



Cartógrafo.CL/01-2021



Sebastián Hormazábal Madrid
Ingeniero Ambiental

Mauricio Aguayo Arias
Ingeniero Forestal
Doctor en Ciencias
Ambientales

Centro EULA
Universidad de Concepción

Chile



sehormazabal@udec.cl

Análisis de vulnerabilidad hídrica en la cuenca del río Muco ante un escenario de expansión forestal

RESUMEN

Numerosos impactos sobre los servicios ecosistémicos han sido producidos por cambios en el uso o cobertura de la tierra, posicionándolos como uno de los principales factores que impulsan el cambio ambiental global. Más de la mitad del agua generada en el mundo a través del proceso de escorrentía es usada por el hombre. En el centro-sur de Chile, las cuencas abastecedoras de agua han sido sometidas a grandes modificaciones territoriales, incluidas la expansión de plantaciones forestales de especies exóticas de rápido crecimiento.

Este estudio busca evaluar la vulnerabilidad de una cuenca frente a una posible expansión forestal, utilizando el modelo hidrológico SWAT (Soil & Water Assessment Tools). El escenario futuro de uso del suelo fue construido mediante el modelo de regresión logística, proyectando el desarrollo forestal al año 2041. Los resultados muestran una tendencia a la disminución de hasta un 16 % de los caudales, especialmente en la época de estiaje, provocando un aumento de la vulnerabilidad, principalmente, en la sección baja de la cuenca. Esta tendencia decreciente de los caudales, producto del aumento de la cobertura forestal, es consistente con la reportada por otros autores en cuencas de pequeña y mesoescala.

INTRODUCCIÓN

El agua es esencial para la vida y el bienestar humano, y su demanda va en aumento. Muchas personas ya viven en condiciones de escasez de este recurso. La concentración cada vez mayor de población en zonas urbanas hace del suministro de agua en el futuro, un problema sensible a nivel mundial (Stehr *et al.*, 2010).

En la actualidad, existe una competencia por el uso múltiple del agua, debido principalmente a las demandas poblacionales, energéticas y agrícolas. Países más desfavorecidos presentan incipientes políticas nacionales de desarrollo de los recursos hídricos, y una falta de legislación sobre aguas que les ayuden a establecer nuevos marcos institucionales para su gestión (Martínez & Villalejo, 2018). A nivel nacional existe una frágil situación del recurso hídrico, cerca de un 76 % de la superficie chilena se encuentra afectada por la sequía, y un total de 110 acuíferos en el país están con una demanda comprometida superior a su recarga (Fundación Chile, 2018).

Las modificaciones más importantes del cambio de suelo se deben a las actividades agrícolas y forestales. Estas últimas son las que han tenido una ganancia mayor de hectáreas. Según Echeverría *et al.* (2006), las plantaciones a nivel nacional tienen una ganancia de 627.000 hectáreas, y las hectáreas de bosque nativo una pérdida igual a 184.000, equivalente a una tasa de 3,64 % al año; ratificado por Aguayo *et al.* (2009). Por su parte, Heilmayr *et al.* (2016) estudió la transición de las plantaciones forestales entre las regiones de Valparaíso y Los Lagos, durante los periodos 1986-2001 y 2001-2011, dejando en evidencia que el avance de estos ejemplares ha ocurrido en la zona centro sur del país, con un rápido crecimiento durante los periodos de estudio (4,3 % y 2,2 % anual respectivamente). El cambio de uso de suelo generado por la expansión forestal se ha cuantificado en periodos de raleo, donde se ha visto un aumento considerable en los caudales; mientras que, durante el crecimiento de estas especies, se ha apreciado una disminución de la escorrentía (Webb, 2009; Webb & Kathuria, 2012; Webb, Kathuria, & Turner, 2012; Iroumé & Palacios, 2013).

En la hidrología, los modelos se utilizan para entender sus procesos, los que ocurren a nivel de las cuencas, tales como la escorrentía superficial, evapotranspiración, interceptación, entre otros. Asimismo, para predecir el comportamiento de estos procesos en diferentes escalas espaciales, con base en parámetros que definen las características del sistema (Ponce, 1989). La evaluación de los impactos generados por el cambio de uso del suelo, a través del uso de modelos hidrológicos, se centra en determinar cómo estos cambios alteran el régimen de caudal (Fohrer *et al.*, 2001; Bronstert *et al.*, 2001 y Eckhardt *et al.*, 2003). Cuando se requiere conocer la respuesta de una cuenca frente a forzantes como los cambios de los usos de suelo, los modelos semidistribuidos y distribuidos son los más capacitados para predecir y conocer los efectos que ocurrirán en la vulnerabilidad hídrica del sistema (Beven *et al.*, 1984; Yang *et al.*, 2000; Stehr, 2008 y Devia *et al.*, 2015).

La mayoría de las investigaciones realizadas en Chile estudian los efectos hidrológicos del reemplazo de praderas y bosque nativo por plantaciones forestales a escala de microcuencas (por ejemplo, Huber *et al.*, 2008; Lara *et al.*, 2009). Los escasos estudios realizados en cuencas de meso o gran escala evidencian el potencial impacto que tiene la expansión forestal sobre la escorrentía superficial (Little *et al.*, 2009; Iroumé & Palacios, 2013). En este sentido, es importante considerar que la principal fuente de abastecimiento hídrico del centro-sur de Chile corresponde a cursos de agua superficial, cuya recarga depende del régimen de precipitaciones. Muchas de las cuencas que dan origen a estos cuerpos de agua han sido sometidas a intensos cambios en el uso del suelo, incluyendo la tala de bosque nativo, el desarrollo de actividades agropecuarias y, en las últimas décadas, la forestación masiva con especies exóticas de rápido crecimiento, subsidiada por el Estado a partir de la entrada en vigor del Decreto Ley N° 701 en 1974 (Aguayo *et al.*, 2009; Lara *et al.*, 2012 y Altamirano *et al.*, 2013). Los problemas de abastecimiento de agua son cada vez más frecuentes en cuencas que proveen de este recurso a comunidades rurales, sobre todo en los meses de verano (Iroumé *et al.*, 2005 y Iroumé & Palacios, 2013).

El concepto de vulnerabilidad es definido como: “La condición en la cual los asentamientos o actividades humanas se encuentran en peligro, en virtud de su proximidad a una amenaza o exposición a un evento de riesgo (fenómeno natural)”. Distintos estudios de vulnerabilidad advierten efectos de escasez de agua en sistemas más frágiles y sus consecuencias en el ciclo hidrológico (Vicuña *et al.*, 2008; Abraham, 2008; Ravindranath *et al.*, 2011; Jyrkama *et al.*, 2005; Takeuchi, 2009 y Espinosa *et al.*, 2011).

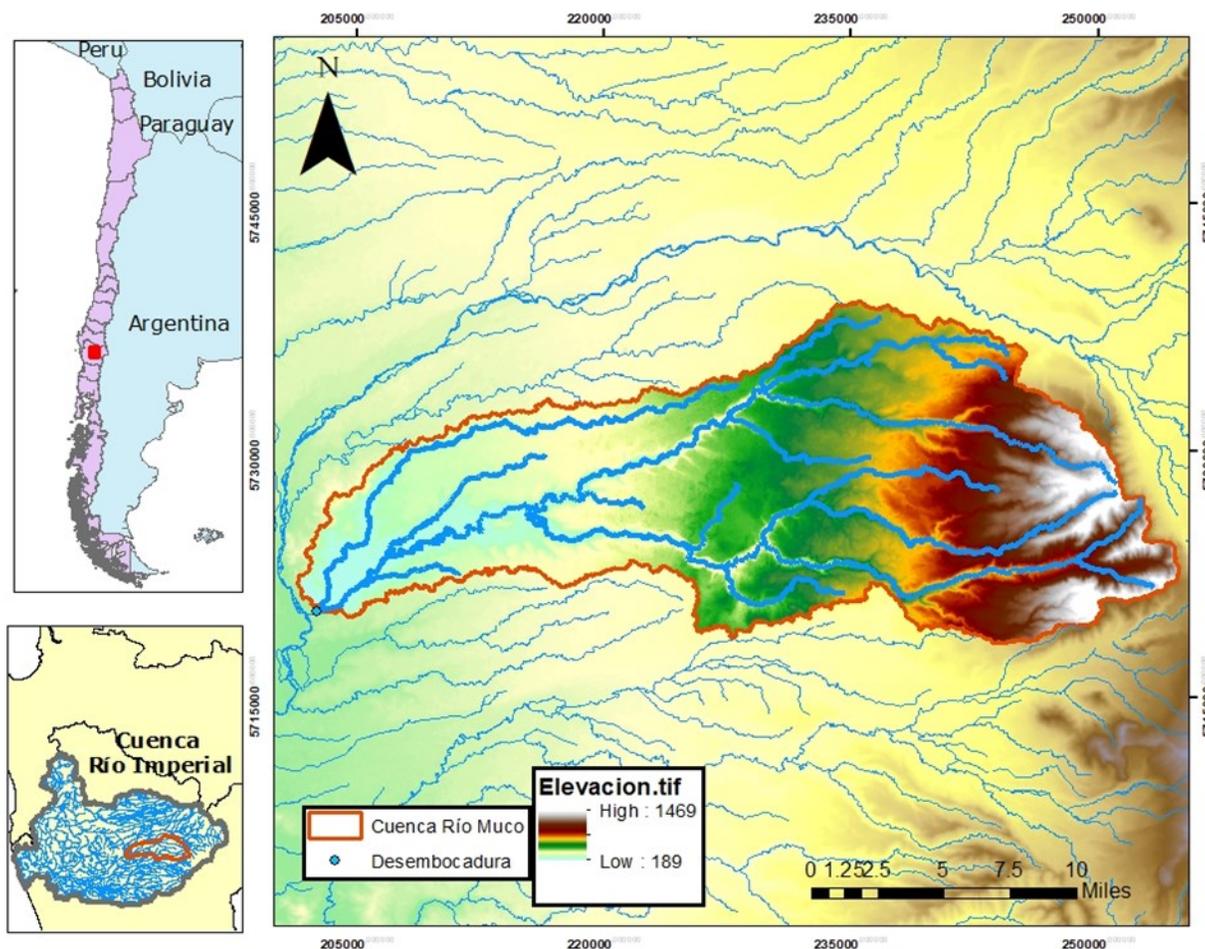
En este contexto, surge la necesidad de analizar la vulnerabilidad hídrica de las cuencas hidrográficas, que permita aportar información básica y estratégica para un plan de gestión integral del recurso hídrico. Para acometer lo anterior, se han formulado los siguientes enunciados:

-**Hipótesis de investigación:** El aumento de la cubierta forestal en la cuenca del río Muco, provocará un aumento sustancial en su vulnerabilidad hídrica.

-**Objetivo del estudio:** Evaluar la vulnerabilidad hídrica de la cuenca del río Muco, frente a escenarios de expansión forestal.

A partir de los resultados, se pretende proporcionar antecedentes objetivos que orienten la planificación y toma de decisiones hacia una gestión integrada y sustentable de cuencas hidrográficas en Chile.

Figura 1. Mapa de ubicación cuenca de río Muco. Elaboración Propia.



METODOLOGÍA

Cuenca de Estudio

La cuenca del río Muco (Figura 1) se ubica entre las latitudes 38°25'S y 38°40'S, y entre las longitudes 71°48' W y 72°24' W. Se encuentra administrativamente emplazada en la región de la Araucanía, entre las comunas de Lautaro, Vilcún y Curacautín, con un 43 %, 11 % y 6 % de su superficie comunal, respectivamente. Corresponde a una subcuenca del río Imperial y posee un área de 651 Km², lo que la clasifica como una cuenca de mesoescala.

Análisis de tendencia

Para realizar el análisis de tendencia se estudiaron datos de la estación de precipitación Vilcún de la DGA (Dirección General de Aguas), de la estación fluviométrica río Muco, en el puente Muco, y los datos disponibles en la base de datos de precipitación CHIRPS (Climate Hazards Group Infrared Precipitation with Station data). Los datos fueron evaluados con la prueba estadística de Mann-Kendall (MK), la cual corresponde a una evaluación no paramétrica que permite comparar y ordenar las tendencias de una serie de tiempo valor por valor (González-Reyes & Muñoz, 2013), identificando así los valores que tienden a aumentar o disminuir con el tiempo. La presencia de autocorrelación positiva dentro de la serie puede aumentar la probabilidad de detección de tendencia, cuando en efecto esa no existe; mientras que la autocorrelación negativa tiende a disminuirla (Yue & Wang, 2004). Para corregir este efecto, se utilizó la técnica de preblanqueo presentada por Yue & Wang (2002), que remueve la correlación serial sin alterar la tendencia presente en la serie de datos. Esta corrección se aplicó en las series de datos de las estaciones: verano (ene-mar), otoño (abr-jun), invierno (jul-sep) y verano (oct-dic).

De igual forma se aplicó el test de Petit, el cual corresponde a una prueba no paramétrica, utilizada para el análisis de la rotura de series o cambios en la media, con el fin de verificar la homogeneidad de la serie. Ambas pruebas (tendencia y homogeneidad) fueron evaluadas utilizando el software estadístico XLStat, en su versión 2015, compatible con el programa Excel.

Modelo SWAT

El modelo hidrológico SWAT (Soil & Water Assessment Tool, versión SWAT 2012) y su interfaz gráfica ArcSWAT fue utilizado para evaluar los potenciales efectos de una expansión forestal en la cuenca. SWAT es un modelo hidrológico continuo, semi-distribuido y físicamente basado, desarrollado por el Departamento de Agricultura de Estados Unidos (USDA) a principios de la década de los noventa, como una herramienta para predecir el impacto de las prácticas de manejo de suelo en la generación de agua, sedimentos y producción de sustancias agrícolas en cuencas grandes y complejas con variedad de suelo, uso de tierra y condiciones de manejo sobre un tiempo prolongado (Neitsch *et al.*, 2005). Los datos de entrada para el modelo corresponden a un modelo digital de elevación, mapas de tipos y usos de suelo y datos climáticos.

En este estudio se utilizó un modelo digital de elevaciones de Alos Palsar, así como, las series de suelo presentes en la cuenca y que fueron descritas en el estudio agrológico de la región de la Araucanía (CIREN, 2002), y los usos de suelo generados por Heilmayr *et al.* (2016) para los años 1986, 2001 y 2011. Toda la información geoespacial fue procesada en formato ráster con una resolución espacial de 12,5 metros. Para un mejor análisis dentro de la cuenca fue necesario delimitar subcuencas, las cuales a su vez fueron subdivididas en unidades de respuesta hidrológica (HRU). Las HRU corresponden a unidades dentro de las cuales existen condiciones relativamente homogéneas de uso y tipo de suelo, porque se espera que en estas unidades presenten un comportamiento hidrológico igualmente homogéneo. Debido a la falta de valores locales para los parámetros que describen las características hidrológicas de los diferentes usos del suelo presentes en el área de estudio, estos fueron asociados a la base de datos disponible en el modelo SWAT (Stehr *et al.*, 2010). Las plantaciones forestales fueron consideradas como plantaciones adultas de *Eucaliptus spp.*, plenamente establecidas.

Indicadores	Muy Bueno	Bueno	Satisfactorio	No Satisfactorio
R^2	$R^2 > 0.80$	$0.70 \leq R^2 \leq 0.80$	$0.60 \leq R^2 \leq 0.70$	$R^2 \leq 0.60$
PBIAS (%)	$PBIAS < \pm 10.0$	$\pm 10 \leq PBIAS \leq \pm 15$	$\pm 15 \leq PBIAS \leq \pm 25$	$PBIAS > \pm 25$
KGE	$0.75 < KGE \leq 1.0$	$0.65 < KGE \leq 0.75$	$0.5 < KGE < 0.65$	$KGE < 0.5$

Para el proceso de calibración del modelo se utilizaron series de tiempo de precipitaciones, temperaturas y caudales, comprendidas entre los años 2005 y 2008. La cobertura del uso de suelo, para la modelación de caudales, corresponde al año 2011. Se utilizó el método de Curva Número (CN) para el cálculo de la escorrentía, debido a la disponibilidad de datos de precipitaciones y caudales mensuales.

La escorrentía fue modelada utilizando el método de onda cinética y la ecuación de Manning para determinar las velocidades de escurrimiento. Para la recarga de acuíferos subterráneos, SWAT utiliza la función de decaimiento exponencial propuesta por Venetis (1969) y modificada por Sangrey *et al.* (1984).

Los cálculos de evapotranspiración fueron realizados usando el método de Hargreaves, el cual requirió de una serie diaria de temperaturas máximas y mínimas. Las bases de datos climáticos fueron obtenidas desde la base de datos de Temperatura elaborada por Climate Forecast System Reanalysis (CFSR global base) y la base de datos de precipitación CHIRPS. Mientras que los datos de caudal fueron obtenidos de la estación fluviométrica río Muco en puente Muco de la DGA.

El modelo fue validado comparando los caudales medios mensuales simulados versus los caudales medios medidos en las estaciones fluviométricas, asociadas a la cuenca durante los años 2009-2013. El nivel de ajuste entre los caudales simulados y observados fue evaluado a través de los índices: 1) valor absoluto del porcentaje de desviación (PBIAS); 2) coeficiente de determinación (R2); y 3) índice de Kling Gupta (KGE), según los rangos de calificación definidos por Moriasis *et al.* (2007); Gupta *et al.* (2009) (Tabla 1).

Escenario de expansión forestal

La modelación de escenarios en futuros usos de suelo se efectuó comparando la dinámica espacial de los cambios ocurridos en el período 1986 al 2001, y se proyectó un escenario futuro con una expansión forestal para la cuenca. Para los años mencionados, se utilizaron las bases de datos de coberturas de suelo elaboradas por Heilmayr *et al.* (2016).

Se identificaron los factores que determinan la localización de los diferentes usos de suelo (presentados en la Tabla 1), las relaciones entre la ocurrencia de una expansión forestal (variable dependiente) y los factores forzantes (variables independientes), utilizando un modelo de regresión logística de acuerdo con lo propuesto por distintos autores (Aguayo *et al.*, 2016; Miranda *et al.*, 2015; Nahuelhual *et al.*, 2012; Aguayo, 2008; Echeverría *et al.*, 2007; Mellado, 2019).

Tabla 1. Límite de desempeño de medidas de bondad de ajuste.

Fuente: Moriasis *et al.* (2007); Gupta *et al.* (2009).

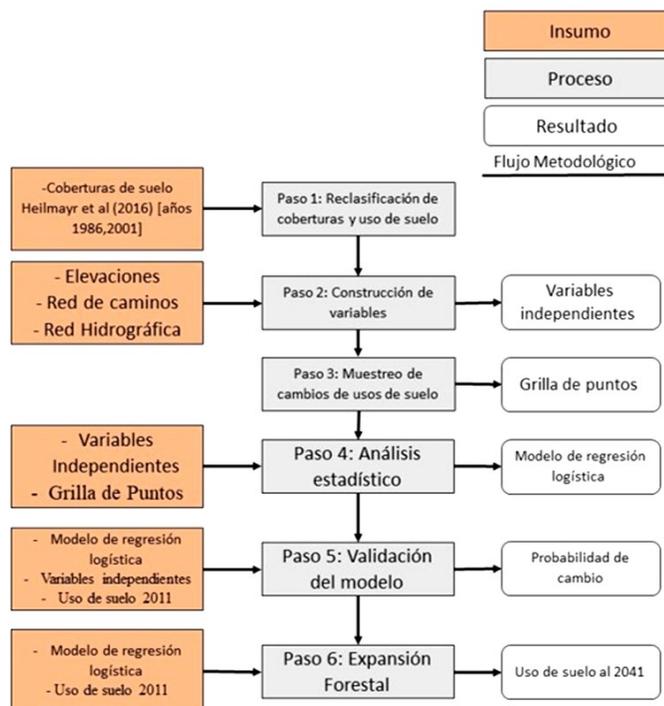


Figura 2. Esquema metodológico expansión forestal. Elaboración Propia.

Este proceso se realizó con el software ArcGIS 10.4, siguiendo el esquema metodológico que se presenta en la [Figura 2](#).

Paso 1: Reclasificación de coberturas y usos de suelo.

Para la descripción de las coberturas de uso de suelo se utilizó las bases de datos de Heilmayr *et al.* (2016), para los años 1986 y 2001. Esta información fue reclasificada asignando los valores de Bosque Nativo (al bosque nativo y bosque de renoval), Plantación Forestal, Terrenos Agrícolas, Uso de suelo urbano y otros usos.

Paso 2: Construcción de variables.

Con las coberturas de suelo reclasificadas se generaron las variables de Presencias y Distancias, utilizando las herramientas Distancia Euclidiana y Estadística Focal (con un radio de 500) implementadas en ArcGIS. De igual forma se utiliza un modelo de elevación digital obtenido del Sensor Alos Palsar para construir la variable de pendientes.

Paso 3: Muestreo de usos de suelo.

A partir de la cobertura del 2001, se extrajeron los polígonos de plantaciones forestales, que desde 1986 correspondían a los terrenos agrícolas y praderas. Utilizando la herramienta de geoprocésamiento Clip, se recortaron los polígonos de plantaciones del 2001, en función a los obtenidos de 1986. Luego, con la herramienta Creación de red, se generó una malla de puntos cada 250 metros, con los polígonos que cambiaron de terreno agrícola o pradera a plantación; se seleccionaron los puntos que están dentro de los parches de polígonos más representativos, y se les asignó el valor de 1. Para finalizar con base en los usos de suelo de terrenos agrícolas y praderas del año 1986 se comparan con los mismos usos de suelo del año 2001, para ver en qué polígonos no ocurrieron cambios, seleccionando así los puntos más representativos y asignándoles el valor 0.

Paso 4: Análisis estadístico

Con el conjunto de variables independientes (obtenidas en el paso 2) y la grilla de puntos obtenidos en el paso anterior, se utiliza la herramienta de Extracción de valores múltiples a puntos, se extraen los valores de cada variable independiente a los puntos de la grilla. Se exportan los datos a una tabla Excel y utilizando el complemento estadístico Xlstat, se calcula la ecuación de la regresión logística.

Paso 5: Validación del Modelo

Con la ecuación de regresión logística, obtenida en el paso anterior, y con las variables independientes, se elaboró el uso de suelo futuro al año 2011; utilizando el cambio histórico ocurrido (1986-2001), para el proceso de validación se reclasificaron las probabilidades obtenidas, comparando con el uso de suelo del año 2011, generado por Heilmayr *et al.* (2016). Con esto se buscaba encontrar la probabilidad de cambio que mejor se ajustara al modelo para que no se expandieran otros usos de suelo que no fueran plantación forestal, siendo en este caso seleccionada una probabilidad de 0,6.

Paso 6: Expansión forestal

Los parámetros obtenidos por medio del modelo de regresión logística se utilizaron para simular un escenario de expansión forestal al año 2041, generando un uso de suelo intermedio al 2026; esto debido a que el modelo de regresión logística lograba expandir 15 años hacia el futuro.

Análisis de Vulneración hídrica

Para calcular la vulnerabilidad hídrica de la cuenca frente a un escenario de expansión foresta, se calculó un índice de vulnerabilidad ([ecuación 1](#)) (Espinosa,

2011)). Este índice de vulnerabilidad compara la diferencia existente del caudal mensual histórico versus el caudal mensual obtenido en el escenario planteado en las distintas subcuencas del área de estudio. La clasificación empleada para categorizar este índice se encuentra recomendado por la Organización de Naciones Unidas (IDEAM, ONU, MDGIF, 2009), la cual corresponde a una adaptación de la metodología propuesta por el Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales (IDEAM) (Espinosa, 2011).

$$IV = ((S-E) / S) * 100 \quad \text{ecuación 1}$$

S corresponde al período de Línea de Base en el cual se considerará el período con el uso de suelo actual de la cuenca (1995-2013);

E son los valores de caudal obtenidos con el escenario de expansión forestal generado.

RESULTADOS

Análisis de tendencias

La [Figura 3a](#) muestra el comportamiento anual para la variable de precipitación junto a los diagramas de caja correspondientes, se ilustra la variabilidad de los datos en el período de 1981–2016 para las series de datos de la DGA (específicamente en la estación Vilcún), junto para la Base de Datos CHIRPS. Ambas series de datos presentan una tendencia decreciente, el estadístico S de ambas series así lo confirma ([Figura 3](#)).

De igual forma el valor-P muestra que las tendencias identificadas son significativas para un intervalo de confianza del 95 %. Asimismo, la [Figura 3a](#) muestra los resultados de las pruebas de homogeneidad para los datos de precipitación, donde se observa que ambas series no presentan un quiebre estadísticamente significativo en sus datos, lo que hace suponer que la tendencia decreciente viene dada de años anteriores.

Al comparar los datos de precipitación obtenidos por la estación Vilcún de la DGA y la base de datos CHIRPS, se puede observar que la Base de datos CHIRPS reproduce de manera aceptable la variabilidad de la serie de tiempo de precipitaciones. En efecto, Zambrano *et al.* (2017) comprobó que esta base de datos se ajusta adecuadamente a los datos de precipitación registrado por las estaciones meteorológicas a nivel nacional.

Mientras que, en el caso de la variable de caudal ([Figura 3b](#)) muestra el comportamiento anual para la variable de caudal junto al diagrama de caja correspondiente, en el cual se ilustra la variabilidad de datos en el período de 1981 – 2017 para la estación fluviométrica río Muco en el puente Muco. La serie de la estación presenta una tendencia negativa la que es confirmada por el estadístico S. Sin embargo, el valor P muestra que la tendencia identificada no es significativa para un intervalo de confianza del 90 %.

La prueba de homogeneidad que se le realizó a la serie de datos ([Figura 3b](#) líneas roja y verde) muestra un quiebre estadísticamente significativo el año 1995, donde disminuye en un valor promedio anual de 26,87 a 22,04 m³/s.

En la [Figura 3b](#) grafica el análisis de tendencia realizado en la época de verano (comprendida en los meses de enero – marzo), en donde se aprecia que, en los meses más secos, el caudal presenta una tendencia negativa, siendo su S de -94. Este valor igual es apoyado por el valor del estadístico P.

Mientras en la prueba de homogeneidad aplicada a estos datos se encontró un comportamiento homogéneo, siendo esto respaldado por el valor P que se obtiene en esta prueba.

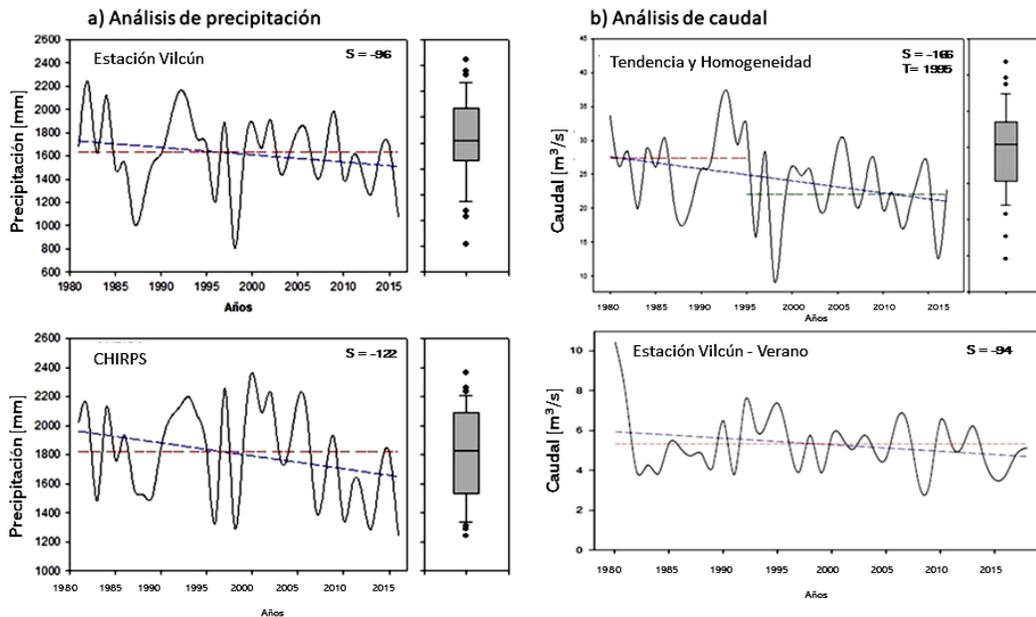


Figura 3. Análisis de tendencia y homogeneidad: a) Datos de precipitación, b) Datos de caudal. Elaboración propia.

Las series de caudales analizadas presentan las mismas tendencias que las series de precipitación de la estación Vilcún; es decir, una tendencia que demuestra una disminución de la disponibilidad de agua en la cuenca, principalmente, en las estaciones de primavera, verano y otoño, donde la tendencia es estadísticamente significativa.

Calibración y validación del modelo hidrológico

El análisis de sensibilidad implementado para la calibración del modelo en base a los distintos parámetros, obtenidos en la literatura, arrojó una combinación de 8 parámetros que son los más sensibles ($P\text{-value} \leq 0,5$) para la modelación de flujo en el área de estudio

Se encontró una gran sensibilidad en los siguientes parámetros:

CH_K2: el presente parámetro es el que posee mayor sensibilidad, tiene relación con la conductividad hidráulica efectiva en el cauce principal, la que es utilizada por el modelo para calcular las tasas de pérdidas por trasmisión.

CH_N2: es el segundo parámetro con mayor sensibilidad, este corresponde al coeficiente "n" de Manning para el cauce principal, presenta relevancia al momento de calcular los valores de flujo en el cauce principal (Neitsch *et al.*, 2005).

LSUBBSN: Tercer parámetro más sensible corresponde a la longitud promedio de la pendiente, la que también se relaciona con la cantidad de flujo generado y el tiempo de concentración (Cibin *et al.*, 2010).

CN2: El cuarto parámetro más sensible corresponde a la curva Número, que determina la escorrentía y, por lo tanto, posee una influencia directa en la cantidad de flujo generado en cada URH.

Además, se observó una alta sensibilidad en los parámetros de aguas subterráneas (GWQMN.gw, GW_Delay.gw) debido a que estos parámetros poseen influencia sobre los niveles de recarga del acuífero superficial y subterráneo influyendo, por lo tanto, en la modelación del flujo base de escorrentía. En el caso de la cuenca del río Muco, estos parámetros aumentaron influyendo así en el flujo superficial, disminuyendo el flujo subterráneo.

Como último parámetro más sensible se destaca el parámetro Sol_AWC, el cual tiene relación con la cantidad de agua disponible en el suelo, lo que significa que influye en el proceso de infiltración para cada subcuenca, en consecuencia, el aumento de este parámetro está relacionado con una mayor evapotranspiración del suelo que, para este estudio, se decide aumentar en 2.0 (200 %), con el fin de reducir la sobreestimación de los caudales.

La **Figura 4a** muestra la serie de caudales simulados y observados para el período de análisis, el cual representan de buena forma los caudales base, medios y tiempos de concentración. Sin embargo, se presentan leves sobrestimaciones en los caudales peak, principalmente en los años 2005 y 2006. De igual manera en la **Figura 4b** muestra la serie de caudales simulados y observados para el período 2009-2013. Se aprecia que el modelo, al igual que para el período de calibración, pudo reproducir de buena forma los caudales base, caudales medios y tiempos de concentración, no llegando a los máximos de escorrentía, principalmente en los años 2011 y 2013. Sin embargo, la subestimación es menor en comparación al período de calibración. Esto se debe principalmente, a que la base de datos de precipitación (CHIRPS) subestima los máximos de precipitación caída, lo que se refleja en la incapacidad del modelo para generar los *peak* de escorrentía reales, además los autores Borah & Bera, 2003 y Borah *et al.*, 2007 señalan que el modelo SWAT posee poca capacidad para predecir los caudales máximos.

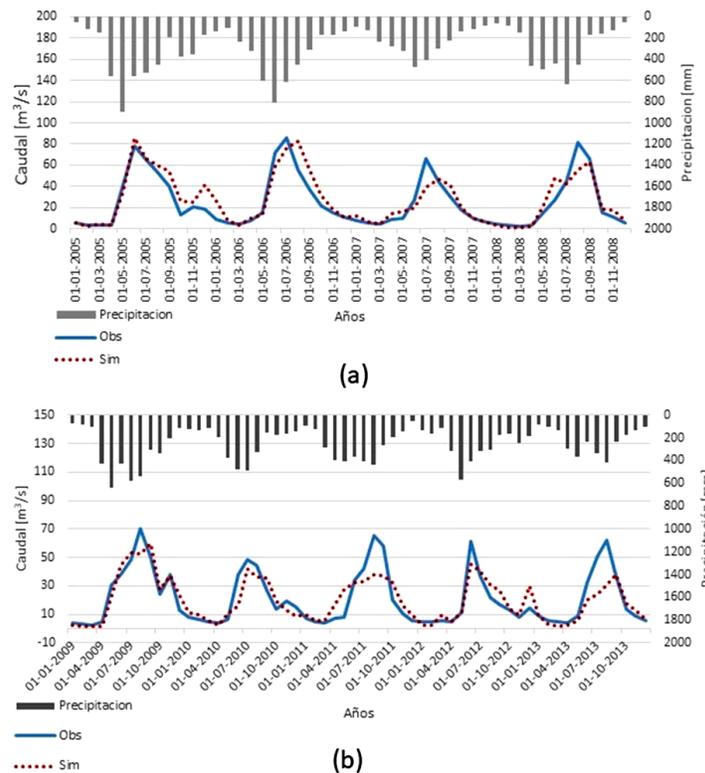


Figura 4: Calibración y validación del modelo hidrológico. Elaboración propia.

Los resultados estadísticos para evaluar el desempeño del modelo mostraron un muy buen nivel en el KGE (0,83) coeficiente de determinación (0,77) y PBIAS (5,67 %) para la calibración según la clasificación de Moriasi *et al.* (2007) y Gupta *et al.* (2009) (**Figura 4a**, **Tabla 2**). El modelo fue validado para demostrar la idoneidad de los valores calibrados en los escenarios (**Figura 4b**, **Tabla 5**). El ajuste entre el flujo observado y validado en el período de los años 2009-2016 alcanzó un buen nivel para un R^2 de 0,73. Se obtuvo una buena clasificación para PBIAS y KGE, con valores de -5,7 % y 0,75, respectivamente.

Modelación de escenario de Expansión Forestal

Al cuantificar los cambios ocurridos en el uso de suelo entre el período 1984-2001 (**Tabla 3**), se puede observar un aumento en las coberturas de plantaciones forestales (6 %) y en los terrenos agrícolas (7 %), siendo esta última la segunda mayor cobertura en ambos períodos. Por su parte los matorrales y praderas presentaron una disminución de un 3 % en sus coberturas, lo que se puede entender que el uso de suelo dio paso a las plantaciones forestales y terrenos agrícolas, lo que fue evidenciado también por Heymair *et al.* (2016). Por último, el bosque nativo sufrió una disminución de un 10 %.

	Calibración		Validación	
	Valor	Desempeño	Valor	Desempeño
R²	0,84	Muy Bueno	0,73	Bueno
KGE	0,83		0,78	Muy Bueno
PBIAS	9,3		-5,7	

Tabla 2: Valores de los indicadores de bondad de ajuste para calibración y validación. Elaboración propia.

Se aprecia también que durante el período de análisis de las coberturas (15 años aproximadamente) el uso de suelo ocupado por distintos centros urbanos sufrió un leve incremento en su área. Se evidencia que la cuenca presenta un desarrollo forestal y agrícola por sobre el aumento de industrias o crecimiento urbano (Tabla 3).

Usos de suelo	1986		2001		% de cambio
	Área (ha)	%	Área (ha)	%	
Terrenos Agrícolas	13.360,06	21%	18.309,54	28%	7%
Bosque Nativo	31.369,10	48%	25.073,74	38%	-10%
Plantaciones Forestales	572,13	1%	4.858,33	7%	6%
Matorrales	10.063,16	15%	8.424,80	13%	-2%
Praderas	8.935,64	14%	7.090,20	11%	-3%
Centros urbanos	0,01	0%	0,23	0%	0%

Tabla 3. Variación temporal de los usos de suelo presentes en la cuenca (1986 - 2001). Elaboración propia a partir de las capas generadas por Heymair *et al.* (2016).

De acuerdo con los parámetros de regresión logística $\beta(i)$ se puede observar en la Tabla 4 que el avance de las plantaciones forestales se encuentra fuertemente determinado por la Pendiente, Distancia al Bosque Nativo, Presencia de Bosque Nativo, Distancia a centros urbanos y la Presencia de Terrenos Agrícolas.

El avance de las plantaciones forestales posee una relación indirectamente proporcional, principalmente por las variables de elevación ($\beta_b(i) = -0,00258079$). Esto se debe a que a mayor elevación es menor la posibilidad del establecimiento de plantaciones forestales, lo que también evidenció Aguayo *et al.*, 2016. Además la distancia al bosque nativo es la segunda variable que está relacionada indirectamente con el avance de las plantaciones, lo que se explica por la variable de elevación (mayor altura más difícil el poblamiento de plantaciones exóticas sobre las especies nativas).

Por su parte la variable de Presencia de Bosque Nativo ($\beta(i) = 16,12272000$) es la que posee una relación directamente mayor con la expansión forestal, ya que ofrece condiciones de sitio favorables para su asentamiento; principalmente, un suelo de aptitud preferentemente forestal (Aguayo *et al.*, 2016). Por otra parte, los parámetros de distancia demuestran que la actividad forestal se desarrolla cerca de plantaciones previamente establecidas, debido a que estas áreas presentan facilidades de infraestructura básica como caminos y centros de acopio (Aguayo *et al.*, 2016; Mellado, 2019).

VARIABLES	$\beta(i)$	Error estándar	Wald a)	P
Elevaciones	-0,0026	0,002	0,949	0,33
Pendiente	0,0844	0,0266	10,07	**
Distancia al bosque nativo	-0,007	0,0017	16,411	**
Presencia de bosque nativo	16,1227	3,721	18,778	**
Distancia plantaciones forestales	0,0004	0,0003	1,826	0,177
Presencia plantaciones forestales	0,683	10,66	0,004	0,949
Distancia Terrenos Agrícolas	0,0064	0,0042	2,229	0,135
Presencia terrenos agrícolas	11,5232	3,941	8,548	**
Distancia a ríos	0,0003	0,0002	1,413	0,235
Distancia a caminos	0,0005	0,0002	5,206	0,023
Distancia centros urbanos	-0,0002	4×10^{-5}	18,727	**

Tabla 4. Parámetros de la regresión logística ajustados para la expansión forestal (**= P<0,01). Elaboración propia, a partir de Xlstat (2019).

Los cambios ocurridos en los años 1984-2001 y la regresión logística permitieron la proyección del uso de suelo forestal hacia el año 2041 (Figura 6).

La Tabla 5 muestra el cambio histórico y futuro en los usos de suelo. En ella se puede apreciar que las plantaciones forestales aumentan en un 1 % al año 1986 y en un 14 % al 2011, alcanzando a cubrir un 22 % de la cuenca al año 2041. Este aumento de las plantaciones se produce por la disminución de algunos usos de suelo principalmente de los terrenos agrícolas, los cuales al año 2011 abarcaban un 28 % y disminuyen a un 26 % en el 2041. Asimismo, los matorrales pasan de ocupar un 8% a un 5 % de la cuenca. Diversos usos de suelo también disminuyen en menor medida pasando de un 15 % a un 12 %.

	1986		2001		2011		2041	
	Ha	%	Ha	%	Ha	%	Ha	%
Terrenos Agrícolas	13.360	21%	18.309	28%	18.028	28%	16.710	26%
Bosque Nativo	31.369	48%	25.073	38%	22.842	35%	22.920	35%
Plantaciones Forestales	572	1%	4.858	7%	8.923	14%	14.445	22%
Matorrales	10.063	15%	8.424	13%	5.326	8%	3.184	5%
Otros Usos	8.935	14%	7.090	11%	9.704	15%	7.886	12%

Tabla 5. Cambio en la superficie (ha) de los principales usos de suelo. Fuente: Elaboración propia

La Figura 5 muestra la distribución temporal de las coberturas de suelo donde se puede apreciar que las plantaciones forestales pasan de poblar un total de 8.923,47 ha al 2011 a un total de 14.444,50 ha, con una ganancia neta de 5.521,03 ha al 2041.

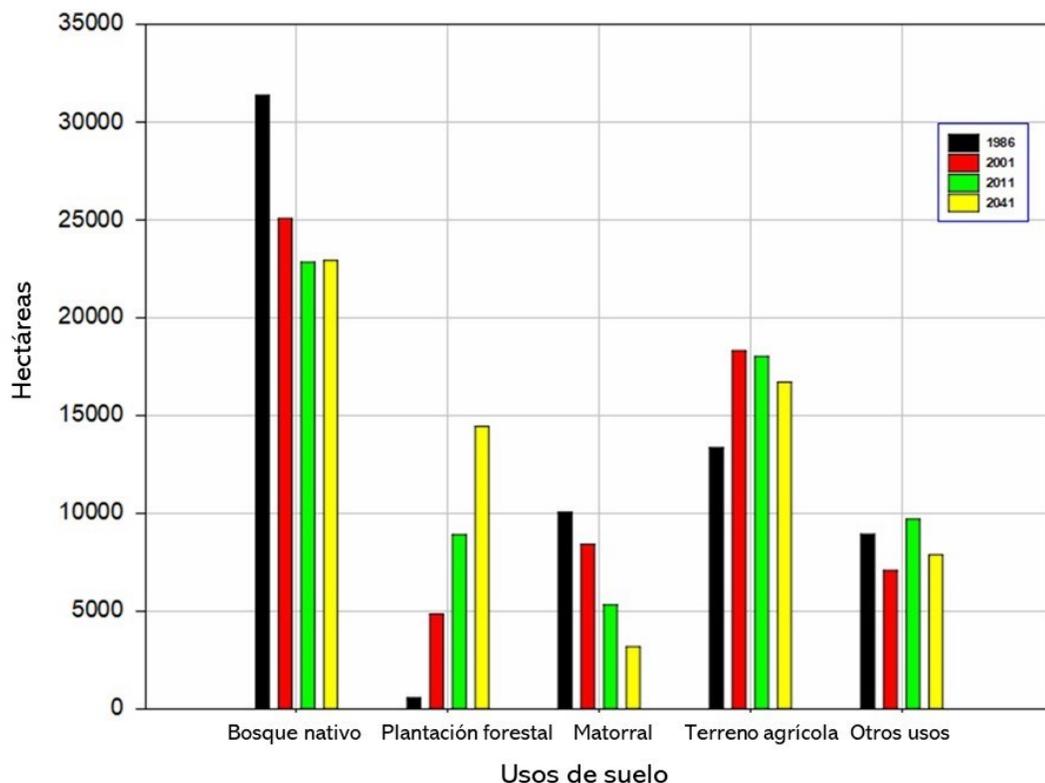


Figura 5. Variación temporal de los usos de suelo para los años 1986, 2001, 2011, 2041. Elaboración propia.

Se puede observar en las Figuras 5 y 6 que los usos de suelo de terrenos agrícolas y matorrales son las principales coberturas reemplazadas por plantaciones forestales; en menor medida, las coberturas agrupadas en otros usos (praderas, cuerpos de agua, suelo urbano). La cobertura con una mayor presencia en los años 1986, 2001 y 2011 corresponde al bosque nativo, proyectándose de igual forma al año 2041. Esto debido a que se trabajó bajo la Ley N° 20283 del Ministerio de Agricultura, en donde se prohíbe el reemplazo de especies nativas por plantaciones exóticas.

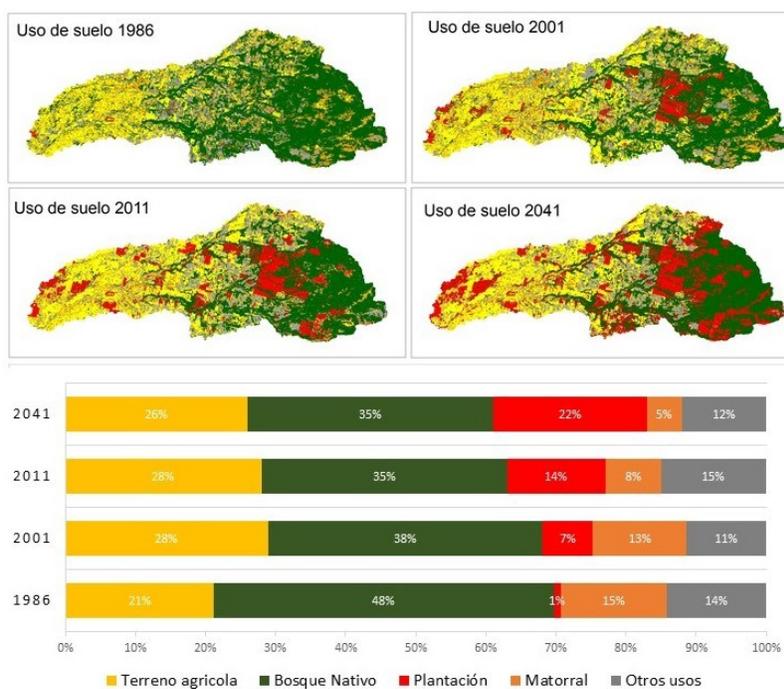


Figura 6. Distribución espacial de los usos de suelo. Elaboración propia

De igual forma se puede apreciar en la [Figura 3](#) que el modelo de regresión logística, utilizado para la expansión del uso de suelo forestal, logra reproducir la dinámica de cambio de suelo que presentó entre los periodos 2001-2011.

Análisis de Vulnerabilidad hídrica

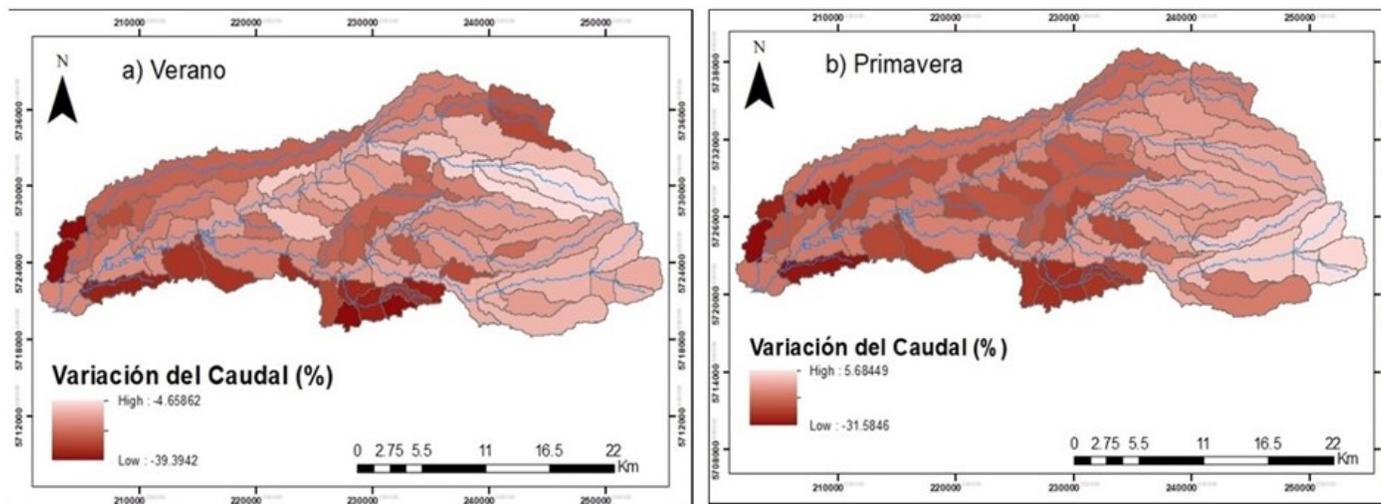
Al realizar una comparación de los caudales en el periodo de línea base (2000 -2013) *versus* los caudales futuros (2014-2043) bajo el escenario de una expansión forestal, se presentan variaciones espaciales en toda la cuenca.

Las principales reducciones de caudal se presentan en la parte media y baja de la cuenca (color más oscuro, [Figura 7](#)), además en el estero El Tambor, parte centro sur de la cuenca. Por el contrario, en lo alto de la cuenca (nacimiento del río Muco) no se prevén importantes reducciones de caudal, ya que el avance del uso de suelo forestal no logró poblar esos sectores. Se mantuvo el uso de suelo correspondiente al bosque nativo, el cual posee una correlación positiva en cuanto a su presencia y la producción hídrica (Lara *et al.*, 2009).

Las principales reducciones de caudal se presentan en la parte media y baja de la cuenca (color más oscuro, [Figura 7](#)), además en el estero El Tambor.

La [Figura 8](#) muestra la variación estacional del caudal provocada por la expansión forestal medidas en la estación fluviométrica río Muco en puente Muco (Subcuenca 90). La reducción anual corresponde a un 1 %; en el caso de las distintas épocas del año, las mayores reducciones de caudal se presentan en las estaciones de primavera y verano, teniendo un valor de 10 % y 16 %, respectivamente.

Figura 7. Variación espacial del caudal: a) Verano, b) Primavera. Elaboración propia



Al cuantificar las variaciones de los percentiles para la estación fluviométrica, la mayor reducción recae en los percentiles bajos (P5, P10, P15), con una variación que va desde un -0,90 a un -7,84; los que afectan a los caudales medios mensuales, con un porcentaje de excedencia de un 80 % y 90 %, en los periodos de estiaje. Asimismo, se observa que existirá un aumento en la disponibilidad hídrica de hasta un 3 % en los caudales medios (P50 – P60).

Esta reducción cuantificada en los percentiles más bajos es consistente con lo mencionado por Little *et al.*, 2009, Huber *et al.*, 2010 y Mellado, 2019, quienes han evidenciado que el efecto de las plantaciones forestales sobre la disponibilidad de agua recae principalmente a los caudales mínimos, generando déficit hídrico en épocas estivales.

Al realizar el cálculo de la vulnerabilidad hídrica de cada subcuenca ([ecuación 1](#)) se aprecia un aumento en los índices de vulnerabilidad, comparando el escenario de expansión forestal *versus* el de línea de base. La [Figura 9](#) muestra la distribución espacial de los índices de vulnerabilidad por subcuenca en los meses

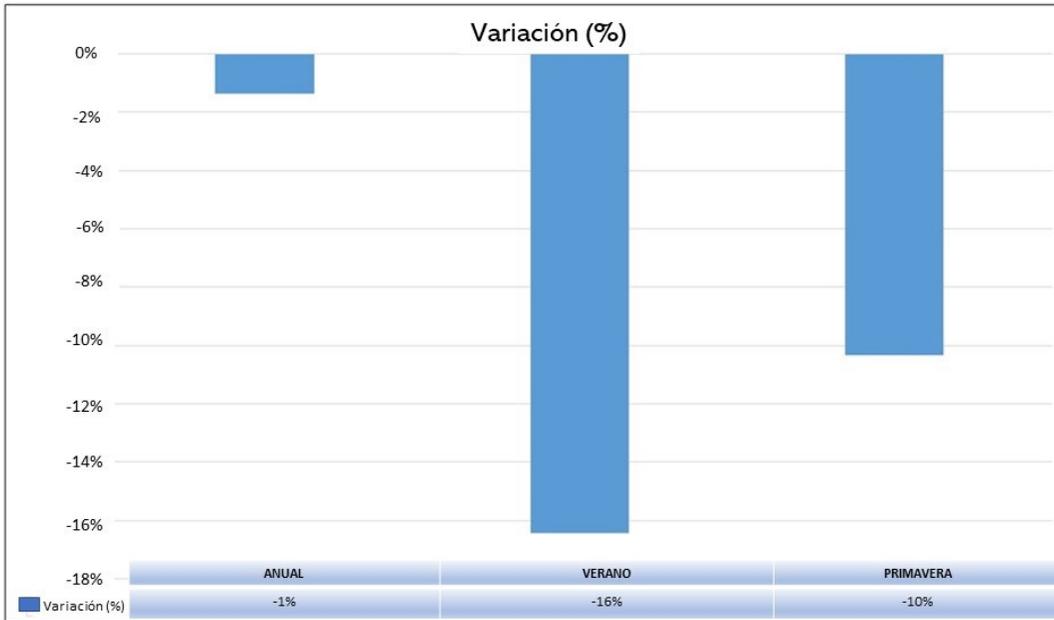


Figura 8. Variación estacional del caudal. Elaboración propia.

de verano. Se observa en ella que la mayor vulnerabilidad al año 2041 se distribuye en la parte baja y media de cuenca (mismas zonas con mayor reducción de caudal), donde la mayor vulnerabilidad se encuentra en la zona perteneciente al estero El Tambor.

La zona alta de la cuenca presenta índices de vulnerabilidad menores a 10 %, esto debido a que esta zona de la cuenca tiene menores reducciones en el caudal. Al comparar con la Figura 6, al año 2041, se aprecia que en esa zona no existe gran aumento del poblamiento de las plantaciones forestales.

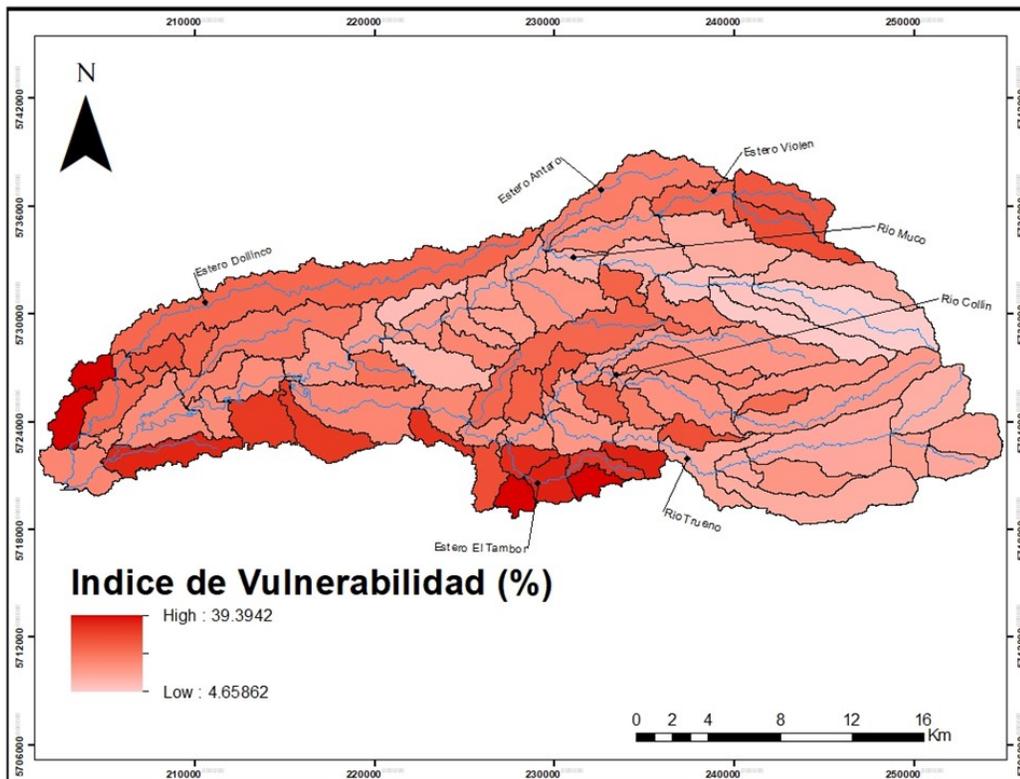


Figura 9. Vulnerabilidad hídrica espacial ante un escenario de expansión forestal. Elaboración propia.

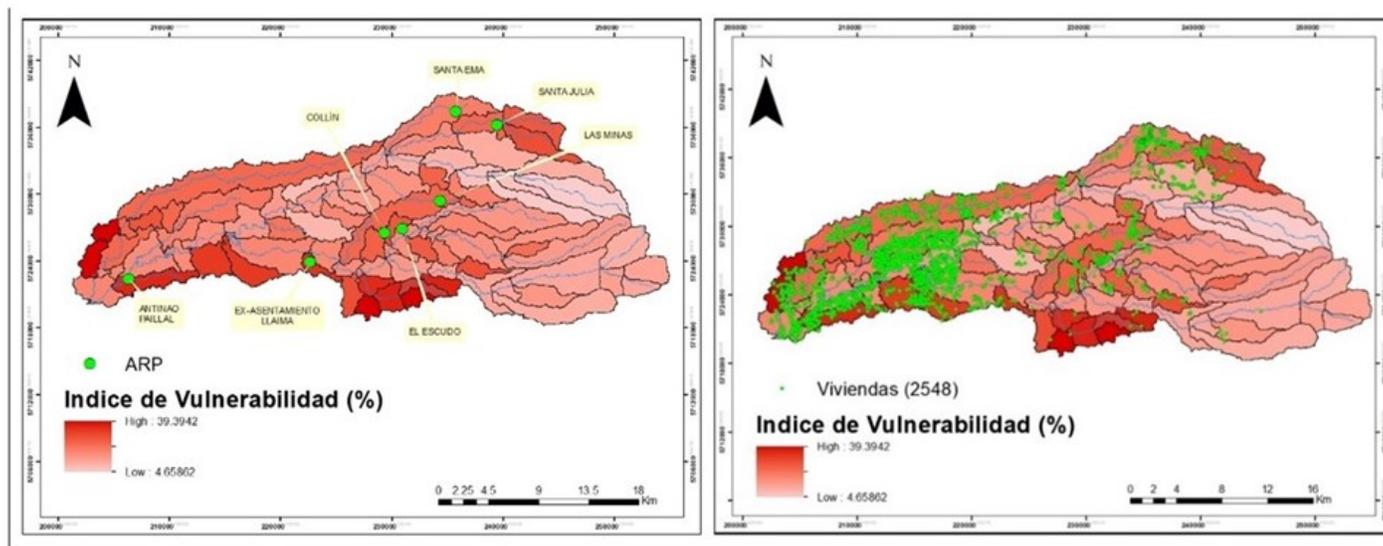
Analizando estos índices de vulnerabilidad, en relación con el servicio de provisión de agua, dentro del área de la cuenca se identificaron 7 sistemas de Agua Potable Rural (APR) presentados en la **Figura 10-A**, de los cuales los sistemas más afectados corresponderían a los APR Antinao Paillal y el APR Ex Asentamiento Llaima: ya que ambos sistemas se encuentran en las zonas con mayor índice de vulnerabilidad dentro de la cuenca.

De igual forma se realizó un análisis en función de la población existente dentro de la cuenca, para el censo del año 2017 y a través de la unidad de Planeamiento del MOP se identificaron 2548 viviendas en el área de estudio (**Figura 10-B**), la cual representaría una población total de 10.192 habitantes, considerando que la mayor vulnerabilidad se concentra en la zona media y baja de cuenca; la cantidad aproximada de viviendas afectadas sería de 1247, siendo la población afectada de 4988 de habitantes aproximadamente representando un 49 % de población total de la cuenca.

Cabe señalar que estos resultados se trabajaron con una subestimación en la modelación de caudales, pues la base de datos de precipitación CHRIPS, para el período de validación del modelo, presenta una subestimación en los valores máximos de precipitación para los años estudiados, que podría significar que al año 2041 existiría una mayor reducción en los caudales de la cuenca y en consecuencia afectaría a una mayor cantidad de población dentro de esta.

Figura 10: a) Sistemas APR dentro de la cuenca del río Muco; b) Viviendas cuenca río Muco

Fuente: Elaboración propia a partir de datos de la Dirección de Obras Hidráulicas (DOH) y Datos de la Dirección de Planeamiento (Dirplan) del Ministerio de Obras Públicas.



CONCLUSIONES

Este estudio destaca la importancia de la modelación hidrológica y de usos de suelo espacialmente explícitos para el cálculo de la vulnerabilidad hídrica, y permitió someter a prueba la hipótesis sobre los potenciales efectos de intervenciones en cuencas hidrográficas. Los resultados del proceso de validación prueban que el modelo empleado en este caso de estudio es capaz de reproducir adecuadamente la respuesta hidrológica bajo distintos escenarios de expansión forestal.

En efecto, las simulaciones muestran una tendencia a la disminución de los caudales, lo cual es especialmente preocupante en la época de estiaje donde el caudal se reduce a más del 16 % respecto al período base. Esta tendencia es consistente con el análisis realizado de los datos del período base, y con las tendencias reportadas por otros autores en cuencas de pequeña y mesoescala.

Los resultados del presente estudio pueden ser utilizados en discusiones de políticas públicas y toma de decisiones que involucren cambios en la cobertura del suelo, ya que brindan herramientas con base científica, y cuantifica los impactos causados sobre los recursos hídricos durante los últimos treinta años, principalmente como resultado de la sustitución de bosques nativos por plantaciones forestales. También puede ser una base importante para la investigación futura, incluidas las proyecciones del cambio de uso combinándolos con los efectos del cambio climático.

REFERENCIAS

1. Abraham, E. (2008). Asociación española de ecología terrestre, tierras secas, desertificación y recursos hídricos. *Ecosistemas*.
2. Aguayo, M. (2008). El cambio de uso de suelo en el centro-sur de Chile. Comprendiendo su dinámica a través de la modelación espacialmente explícita y explorando sus efectos ambientales en una cuenca hidrológica de mesoescala. Concepción: Tesis Doctorado en Ciencias Ambientales, Universidad de Concepción.
3. Aguayo, M., A. Pauchard, G. Azócar y 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*.
4. Aguayo, M., A. Stehr y O. Link (2016). Respuesta hidrológica de una cuenca de meso escala frente a futuros escenarios de expansión forestal. *Revista de geografía norte grande*.
5. Altamirano, A., P. Aplín, A. Miranda, L. Cayuela, A. Algar, & R. Field (2013). High rates of forest loss and turnover obscured by classical landscape measures. *Applied Geography*, 40.
6. Beven, K., M. Kirkby y N. Schofield (1984). Prueba de un modelo de pronóstico de inundaciones con base física (modelo) para tres captaciones del Reino Unido. *Revista de hidrología*.
7. Borah, D., & M. Bera (2003). Watershed-scale hydrologic and nonpoint-source pollution models: Review of mathematical bases. *Transactions of the ASABE*.
8. Borah, D., J. Arnold, B. Modeling, C. Krug, & X. Liang (2007). Storm Event and Continuous Hydrologic Modeling for Comprehensive and Efficient Watershed Simulations Storm Event and Continuous Hydrologic Modeling.
9. Bronstert, A., U. Fritsch, & D. Katzenmaier (2001). Quantifizierung des Einflusses der Landnutzung undbedeckung auf den Hochwasserabfluss in Flussgebieten. Potsdam-Institut für Klimafolgenforschung, Potsdam, 243pp.
10. Cibir, R., K. Sudheer, & I. Chaubey (2010). Sensitivity and identifiability of stream flow generation parameters of the SWAT model. *Hydrological processes*.
11. CIREN. (2002). Estudio Agrologico, Descripción de suelos Materiales y Símbolos, IX Región. Centro de Información de Recursos Naturales.
12. Devia, Gayathri K., B. P. Ganasri, & G. S. Dwarakish (2015). A review on hydrological models. *Aquatic Procedia*, 4, 1001-1007.
13. Echeverría C., D. Coomes, J. Salas, J.M. Rey-Benayas, A. Lara, & A. Newton (2006). Rapid deforestation and fragmentation of Chilean temperate forests. *Biological Conservation*, 130.
14. Echeverría, C., A. Huber, & F. Taberlet (2007). Estudio comparativo de los componentes del balance hídrico en un bosque nativo y una pradera en el sur de Chile. *Bosque (Valdivia)*, 28 (3), 271-280.
15. Eckhardt, K., L. Breuer, & H. G. Frede (2003). Parameter uncertainty and the significance of simulated land use change effects. *J. Hydrol.*, 273.
16. Espinosa, J., H. Uribe, J. Arumí, D. Rivera, & A. Stehr (2011). Vulnerabilidad del recurso hídrico respecto a actividades. *Gestión ambiental*.
17. Fohrer N., S. Haverkamp, K. Eckhardt, & H. G. Frede (2001). Hydrologic Response to land use changes on the catchment scale. *Physics and Chemistry of the Earth, Part B: Hydrology, Oceans and Atmosphere*, 26.
18. Fundación Chile (2018). Radiografía del Agua: Brechas y riesgos hidrológicos en Chile, Escenarios Hídricos 2030. Santiago, Chile.
19. González-Reyes, Á., & A. Muñoz (2013). Cambios en la precipitación de la ciudad de Valdivia (Chile) durante los últimos 150 años. *Bosque*.

20. Gupta, H. V., H. Kling, K. K. Yilmaz, & G. F. Martinez (2009). Decomposition of the mean squared error and NSE performance criteria: Implications for improving hydrological modelling. *J. Hydrol.* 377 (1), 80-91.
21. Heilmayr, R., C. Echeverría, R. Fuentes, & E. Lambin (2016). A plantation-dominated forest transition in Chile. *Applied geography*.
22. Huber, A., A. Iroumé, & J. Bathurst (2008). Effect of *Pinus radiata* plantations on water balance in Chile. *Hydrological processes*.
23. Huber, A., A. Iroumé, C. Mohr, y C. Frêne (2010). Efecto de plantaciones de *Pinus radiata* y *Eucalyptus globulus* sobre el recurso agua en la Cordillera de la Costa de la región del Biobío, Chile. *Bosque*.
24. IDEAM, ONU y MDGIF (2009). Indicadores, tendencias y escenarios hidrológicos para el cambio climático, Programa conjunto de integración de ecosistemas y adaptación al cambio climático 12-28.
25. Iroumé, A., A. Huber, & K. Schulz (2005). Summer flows in experimental catchments with different forest covers, Chile. *Journal of Hydrology*, 300 (1-4), 300-313.
26. Iroumé, A., & 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*.
27. Jyrkama, M., J. Sykes, & S. Normani (2005). Recharge Estimation for Transient Ground Water Modeling. *Ground water*.
28. Lara, A., C. Little, R. Urrutia, J. McPhee, C. Álvarez-Garretón, C. Oyarzún, . . . I. Arismendi (2009). Assessment of ecosystem services as an opportunity for the conservation and management of native forests in Chile. *Forest ecology and management*.
29. Little, C., A. Lara, J. McPhee, & R. Urrutia (2009). Revealing the impact of forest exotic plantations on water yield in large scale watersheds in South-Central Chile. *Journal of hydrology*.
30. Martínez, Y., y V. Villalejo (2018). La gestión integrada de los recursos hídricos: una necesidad de estos tiempos. *Ingeniería hidráulica y ambiental*.
31. Mellado, M. (2019). Análisis de la disponibilidad hídrica para la cuenca del río Duqueco considerando escenarios de cambio climático y una expansión de las plantaciones forestales hacia el año 2030. Universidad de Concepción.
32. Miranda, A., A. Altamirano, L. Cayuela, F. Pincheira, & A. Lara (2015). Different times, same story: Native forest loss and landscape homogenization in three physiographical areas of south-central of Chile. *Applied geography*.
33. Moriasi, D., J. Arnold, M. Van Liew, R. Bingner, R. Harmel, & T. Veith (2007). Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *Transactions of the ASABE*.
34. Nahuelhual, L., A. Carmonaa, A. Lara, C. Echeverría, & M. González (2012). Land-cover change to forest plantations: Proximate causes and implications for the landscape in south-central Chile. *Landscape and urban planning*.
35. Neitsch, S., J. Arnold, J. Kiniry, & J. Williams (2005). Soil and Water Assessment Tool Theoretical Documentation Version 2005.
36. Ponce, V. (1989). *Engineering Hydrology*. Englewood Cliffs. New Jersey.: Prentice Hall.
37. Ravindranath, N., S. Rao, N. Sharma, M. Nair, R. Gopalakrishnan, A. Rao . . . & G. Bala (2011). Climate change vulnerability profiles for North East India. *Current science*.
38. Sangrey, D. A., K. O. Harrop-Willims, & J. A. Klaiber (1984). Predicting ground-water response to precipitation. *ASCE J. Geotech. Eng.* 110 (7), p. 957-975
39. Stehr Gesche, A. (2008). Análisis del comportamiento hidrológico y disponibilidad de agua, bajo escenarios de cambio climático, para dos sub-cuencas cuencas del río Biobío incorporando el impacto del aporte nival en la zona cordillerana. Universidad de Concepción.

40. Stehr, A., P. Debels, J. Arumi, H. Alcayaga y F. Romero (2010). Modelación de la respuesta hidrológica al cambio climático: experiencias de dos cuencas de la zona centro-sur de Chile. *Tecnología y Ciencias del Agua*, antes *Ingeniería hidráulica en México*.
41. Takeuchi, K. (2009). Increasing vulnerability to extreme floods and societal needs of hydrological forecasting. *Hydrological sciences journal*.
42. Venetis, C. (1969). A study of the recession of unconfined aquifers. *Bull. Int Assoc. Sci. Hydrol*, 14 (4), p. 119-125.
43. Vicuña, S., R. Garreaud, & J. McPhee (2008). *Climate change impacts on the hydrology of a snowmelt. Springer.*
44. Webb, A., & A. Kathuria (2012). Response of streamflow to afforestation and thinning at Red Hill, Murray Darling Basin, Australia. *Journal of hydrology*.
45. Webb, A., A. Kathuria, & L. Turner (2012). Longer-term changes in streamflow following logging and mixed species eucalypt forest regeneration: The Karuah experiment. *Journal of hydrology*.
46. Yang, D., S. Herath, & K. Musiak (2000). Comparison of different distributed hydrological models for characterization of catchment spatial variability. *Hydrological processes*.
47. Yue, S., & C. Y. Wang (2002). Applicability of prewhitening to eliminate the influence of serial correlation on the Mann-Kendall test. *Water resources research*, 38 (6), 4-1.
48. Yue, S., & G. Wang (2004). The Mann-Kendall Test Modified by Effective Sample Size to Detect Trend in Serially Correlated Hydrological Series. *Water resources management*.
49. Zambrano, F., B. Wardlow, & T. Tadesse (2017). Evaluating satellite-derived long-term historical precipitation datasets for drought monitoring in Chile. *Atmospheric research*.

Sebastián Hormazábal Madrid

Ingeniero Ambiental de la Universidad de Concepción, Diplomado en Geomática Aplicada de la Universidad de Chile (en desarrollo), con experiencia en el manejo de Sistemas de Información Geográficos (SIG), cartografía, modelación espacial, manejo post-proceso de imágenes de drones.

Consultor y profesional en el área de SIG, sector público y privado. Áreas de investigación y de interés: modelación espacialmente basada, teledetección, ecología del paisaje, drones.

Mauricio Aguayo Arias

Ingeniero Forestal, Licenciado en Ciencias Forestales y Doctorado en Ciencias Ambientales, Universidad de Concepción, Chile. Profesor Asociado del Departamento de Ordenamiento Territorial, Facultad de Ciencias Ambientales, Centro EULA, Universidad de Concepción.

Posee numerosas publicaciones y presentaciones en congresos científicos en áreas relacionadas con ciencias ambientales, ecología del paisaje, cambio de uso del suelo, servicios ecosistémicos e hidrología.

Se sugiere citar:

Hormazábal, S. y M. Aguayo (2021). Análisis de vulnerabilidad hídrica en la cuenca del río Muco ante un escenario de expansión forestal. *Revista Cartógrafo.CL* 1 (1), pp. 33-50.



Bajo Licencia Creative Commons
Atribución 4.0 Internacional.