. Arriagada, R. Pedraza, et al. 2016. The Forest Sector in Chile: An Overview and Current Challenges. *Journal of Forestry* 114(5): 562–571. doi: 10.5849/jof.14-062.
- Sánchez-Jardón, L., B. Acosta-Gallo, A. del Pozo, M.A. Casado, C. Ovalle, et al. 2014. Variability of herbaceous productivity along *Nothofagus pumilio* forest-open grassland boundaries in northern Chilean Patagonia. *Agroforest Syst* 88(3): 397–411. doi: 10.1007/s10457-014-9696-3.

- Santelices, R., F. Drake, and R. Navarro-Cerrillo. 2012. Establishment of a *Nothofagus alessandrii* plantation using different levels of shade and weed control methods in Talca province, central Chile. *Southern Forests: a Journal of Forest Science* 74(1): 71–76. doi: 10.2989/20702620.2012.686215.
- Santibáñez, F. 2017. *Agricultura Chilena. Reflexiones y Desafíos al 2030*. https://www.odepa.gob.cl/wp-content/uploads/2018/01/ReflexDesaf_2030-1.pdf (accessed 27 November 2022).
- Schewe, J., J. Heinke, D. Gerten, I. Haddeland, N.W. Arnell, et al. 2014. Multimodel assessment of water scarcity under climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 111(9): 3245–3250. doi: 10.1073/pnas.1222460110.
- Schmugge, T.J., W.P. Kustas, J.C. Ritchie, T.J. Jackson, and A. Rango. 2002. Remote sensing in hydrology. *Advances in Water Resources* 25(8–12): 1367–1385. doi: 10.1016/S0309-1708(02)00065-9.
- Schwinning, S., B.I. Starr, and J.R. Ehleringer. 2005. Summer and winter drought in a cold desert ecosystem (Colorado Plateau) part I: effects on soil water and plant water uptake. *Journal of Arid Environments* 60(4): 547–566. doi: 10.1016/j.jaridenv.2004.07.003.
- Servicio Agrícola y Ganadero (SAG). 2011. Pauta para estudio de suelos. <https://www.sag.gob.cl/sites/default/files/pauta-para-estudio-de-suelos--mod-2016.pdf> (accessed 29 October 2022).
- Skirycz, A., and D. Inzé. 2010. More from less: plant growth under limited water. *Current Opinion in Biotechnology* 21(2): 197–203. doi: 10.1016/j.copbio.2010.03.002.
- Smith, J.E., L.S. Heath, and P.B. Woodbury. 2004. How to Estimate Forest Carbon for Large Areas from Inventory Data. *Journal of Forestry* 102(5): 25–31. doi: 10.1093/JOF/102.5.25.
- Sorooshian, S., Q. Duan, and V.K. Gupta. 1993. Calibration of rainfall-runoff models: Application of global optimization to the Sacramento Soil Moisture Accounting Model. *Water Resources Research* 29(4): 1185–1194. doi: 10.1029/92WR02617.
- Sterling, S.M., A. Ducharne, and J. Polcher. 2013. The impact of global land-cover change on the terrestrial water cycle. *Nature Climate Change* 3(4): 385–390. doi: 10.1038/nclimate1690.
- Subirós, J.V., D.V. Linde, A.L. Pascual, and A.R. Palom. 2006. Conceptos y métodos fundamentales en ecología del paisaje (landscape ecology). Una interpretación desde la geografía. *Documents d'Anàlisi Geogràfica* (48): 151–166. doi: 10.1234/no.disponible.a.RACO.72657.

- Sulla-Menashe, D., and M. Friedl. 2019. MCD12Q1 MODIS/Terra+Aqua Land Cover Type Yearly L3 Global 500m SIN Grid V006. doi: 10.5067/MODIS/MCD12Q1.006.
- Suttie, J.M. 2005. Grasslands of the World. Food & Agriculture Org.
- Turner, D.P., W.D. Ritts, W.B. Cohen, S.T. Gower, S.W. Running, et al. 2006. Evaluation of MODIS NPP and GPP products across multiple biomes. *Remote Sensing of Environment* 102(3): 282–292. doi: 10.1016/j.rse.2006.02.017.
- Valverde, E. 2018. Modelación hidrológica para cuantificar la producción de agua y sedimento actual y futuro a partir de cambios de cobertura forestal, sector Prusia, Parque Nacional Volcán Irazú.
- Van Liew, M., J. Arnold, and D. Bosch. 2005. Problems and Potential of Auto-Calibrating a Hydrologic Model. *Transactions of the American Society of Agricultural Engineers* 48. doi: 10.13031/2013.18514.
- Verhagen, W., A.J.A. Van Teeffelen, A. Baggio Compagnucci, L. Poggio, A. Gimona, et al. 2016. Effects of landscape configuration on mapping ecosystem service capacity: a review of evidence and a case study in Scotland. *Landscape Ecology* 31(7): 1457–1479. doi: 10.1007/s10980-016-0345-2.
- Vermote, E., and R. Wolfe. 2015. MOD09GA MODIS/Terra Surface Reflectance Daily L2G Global 1km and 500m SIN Grid V006. doi: 10.5067/MODIS/MOD09GA.006.
- Volk, M., J.G. Arnold, D.D. Bosch, P.M. Allen, and C.H. Green. 2007. Watershed Configuration and Simulation of Landscape Processes with the SWAT Model. p. 7
- Vourlitis, G.L., S.C. Pasquini, and R. Mustard. 2009. Effects of Dry-Season N Input on the Productivity and N Storage of Mediterranean-Type Shrublands. *Ecosystems* 12(3): 473–488. doi: 10.1007/s10021-009-9236-6.
- Waring, R.H., and S.S. Running. 2007. Water cycle. *Forest Ecosystems*. Elsevier Inc. p. 19–57
- Wei, X., W. He, Y. Zhou, W. Ju, J. Xiao, et al. 2022. Global assessment of lagged and cumulative effects of drought on grassland gross primary production. *Ecological Indicators* 136: 108646. doi: 10.1016/j.ecolind.2022.108646.
- White, D.A., R.P. Silberstein, F. Balocchi-Contreras, J.J. Quiroga, D.F. Meason, et al. 2021. Growth, water use, and water use efficiency of *Eucalyptus globulus* and *Pinus radiata* plantations compared with natural stands of Roble-Hualo forest in the coastal mountains of central Chile. *Forest Ecology and Management* 501: 119676. doi: 10.1016/j.foreco.2021.119676.

- Xie, Y., X. Wang, and J.A. Silander. 2015. Deciduous forest responses to temperature, precipitation, and drought imply complex climate change impacts. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.* 112(44): 13585–13590. doi: 10.1073/pnas.1509991112.
- Xu, Z., G. Zhou, and H. Shimizu. 2010. Plant responses to drought and rewatering. *Plant Signaling & Behavior* 5(6): 649–654. doi: 10.4161/psb.5.6.11398.
- Yang, Q., J.E. Almendinger, X. Zhang, M. Huang, X. Chen, et al. 2018a. Enhancing SWAT simulation of forest ecosystems for water resource assessment: A case study in the St. Croix River basin. *Ecological Engineering* 120: 422–431. doi: 10.1016/j.ecoleng.2018.06.020.
- Yang, Y., S.S. Saatchi, L. Xu, Y. Yu, S. Choi, et al. 2018b. Post-drought decline of the Amazon carbon sink. *Nature Communications* 9(1): 1–9. doi: 10.1038/s41467-018-05668-6.
- Yang, Q., and X. Zhang. 2016. Improving SWAT for simulating water and carbon fluxes of forest ecosystems. *Science of the Total Environment* 569–570: 1478–1488. doi: 10.1016/j.scitotenv.2016.06.238.
- Yu, M., G. Wang, and J.S. Pal. 2016. Effects of vegetation feedback on future climate change over West Africa. *Clim Dyn* 46(11): 3669–3688. doi: 10.1007/s00382-015-2795-7.
- Zhang, W., S. An, Z. Xu, J. Cui, and Q. Xu. 2011. The impact of vegetation and soil on runoff regulation in headwater streams on the east Qinghai-Tibet Plateau, China. *Catena* 87(2): 182–189. doi: 10.1016/j.catena.2011.05.020.
- Zhang, L., W.R. Dawes, and G.R. Walker. 2001. Response of mean annual evapotranspiration to vegetation changes at catchment scale. *Water Resources Research* 37(3): 701–708. doi: 10.1029/2000WR900325.
- Zhang, M., N. Liu, R. Harper, Q. Li, K. Liu, et al. 2017. A global review on hydrological responses to forest change across multiple spatial scales: Importance of scale, climate, forest type and hydrological regime. *Journal of Hydrology* 546: 44–59. doi: 10.1016/j.jhydrol.2016.12.040.
- Zhang, Y., W. Lu, H. Zhang, J. Zhou, and Y. Shen. 2018. Grassland management practices in Chinese steppes impact productivity, diversity and the relationship. *Front. Agr. Sci. Eng.* 5(1): 57–63. doi: 10.15302/J-FASE-2017192.
- Zhang, L., Z. Nan, Y. Xu, and S. Li. 2016. Hydrological Impacts of Land Use Change and Climate Variability in the Headwater Region of the Heihe River Basin, Northwest China. *PLOS ONE* 11(6): e0158394. doi: 10.1371/journal.pone.0158394.
- Zhao, J., T. Xu, J. Xiao, S. Liu, K. Mao, et al. 2020. Responses of Water Use Efficiency to Drought in Southwest China. *Remote Sensing* 12(1): 199. doi: 10.3390/rs12010199.

- Ziter, C., E.M. Bennett, and A. Gonzalez. 2013. Functional diversity and management mediate aboveground carbon stocks in small forest fragments. *Ecosphere* 4(7). doi: 10.1890/ES13-00135.1.
- Zoungrana, B., C. Conrad, L. Amekudzi, M. Thiel, E. Da, et al. 2015. Multi-Temporal Landsat Images and Ancillary Data for Land Use/Cover Change (LULCC) Detection in the Southwest of Burkina Faso, West Africa. *Remote Sensing* 7(9): 12076–12102. doi: 10.3390/rs70912076.

APÉNDICES

Apéndice 1. Serie de tiempo a escala mensual del Índice de área foliar (LAI) para las coberturas de plantaciones forestales, bosque nativo y matorrales.

