



UNIVERSIDAD DE CONCEPCIÓN
FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES
INGENIERÍA EN CONSERVACIÓN DE RECURSOS NATURALES

**ANÁLISIS DE RECARGA DE ACUÍFEROS BAJO ESCENARIO DE CAMBIO
CLIMÁTICO EN EL NORTE DE LA PROVINCIA DE CONCEPCIÓN**

Tesis presentada a la Facultad de Ciencias Forestales de la Universidad de
Concepción para optar al título profesional de Ingeniero en Conservación de
Recursos Naturales

POR: Nicolás Eduardo Oyarzún Oyarzún

Profesor Guía: Cristian Mauricio Echeverría Leal

Diciembre, 2024

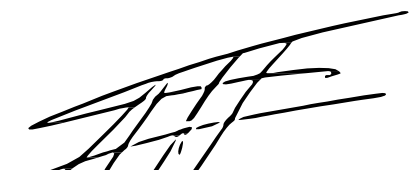
Concepción, Chile

© 2024, Nicolás Eduardo Oyarzún Oyarzún

Se autoriza la reproducción total o parcial, con fines académicos, por cualquier medio o procedimiento, incluyendo la cita bibliográfica del documento

ANÁLISIS DE RECARGA DE ACUÍFEROS BAJO ESCENARIO DE CAMBIO
CLIMÁTICO EN EL NORTE DE LA PROVINCIA DE CONCEPCIÓN

Profesor Guía



Cristian Mauricio Echeverria Leal

Profesor titular

Ingeniero Forestal, Ph.D.

Profesor Guía



Rodrigo Elías Fuentes Robles

Colaborador Académico

Ingeniero Forestal, M.Sc.

DEDICATORIA

A mi familia, amigos y personas que estuvieron conmigo durante todo este proceso.

AGRADECIMIENTOS

Quiero agradecer a Eiichiro Oda, creador de One Piece, por haber dado vida a una historia que me acompañó durante estos años, inspirándome con su mensaje de perseverancia, sueños y compañerismo. Su obra ha sido un refugio y una fuente constante de motivación en los momentos más difíciles de este camino.

TABLA DE CONTENIDO

| | |
|---|-----|
| RESUMEN..... | xi |
| ABSTRACT..... | xii |
| I. INTRODUCCIÓN | 1 |
| II. METODOLOGÍA..... | 6 |
| 2.1 Descripción del área de estudio | 6 |
| 2.3 Precipitación mensual..... | 9 |
| 2.4 Evapotranspiración de referencia promedio mensual..... | 10 |
| 2.5 Modelo InVEST de Rendimiento hídrico estacional..... | 11 |
| 2.5.1 Flujo rápido..... | 13 |
| 2.5.2 Recarga local | 15 |
| 2.5.3 Flujo base..... | 20 |
| 2.5.4 Procedimiento resumido del cálculo de modelo | 22 |
| 2.5.5 Otros Datos de entrada requeridos por el programa (Tabla 5) | 23 |
| 2.6. Escenarios de cambio climático locales usados en InVEST..... | 25 |
| 2.7 Generación de variables climáticas..... | 25 |
| 2.9 Delimitación de cuencas anidadas | 26 |
| 2.10 Modelación | 26 |
| 2.11 Calibración y validación del modelo InVEST <i>Seasonal Water Yield</i> ... | 28 |
| III. RESULTADOS | 29 |
| 3.1 Delimitación de cuencas anidadas | 29 |
| 3.2 Variación en el régimen de precipitación | 31 |
| 3.3 Variación en el régimen de recarga local..... | 32 |
| 3.4 Comparación a escala de subcuenca..... | 35 |
| IV. DISCUSIÓN | 45 |
| 4.2 Limitaciones del estudio | 51 |
| 4.3 InVEST y otros programas | 52 |
| V. CONCLUSIONES..... | 54 |
| VI. GLOSARIO..... | 55 |

| | |
|-------------------------|----|
| VII. BIBLIOGRAFÍA | 57 |
| VIII. APÉNDICE | 66 |

ÍNDICE DE TABLAS

| | |
|--|----|
| Tabla 1: Superficie de la cuenca del río Andalién según cobertura y uso de suelo para el año 2023. | 8 |
| Tabla 2: Estaciones meteorológicas utilizadas para obtener el directorio de ráster de precipitación. | 9 |
| Tabla 3: Información de las subcuencas de la cuenca del río Andalién. | 30 |
| Tabla 4: Superficie de las coberturas y usos de suelo para cada subcuenca (ha). | 31 |
| Tabla 5: Datos de entrada para ejecutar el modelo de rendimiento hídrico estacional, sacado desde (Sharp et al., 2014). | 66 |
| Tabla 6: Horas de sol para la latitud 18 sur, correspondiente para cada mes del año. | 67 |
| Tabla 7: Tabla biofísica que contiene la información del modelo correspondiente a cada tipo de cobertura. | 68 |
| Tabla 8: Tabla biofísica que contiene la información del modelo correspondiente a cada tipo de cobertura. | 68 |
| Tabla 9: Porcentaje de calidad de recarga hídrica (mm/año) por cobertura de uso de suelo en las Subcuencas del río Andalién, 2023 vs. 2045-2069: 1 es muy pobre (≤ 50), 2 es pobre (51-100), 3 es moderado (101-200), 4 es bueno (201-300), 5 es muy bueno (>300). | 73 |

ÍNDICE DE ILUSTRACIONES

| | |
|---|----|
| Figura 1: Ubicación geográfica de la cuenca del río Andalién y la red hídrica que la compone. | 7 |
| Figura 2: Balance de agua a nivel de pixel según el modelo Seasonal Water Yield de InVEST. Fuente (Sharp et al., 2014)..... | 19 |
| Figura 3: Esquema con pendiente para calcular la evapotranspiración real según el modelo Seasonal Water Yield de InVEST. Fuente (Sharp et al., 2014). | 19 |
| Figura 4: Diagrama diseñado por el programa de esquema utilizado en el modelo Seasonal Water Yield de InVEST. Fuente (Sharp et al., 2014)..... | 22 |
| Figura 5: Diagrama de flujo del uso del modelo de rendimiento hídrico estacional para generar el mapa de recarga en la cuenca del río Andalién..... | 27 |
| Figura 6: Distribución de las subcuencas de la cuenca del río Andalién..... | 29 |
| Figura 7: Variación de precipitación anual (%) entre el escenario actual (2023) y el escenario de cambio climático RCP 8.5..... | 32 |
| Figura 8: Estimación de la recarga en el área de estudio con el modelo InVEST para el año 2023. | 33 |
| Figura 9: Estimación de la recarga en la cuenca del río Andalién mediante el modelo InVEST para el escenario de cambio climático RCP 8.5 para el periodo 2045 – 2069..... | 34 |
| Figura 10: Distribución porcentual de la calidad de recarga hídrica por cobertura del suelo en la subcuenca Bodega, cuenca del río Andalién, 2023. | 36 |
| Figura 11: Distribución porcentual de la calidad de recarga hídrica por cobertura del suelo en la subcuenca Bodega, cuenca del río Andalién, 2045 – 2069. | 36 |
| Figura 12: Distribución porcentual de la calidad de recarga hídrica por cobertura del suelo en la subcuenca Chaimavida, cuenca del río Andalién, 2023. | 37 |
| Figura 13: Distribución porcentual de la calidad de recarga hídrica por cobertura del suelo en la subcuenca Chaimavida, cuenca del río Andalién, 2045 – 2069..... | 38 |
| Figura 14: Distribución porcentual de la calidad de recarga hídrica por cobertura del suelo en la subcuenca Copiulemu, cuenca del río Andalién, 2023. | 39 |
| Figura 15: Distribución porcentual de la calidad de recarga hídrica por cobertura del suelo en la subcuenca Copiulemu, cuenca del río Andalién, 2045 – 2069. | 39 |
| Figura 16: Distribución porcentual de la calidad de recarga hídrica por cobertura del suelo en la subcuenca Juan Chico, cuenca del río Andalién, 2023. | 41 |
| Figura 17: Distribución porcentual de la calidad de recarga hídrica por cobertura del suelo en la subcuenca Juan Chico, cuenca del río Andalién, 2045 – 2069. | 41 |

Figura 18: Distribución porcentual de la calidad de recarga hídrica por cobertura del suelo en la subcuenca Nonguén, cuenca del río Andalién, 2023..... 42

Figura 19: Distribución porcentual de la calidad de recarga hídrica por cobertura del suelo en la subcuenca Nonguén, cuenca del río Andalién, 2045 – 2069.... 43

Figura 20: Distribución porcentual de la calidad de recarga hídrica por cobertura del suelo en la subcuenca Pataguas, cuenca del río Andalién, 2023. 44

Figura 21: Distribución porcentual de la calidad de recarga hídrica por cobertura del suelo en la subcuenca Pataguas, cuenca del río Andalién, 2045 – 2069. .. 44

RESUMEN

Se analizó el servicio ecosistémico de regulación del flujo del hídrico en la cuenca del río Andalién, ubicado en la región del Biobío de Chile. Se utilizó el modelo *InVEST Seasonal Water Yield* para simular la recarga local de agua del año 2023 y para un escenario de cambio climático RCP 8.5 en un futuro intermedio (2045 – 2069). Los resultados evidenciaron una reducción de entre 42,6% y el 69,4% aproximadamente de la recarga local de agua en las diferentes subcuencas, mostrando a su vez una reducción del servicio ecosistémico. La subcuenca de la localidad de Bodega fue la que presentó una mayor disminución de dicho servicio. Por otro lado, Nonguén, es el sector que mostró una menor variación en los índices de recarga en comparación al año 2023. Se concluye que el estudio se puede considerar para la planificación y gestión de cuencas con el fin de mejorar la oferta del servicio ecosistémico de ciclo hidrológico y regulación del flujo de agua.

Palabras clave: Servicios ecosistémicos, recarga, InVEST, subcuenca.

ABSTRACT

The ecosystem service of hydrological cycle and water flow regulation in the Andalién river basin, located in the Biobío region of Chile, was analysed. The InVEST Seasonal Water Yield model was used to simulate local water recharge in 2023 and for a climate change scenario RCP 8.5 in the intermediate future (2045 - 2069). The results showed a reduction of between 42.6% and 69.4% of the local water recharge in the different sub-basins, showing a reduction of the ecosystem service. The sub-basin of the locality of Bodega was the one that showed the greatest decrease in this service. On the other hand, Nonguén is the sector that showed the least variation in the recharge indexes compared to the year 2023. It is concluded that the study can be considered for the planning and management of watersheds in order to improve the supply of the ecosystem service of the hydrological cycle and regulation of water flow.

Key words: Ecosystem services, recharge, InVEST, subbasin.

I. INTRODUCCIÓN

Los servicios ecosistémicos se describen como los beneficios que obtienen las personas de los ecosistemas (MEA, 2005). Estos se sustentan en distintas características y procesos ecológicos en los que intervienen, en distintos grados, componentes bióticos y abióticos (Fisher et al., 2009).

La Contabilidad de Ecosistemas de SEEA utiliza una clasificación en tres partes de los servicios de los ecosistemas (Naciones Unidas, 2021). Los servicios de aprovisionamiento incluyen las contribuciones derivadas de los ecosistemas. Los servicios de regulación y mantenimiento se derivan de la capacidad de los ecosistemas para regular los procesos biológicos y climáticos para mantener así unas condiciones medioambientales favorables. Los servicios culturales son experiencias intangibles vinculadas a las cualidades de los ecosistemas y contribuyen a los beneficios culturales.

El ciclo hidrológico y regulación del flujo de agua es un reconocido como servicio de regulación, siendo uno de los más importantes y relevantes para el desarrollo sostenible de la economía y del ecosistema (Almeida et al., 2021). A través de este servicio ecosistémico, las necesidades humanas más básicas, son satisfechas por el flujo del agua que se entrega para el riego, producción y uso

doméstico, como también entrega valores estéticos y de esparcimiento (Yang et al., 2021).

El abastecimiento de agua tiene origen a través de interacciones entre los componentes de los ecosistemas, y refleja los beneficios potenciales que obtienen las poblaciones (Román et al., 2009). Estos componentes pueden verse afectados por diversos factores, principalmente el cambio de uso de suelo y el cambio climático (CC), siendo este último el que genera un mayor impacto a los servicios ecosistémicos como la regulación hidrológica (Revueltas et al., 2020).

El CC presenta un impacto negativo a largo plazo para este servicio, ya que los cambios en las temperaturas y las precipitaciones, junto a los cambios en el uso de suelo favorecen la escorrentía superficial en vez de la infiltración y la recarga de acuíferos subterráneos (Arroyo et al., 2021). A futuro estos problemas resultantes del CC ocasionan problemas en el flujo hídrico local, derivando en un gasto económico para las municipalidades locales teniendo que costear el traslado de camiones aljibes que faciliten el suministro de agua potable a las comunidades sin este recurso (Oppliger et al., 2019).

Cuantificar la oferta del recurso hídrico es fundamental para contrastarlo con la demanda local, específicamente en las temporadas estivales donde las precipitaciones son menores (Serrano, 2014. La importancia de realizar este tipo

de estudios, es identificar los beneficios que entregan los servicios ecosistémicos (Flint et al., 2015). Reconocer las áreas donde hay una mayor cantidad de recarga local de agua, que servirá para proveer la oferta de disponibilidad de agua para uso doméstico actual (Maruyama et al., 2005). Estos datos se pueden comparar con los sectores que presentan sequias dentro de la misma cuenca o área de estudio (Faramarzi et al., 2009).

El mapeo de servicios ecosistémicos hídricos ha llegado a ser un tema central para la gestión y conservación de los recursos hídricos, ya que permite entender cómo los ecosistemas proporcionan servicios críticos para la sociedad y el desarrollo sostenible. Según Costanza et al., (1997), los servicios ecosistémicos son una parte esencial del capital natural y su conservación y uso sostenible son fundamentales para el bienestar humano. Además, permite identificar y evaluar los impactos de los cambios en el uso del suelo y el clima, y proporciona información valiosa para la toma de decisiones en políticas y programas de gestión de recursos hídricos. Este enfoque se ve reflejado en la literatura, donde estudios como el de Grêt-Regamey et al., (2013), que destaca la integración del conocimiento experto en el mapeo de servicios ecosistémicos, y Maes et al., (2012), que revisa los métodos de mapeo para apoyar políticas en la Unión Europea, junto con Grêt-Regamey et al., (2015) y su metodología escalonada para mapear servicios ecosistémicos, subrayan la importancia de procesos detallados y bien informados para una gestión efectiva de recursos.

El software InVEST (*Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs*), posee un conjunto de modelos desarrollados por la Universidad de Stanford, que permite mapear y valorar los bienes y servicios de la naturaleza que sostienen y satisfacen la vida humana (Sharp et al., 2014). En particular, el modelo de rendimiento hídrico estacional (SWY, por sus siglas en inglés) estima la cantidad de agua producida por una cuenca hidrográfica, que llega a los arroyos en el transcurso de un año, donde los principales resultados del modelo son el caudal base, el caudal rápido y la recarga local (Sharp et al., 2014). El caudal base es el flujo de agua que se mantiene en los ríos y arroyos entre eventos de lluvia, alimentado principalmente por la descarga de aguas subterráneas. Este componente es vital para mantener de la calidad del agua y la regulación del flujo de agua en ecosistemas acuáticos, asegurando hábitats adecuados para la vida silvestre y usos humanos. El caudal rápido es el volumen de agua que rápidamente fluye a través de la superficie del suelo hacia los cuerpos de agua después de eventos de precipitación. Su manejo es esencial para la regulación de inundaciones y la calidad del agua, previniendo erosión y transporte de sedimentos. Y la recarga local representa la cantidad de agua que se infiltra en el suelo y recarga los acuíferos subterráneos. Esto es crucial para el servicio de regulación del ciclo hidrológico, asegurando la disponibilidad de agua subterránea para usos domésticos, agrícolas e industriales.

Además, de utilizar los datos pasados y actuales (para calibración del modelo) se puede utilizar datos de precipitación y evapotranspiración de escenarios futuros (2045 – 2069 bajo el escenario RCP 8,5), y observar la simulación de los efectos del cambio climático (Vigerstol & Aukema, 2011).

El objetivo general del presente estudio es analizar la oferta del servicio ecosistémico de regulación del flujo hídrico en la cuenca Rio Andalién bajo un futuro escenario de cambio climático. Específicamente, se utilizó el software InVEST y su modelo de rendimiento hídrica estacional para modelar el servicio ecosistémico de regulación del ciclo hidrológico y flujo hídrico (Haines-Young & Potschin-Young, 2018) con los resultados de recarga local de agua. A partir de esta información, se buscó identificar los puntos críticos de baja regulación de caudal, para posteriormente sugerir medidas de conservación del servicio ecosistémico estudiado, dirigidas a los tomadores de decisiones a escala local.

II. METODOLOGÍA

Se evaluó la variación en la recarga local de las cuencas anidadas en la cuenca del río Andalién utilizando el programa InVEST y su modelo de rendimiento hídrico estacional. La medición de la recarga se realizó comparando los valores de la recarga para el año 2023 (Figura 8) y con los valores estimados para un escenario de cambio climático RCP 8.5 para los años 2045-2069 (Figura 9).

2.1 Descripción del área de estudio

Se estudió la cuenca del río Andalién (Lat. -36.82, Lon. -73.03), que cubre una superficie de 750 km². Esta área es especialmente significativa debido a la transición entre los climas templados secos al norte de la región y los climas templados lluviosos al sur (Figura 1).

Según datos de la DGA del año 2004, el caudal promedio es de 10.8 m³/s, a la altura de la desembocadura del río Andalién, en un contexto de clima mediterráneo con al menos dos meses de temporada estival.

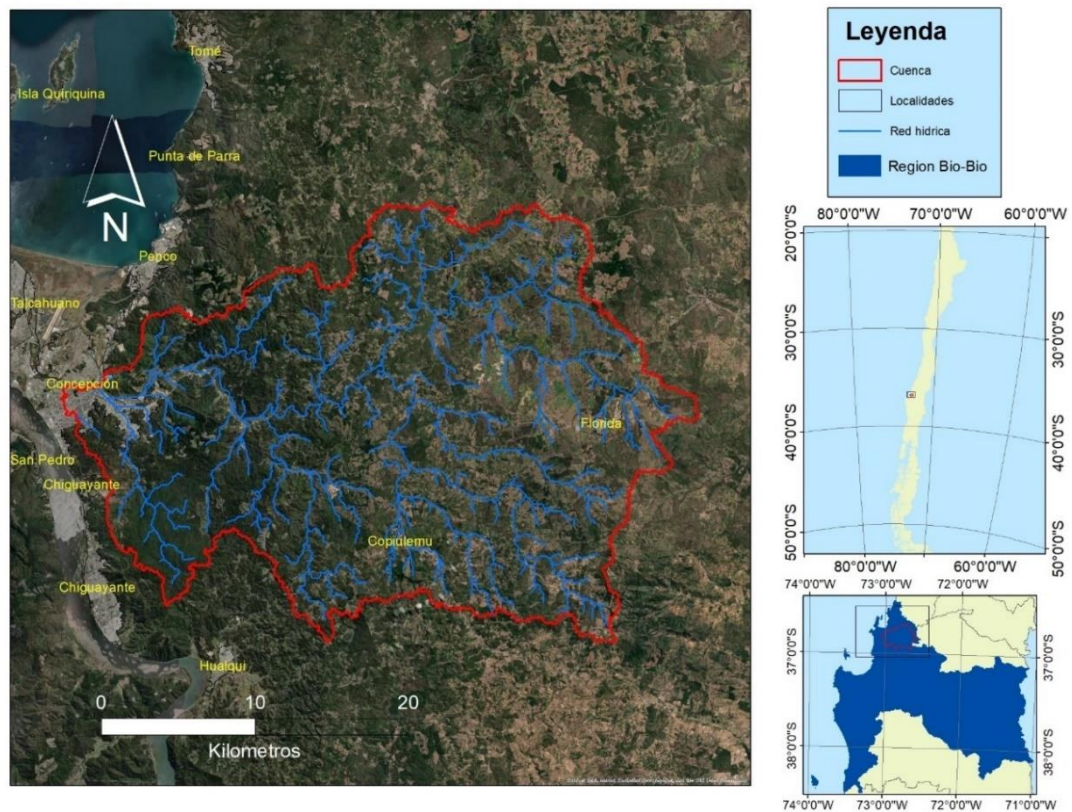


Figura 1: Ubicación geográfica de la cuenca del río Andalién y la red hídrica que la compone.

2.2 Usos y coberturas de suelos en la cuenca

El mapa de cobertura y/o usos de suelo obtenido a partir de imágenes satelitales Landsat correspondió al año 2023. Este fue facilitado por el Laboratorio de Ecología de Paisaje (LEP) de la Facultad de Ciencias Forestales, el cual identificó 11 coberturas y/o usos de suelo en la cuenca del río Andalién (Tabla 1).

Los principales usos y coberturas de suelo de la cuenca del río Andalién para el año 2023 correspondieron a plantación forestal adulta y joven, junto con el matorral, los cuales cubren 42,5%, 12,7% y 12,3% respectivamente en la cuenca (Tabla 1).

Tabla 1: Superficie de la cuenca del río Andalién según cobertura y uso de suelo para el año 2023.

| Usos y Coberturas del suelo | Superficie (ha) | Porcentaje (%) |
|------------------------------------|------------------------|-----------------------|
| Bosque adulto | 7151,2 | 9,7 |
| Plantación forestal adulta | 31305,4 | 42,5 |
| Plantación forestal joven | 9373,3 | 12,7 |
| Matorral | 9049,8 | 12,3 |
| Agrícola | 3918,3 | 5,3 |
| Pradera | 491,6 | 0,7 |
| Urbano | 2697,2 | 3,7 |
| Agua | 14,9 | 0,1 |
| Suelo Desnudo agrícola | 3595,7 | 4,9 |
| Suelo Desnudo permanente | 93,6 | 0,1 |
| Tala rasa | 5956,8 | 8,1 |
| TOTAL | 73647,8 | 100 |

2.3 Precipitación mensual

Los datos fueron obtenidos desde 18 estaciones meteorológicas ubicadas en diferentes partes del área de estudio (tabla 2), los cuales fueron interpolados en ArcGIS 10.8 usando el método de Ponderación Inversa de la Distancia (IDW), que asigna mayor peso a los puntos más cercanos, generando así el ráster de precipitación.

Tabla 2: Estaciones meteorológicas utilizadas para obtener el directorio de ráster de precipitación.

| ID | X | Y | Estación | Código |
|----|--------|---------|-------------------------------------|---------|
| 1 | 672852 | 5921362 | Rio Biobío En Desembocadura | 8394001 |
| 2 | 669387 | 5921946 | Concepción Dga. | 8410001 |
| 3 | 683322 | 5943150 | Estero Bellavista En Tom | 8210003 |
| 4 | 692309 | 5943295 | Rafael | 8140001 |
| 5 | 685186 | 5953539 | Dichato | 8210002 |
| 6 | 707052 | 5960945 | Coelemu | 8141002 |
| 7 | 716207 | 5934809 | Cancha Los Litres | 8135004 |
| 8 | 729962 | 5928397 | Chillancito | 8133003 |
| 9 | 730319 | 5954628 | Portezuelo | 8140005 |
| 10 | 727358 | 5940372 | Nueva Aldea | 8135003 |
| 11 | 756906 | 5942096 | Chillan Viejo | 8117002 |
| 12 | 758382 | 5903544 | Pemuco | 8132002 |
| 13 | 760416 | 5884014 | Cholguán | 8123004 |
| 14 | 702462 | 5871932 | Laja | 8367001 |
| 15 | 655867 | 5875292 | Carampangue | 8520000 |
| 16 | 683220 | 5905083 | Estero Hualqui En Desembocadura | 8393002 |
| 17 | 683839 | 5923886 | Andalien | 8220006 |
| 18 | 688053 | 5926081 | Las Pataguas | 8220005 |
| 19 | 676919 | 5923237 | Estero Nonguen frente u. del Biobío | 8220008 |

2.4 Evapotranspiración de referencia promedio mensual

Debido a la disponibilidad de datos, se calculó la evapotranspiración utilizando el método de Thornthwaite (More, 2021). Los datos de temperatura se obtuvieron del conjunto de datos WorldClim a través de su página web, con una resolución espacial de 21 km². Además, se consideraron los datos de las horas de sol según la latitud (Tabla 6). Thornthwaite (1948) desarrolló una ecuación para estimar la evapotranspiración utilizada en los balances hídricos de cuencas (Santillán et al., 2013).

Se usó la siguiente fórmula para calcular la ETo mensual en mm:

$$ET_o = 16 \times f \left(\frac{10 \times T_m}{I} \right)^a \quad (\text{Ecuación 1})$$

Siendo:

ETo = Evapotranspiración de referencia (mm/mes)

Tm = temperatura media mensual, °C

I = índice de calor anual, sumatoria de las (i), el cual se calcula sumando los 12 valores de i:

$$I = \sum i \quad (\text{Ecuación 2})$$

Se calculó un índice de calor mensual "i" (°C) a partir de la temperatura media mensual (t), de la siguiente manera:

$$i = \left(\frac{t}{5} \right)^{1.514}$$

(Ecuación 3)

a = se calculó, en función de I con la siguiente expresión:

$$a = 675 \times 10^{-9} \times I^3 - 771 \times 10^{-7} \times I^2 + 1792 \times 10^{-5} \times I + 0.49239$$

(Ecuación 4)

f = siendo el factor de corrección por la duración media de horas de sol expresada en unidades de 30 días, con 12 horas de sol (Tabla 6).

2.5 Modelo InVEST de Rendimiento hídrico estacional

El modelo de rendimiento hídrico estacional de InVEST requiere una amplia gama de datos de entrada, que incluyen mapas de uso del suelo y clima, información detallada sobre cursos de agua y cuencas hidrográficas, así como datos sobre la geología y geomorfología del área de estudio (Sharp et al., 2014).

El modelo de rendimiento hídrico estacional entregó tres resultados de mayor importancia: el flujo rápido (QF), la recarga local (L) y el caudal base (B). Según el Manual de Usuario de programa InVEST versión 3.7.0 se define al flujo rápido como representación de la cantidad de escorrentía de los eventos de lluvia, mientras que la recarga local corresponde a la cantidad de infiltración de

precipitación menos su evaporación y es utilizado por la vegetación. El flujo base muestra la cantidad de agua que llega a los cursos de agua de forma gradual por los flujos subterráneos. El servicio ecosistémico en estudio según la Clasificación Internacional Común de los Servicios Ecosistémicos (CICES) fue el ciclo hidrológico y regulación del flujo de agua, que implica la cantidad de agua generada en el paisaje y disponible para consumo humano, agricultura, industria y mantenimiento de flujos ambientales. Para cuantificar el servicio, fue empleado el modelo de rendimiento hídrico de InVEST, que utiliza un balance hídrico simple asumiendo que el agua no evaporada es la que fluye fuera de la cuenca. Este modelo calculó el rendimiento hídrico, el consumo y el suministro de agua por celda, basándose en datos climáticos, de uso de suelo, grupo hidrológico del suelo y vegetación. Además, permitió evaluar los impactos de cambios en el clima y uso del suelo sobre la provisión de agua y la seguridad hídrica de la región. Estudios como los realizados por Wei et al., (2021) y Yin et al., (2020) han demostrado la efectividad del modelo InVEST en distintas regiones, resaltando su capacidad para adaptarse a variaciones climáticas y de uso del suelo.

A continuación, se mostrará el procedimiento y formulas asociadas a la obtención de productos del modelo de rendimiento hídrico estacional de InVEST.

2.5.1 Flujo rápido

El flujo rápido se calculó utilizando el modelo de curva número (CN) a partir de las propiedades del suelo y la cobertura del terreno bajo condiciones de precipitaciones mensuales. Esta metodología permitió determinar la cantidad de lluvia que resultó en escorrentía superficial (QF) en contraste con la que se infiltró en el suelo (L). Un valor más alto de CN indicó una mayor propensión del suelo a generar escorrentía superficial, mientras que un valor más bajo señaló una mayor capacidad de infiltración.

Para calcular el flujo rápido, se usó el volumen medio de precipitación por $\frac{P_{i,m}}{n_{i,m}}$, y se supone una distribución exponencial ($f(p)$) de volúmenes de precipitación diaria en días de lluvia.

$$f(p) = \frac{1}{a_{i,m}} \exp\left(-\frac{p}{a_{i,m}}\right)$$

(Ecuación 5)

Donde $a_{i,m} = \left(\frac{P_{i,m}}{n_m}\right) / 25.4$ y

- $a_{i,m}$ es la profundidad media de lluvia en un día con lluvia en el píxel i en el mes m [in],
- $n_{i,m}$ es el número de eventos en el píxel i en el mes m [-],

- $P_{i,m}$ es la precipitación mensual para el pixel i en el mes m [mm]

El flujo rápido para píxeles localizados en corrientes se estableció en la cantidad de precipitación sobre ese píxel, asumiendo que no se producía infiltración, sino solo escorrentía.

$$QF_{flujo,m} = P_{flujo,m} \quad (\text{Ecuación 6})$$

De otro modo, se demostró a partir de la distribución exponencial que la escorrentía mensual $QF_{i,m}$ es:

$$QF_{i,m} = n_m \times \left((a_{i,m} - S_i) \exp\left(\frac{-0.2S_i}{a_{i,m}}\right) + \frac{S_i^2}{a_{i,m}} \exp\left(\frac{0.8S_i}{a_{i,m}}\right) E_1\left(\frac{S_i}{a_{i,m}}\right) \right) \times \left(25.4 \left[\frac{mm}{in} \right] \right) \quad (\text{Ecuación 7})$$

Siendo:

- $S_i = \frac{1000}{CN_i} - 10 [in]$
- CN_i el número de curva por pixel i
- E_1 es la función integral exponencial, $E_{1(t)} = \int_1^{\infty} \frac{e^{-t}}{t} dt$.
- Y 25.4 es un factor de conversión de pulgadas (in , usadas por la ecuación) a milímetros (usados por el modelo)

Así, el flujo rápido anual QF_i se calculó a partir de los valores mensuales $QF_{i,m}$

$$QF_i = \sum_{m=1}^{12} QF_{i,m}$$

(Ecuación 8)

2.5.2 Recarga local

La estimación de la recarga local se realizó mediante el análisis del balance hídrico en el área de estudio. Este proceso involucró la cuantificación de las precipitaciones que no fueron absorbidas por la vegetación ni se perdieron por escorrentía superficial. Dichas precipitaciones se consideraron susceptibles de infiltración en el perfil del suelo, contribuyendo así a la recarga del acuífero. Los cálculos tomaron en cuenta variables críticas como los requerimientos hídricos específicos de la vegetación, representados por el coeficiente de cultivo (K_c), que pueden resultar en valores negativos de recarga si el agua disponible no satisface la demanda de evapotranspiración de las plantas. La metodología adoptada incluyó la agregación de los valores mensuales de precipitación para obtener una tasa anual de recarga, ajustada por las variaciones estacionales y las características hidrogeológicas del sitio.

Para un pixel i , la recarga local que se deriva del presupuesto hídrico anual es (Figura 2):

$$L_i = P_i - QF_i - ETA_i$$

(Ecuación 9)

Donde la evaporación real anual ETA es la suma de las ETA mensuales:

$$ETA_i = \sum_{\text{meses}} ETA_{i,m}$$

(Ecuación 10)

Para cada mes, $ETA_{i,m}$ está limitada ya sea por la demanda (evapotranspiración potencial ETP):

$$AET_{i,m} = \min \left(PET_{i,m} ; P_{i,m} + QF_{i,m} + \alpha_m \beta_i L_{sum.avail,i} \right)$$

(Ecuación 11)

Donde $PET_{i,m}$ es la evapotranspiración potencial mensual,

$$PET_{i,m} = K_{c,i,m} \times ET_{0,i,m}$$

(Ecuación 12)

$L_{sum.avail,i}$ se define recursivamente por (Figura 3),

$$L_{sum.avail,i} = \sum_{j \in \{\text{píxel vecino que drena al píxel } i\}} P_{ij} \cdot (L_{avail,j} + L_{sum.avail,j})$$

(Ecuación 13)

Donde $P_{ij} \in [0, 1]$ es la proporción del flujo de la celda i a j , y $L_{avail,i}$ es la recarga disponible a un píxel, el cual es L_i siempre que L_i es negativo, y una proporción γ de L_i siempre que es positivo (mire abajo la definición de γ):

$$L_{avail,i} = \min(\gamma L_i, L_i)$$

(Ecuación 14)

Siendo:

- P_i y $P_{i,m}$ son respectivamente la precipitación anual y mensual [mm]
- QF_i y $QF_{i,m}$ son los índices de flujo rápido, definidos arriba [mm]
- $ET_{0,i,m}$ es la evapotranspiración de referencia para el mes m [mm]
- $K_{c,i,m}$ es el factor de cultivo mensual para los usos de suelo del píxel
- α_m es la fracción de la recarga anual media pendiente arriba que está disponible para el mes m (por defecto es 1/12)
- β_i es la fracción del subsidio pendiente arriba que está disponible para la evapotranspiración pendiente abajo (por defecto es 1)

- γ es la fracción de la recarga del píxel que está disponible para los píxeles pendiente abajo (por defecto es 1)

2.5.2.1 Atribución de recarga

El flujo base total Q_b , expresado en milímetros, se calculó como el promedio de las recargas locales contribuyentes, ya sean negativas o positivas, dentro de la cuenca hidrográfica. Este parámetro es esencial para determinar la contribución de las aguas subterráneas al caudal total en la cuenca, reflejando las dinámicas de interacción entre la superficie y el acuífero subyacente,

$$Q_b = \frac{\sum_{k \in \{\text{píxeles en la captación}\}} L_k}{n_{\text{píxeles en la captación}}}$$

(Ecuación 15)

El valor de atribución asignado a un píxel específico representa la contribución relativa de la recarga local L sobre ese píxel al flujo base total Q_b :

$$V_{R,i} = \frac{L_i}{Q_b \times n_{\text{píxeles en la captación}}}$$

(Ecuación 16)

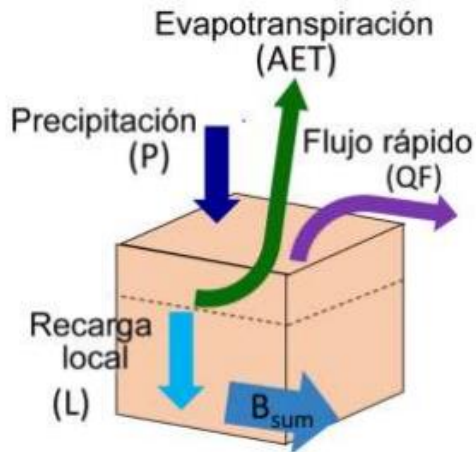


Figura 2: Balance de agua a nivel de pixel según el modelo Seasonal Water Yield de InVEST. Fuente (Sharp et al., 2014).

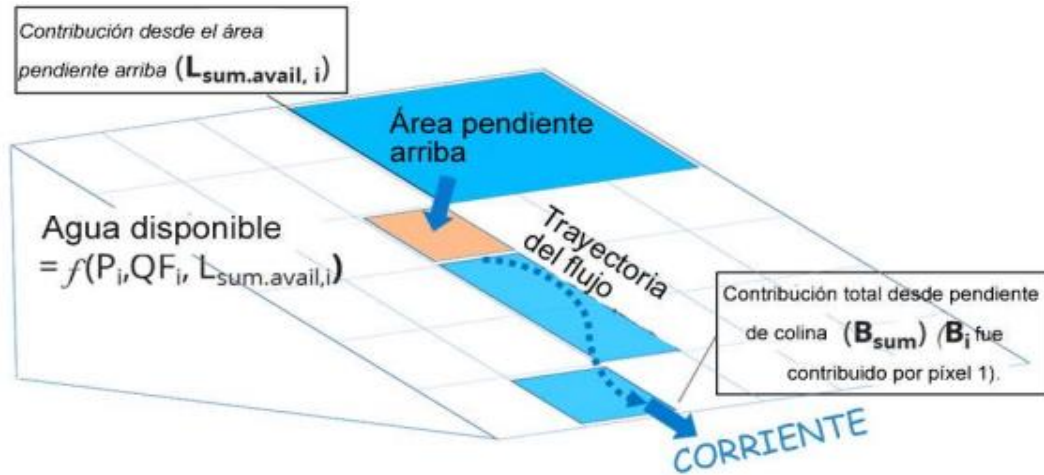


Figura 3: Esquema con pendiente para calcular la evapotranspiración real según el modelo Seasonal Water Yield de InVEST. Fuente (Sharp et al., 2014).

2.5.3 Flujo base

El índice de flujo base se definió como la contribución efectiva de un píxel específico al flujo base general. Si la recarga local en un píxel era negativa, indicaba que dicho píxel no había contribuido al flujo base, estableciéndose entonces el valor de B en cero para ese píxel. En contraste, si el píxel había contribuido a la recarga de agua subterránea, el valor de B se determinó en función de la magnitud del flujo que salía de dicho píxel y su contribución relativa a la recarga del mismo.

Para un píxel que no se localizaba adyacente a un canal fluvial, el flujo base acumulativo $B_{sum,i}$ se calculó como proporcional al flujo base acumulativo que sale de los píxeles adyacentes situados pendiente arriba, restando el flujo base acumulativo que se origina en ese mismo píxel situado cuesta abajo. Este método asegura que se tenga en cuenta la contribución neta de los píxeles no ribereños al flujo base de la cuenca.

$$B_{sum,i} = L_{sum,i} \sum_{j \in \{celdas \text{ a las que vierte la celda } i\}} \left\{ p_{ij} \left(1 - \frac{L_{avail,j}}{L_{sum,j}} \right) \frac{B_{sum,j}}{L_{sum,j} - L_j} \text{ si } j \text{ no es un píxel de flujo} \right. \\ \left. p_{ij} \text{ si } j \text{ es un píxel de flujo} \right\}$$

(Ecuación 17)

En la salida de la cuenca, o en cualquier píxel adyacente al curso fluvial, la suma total del flujo base generado $B_{sum,i}$ sobre todos los píxeles situados pendiente arriba es igual a la suma de la generación local de flujo base en esos mismos píxeles:

$$B_{sum,salida} = L_{sum,salida}$$

(Ecuación 18)

Donde $L_{sum,i}$ es la recarga acumulativa corriente arriba definida por

$$L_{sum,i} = L_i + \sum_{j, \text{ todos los píxeles que van al píxel } i} L_{sum,j} \cdot p_{ji}$$

(Ecuación 19)

El flujo base, B_i , se deriva directamente de la proporción del flujo base acumulativo que emerge de la celda i , en relación con la recarga total disponible aguas arriba:

$$B_i = \max \left(B_{sum,i} \cdot \frac{L_i}{L_{sum,i}}, 0 \right)$$

(Ecuación 20)

2.5.4 Procedimiento resumido del cálculo de modelo

Según el manual del usuario, el modelo fue descrito en detalle (Sharp et al., 2014). Como se mostró en la Figura 4, el flujo rápido (QF) mensual se calculó para cada píxel, seguido de la distribución del agua disponible entre la recarga local y la evapotranspiración (AET). En un píxel específico, esta distribución fue modificada por la infiltración. La recarga local en el píxel se calculó sin considerar el riego o la extracción de agua subterránea. El flujo base (B) se determinó a partir de la cantidad de flujo que emanaba de la parcela (Bsum) y la contribución de la recarga local en ese píxel.

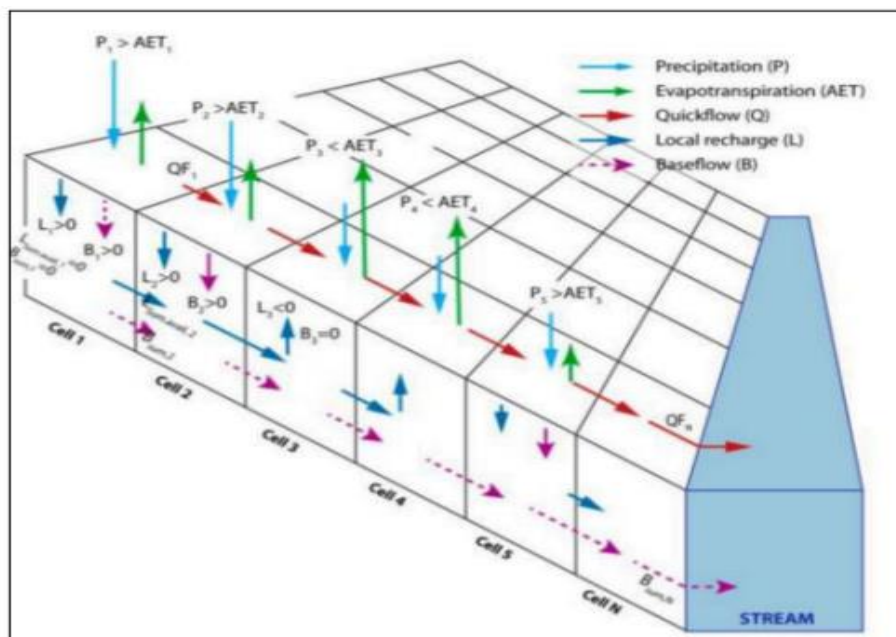


Figura 4: Diagrama diseñado por el programa de esquema utilizado en el modelo Seasonal Water Yield de InVEST. Fuente (Sharp et al., 2014).

2.5.5 Otros Datos de entrada requeridos por el programa (Tabla 5)

- Modelo de elevación digital (DEM)

El modelo de elevación digital se facilitó por medio del LEP, en formato ráster con una resolución espacial de 30 metros.

- Grupo hidrológico de suelo

El mapa de grupo hidrológico de suelo se facilitó por medio del LEP, en formato ráster con una resolución espacial de 30 metros.

- Polígono de cuenca

El polígono de la cuenca se obtuvo por medio de la página www.cr2.cl, en formato vectorial (.shp).

Además, con el uso del DEM proporcionado por el LEP, se determinaron las cuencas anidadas en la con el método Sthahler (Valdés et al., 2017).

- Tabla biofísica

Para la elaboración de la tabla biofísica (Tabla 7 y 8), necesaria para el modelo InVEST Seasonal Water Yield, se utilizaron valores del coeficiente de cultivo (K_c) obtenidos de la literatura especializada, específicamente de la investigación de Liu et al., (2017). Para las coberturas cuyos valores de K_c no estaban disponibles

en esta bibliografía, se desarrolló un método alternativo utilizando el programa ArcMap 10.8. Este proceso implicó el análisis de imágenes Landsat 7 para obtener el Índice de Vegetación de Diferencia Normalizada (NDVI) del área de estudio. Los valores de NDVI obtenidos se integraron posteriormente en la ecuación propuesta por Kamble et al., (2013) para calcular los valores de K_c faltantes. Este enfoque asegura una estimación precisa y contextualizada de los coeficientes de cultivo para todas las coberturas de uso del suelo presentes en la cuenca del río Andalién.

$$K_{cNDVI} = 1.457 NDVI - 0.1725$$

(Ecuación 21)

Otro valor que necesitó la tabla biofísica, fue el número de curva, el cual presenta el potencial de escorrentía, que es la combinación del uso de suelo y el grupo hidrológico de suelo. Para los valores de curva de número (CN) se obtuvieron del trabajo Gutierrez et al., (2017) y Maurtua & Zelada (2016). Los valores más alto de CN significa que el potencial de escorrentía es mayor (Gaspari et al., 2007).

2.6. Escenarios de cambio climático locales usados en InVEST

Las variables climáticas de evapotranspiración y precipitación promedio mensual para los escenarios de cambio climático, se obtuvieron desde la plataforma de simulaciones climáticas del centro de ciencia del clima y resiliencia (CR)², disponible en <https://simulaciones.cr2.cl/>. Se utilizó el modelo CMIP-5 con el escenario RCP 8.5 para el futuro intermedio 2045 – 2069.

2.7 Generación de variables climáticas

Los datos de precipitación mensual para el año 2023 fueron interpolados mediante el uso del software ArcGIS 10.8. El método de interpolación elegida fue de Distancia Inversa Ponderada (IDW por sus siglas en inglés), basado directamente en los valores circundantes (Watson, 1985). Este método presentó un mejor ajuste para las precipitaciones (Rojas et al., 2010). Los mapas que componen el directorio de precipitación se encuentran en el Apéndice 1.

La resolución espacial del raster de evapotranspiración anual fue redimensionada por medio de la extracción de valores desde la ubicación de las estaciones meteorológicas. Los datos extraídos fueron interpolados por el método IDW. De esta forma se obtuvo una resolución espacial de 30 m, igual que el resto de los

datos que fueron ingresados al modelo. Los mapas que componen el directorio de evapotranspiración se encuentran en el Apéndice 2.

2.9 Delimitación de cuencas anidadas

Para la delimitación de las cuencas anidadas en la cuenca del río Andalién, se utilizó el DEM de 30 m facilitado por el LEP. A partir de este modelo, se aplicó el método de Strahler en el Software de ArcMap 10.8 para determinar las cuencas de orden 3 y 4.

2.10 Modelación

Se modeló la recarga de agua en la cuenca a partir de datos actuales y datos futuros de precipitación y evapotranspiración, generados por (CR)², con el escenario más pesimista RCP 8.5. El procedimiento para la obtención de los resultados finales se puede observar en el diagrama de la Figura 5.

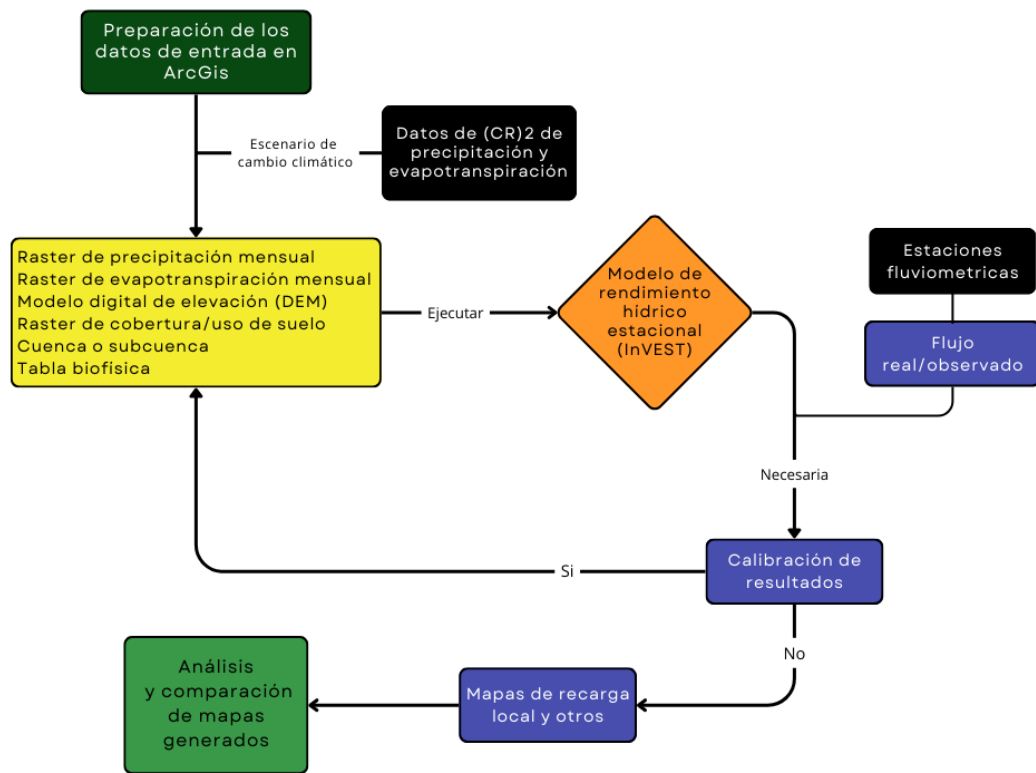


Figura 5: Diagrama de flujo del uso del modelo de rendimiento hídrico estacional para generar el mapa de recarga en la cuenca del río Andalién.

El software InVEST produjo mapas preliminares sobre caudal base, caudal rápido y recarga local, que representan la oferta del servicio ecosistémico de recarga de agua. Estos mapas mostraron la distribución espacial de la recarga hídrica en diferentes partes de la cuenca, identificando áreas de alta y baja recarga.

Los resultados obtenidos fueron mapeados en el software ArcGIS 10.8 para evaluar las opciones de manejo sostenible del servicio a futuro.

2.11 Calibración y validación del modelo InVEST *Seasonal Water Yield*

Para la calibración del modelo, se emplearon datos del promedio mensual de escorrentía observada en la salida de la cuenca del río Andalién, correspondientes al promedio de los años 1985 – 2005. Estos datos fueron obtenidos de la base de datos CAMELS-CL (*Catchment Attributes and Meteorology for Large Sample Studies, Chile Dataset*), accesibles a través de su plataforma de Simulaciones Climáticas. La validación del modelo se realizó utilizando dos indicadores cuantitativos: (i) la eficiencia relativa del modelo (E_{rel}), según Krause et al., (2005) y Thanapakpawin et al., (2006), y (ii) el RMSE (Raíz Media de los Errores al Cuadrado).

$$(i) \quad E_{rel} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N \left(\frac{C_i - C'_i}{C_i}\right)^2}{\sum_{i=1}^N \left(\frac{C_i - \bar{C}}{\bar{C}}\right)^2}$$

$$(ii) \quad RMSE = \sqrt{\frac{1}{N} \sum_{i=1}^N (C'_i - C_i)^2}$$

En estas ecuaciones, C_i representa la escorrentía observada, C'_i es la escorrentía simulada, \bar{C} es la media de la escorrentía observada y N el total de observaciones, que corresponden a los meses de enero a diciembre.

III. RESULTADOS

3.1 Delimitación de cuencas anidadas

Se identificaron 11 cuencas anidadas de orden 3 (Figura 6), de las cuales cuatro sectores (Juan Chico, Las Pataguas, Nonguén y Chaimavida) presentaron una desembocadura en el afluente principal de orden 5. Dos sectores (Bodega y Copiulemu) presentaron una mayor cantidad de cuencas anidadas de orden 3, con 3 y 4 respectivamente, que se unieron en un orden 4, conectando la cabecera de la cuenca al afluente principal de orden 5.

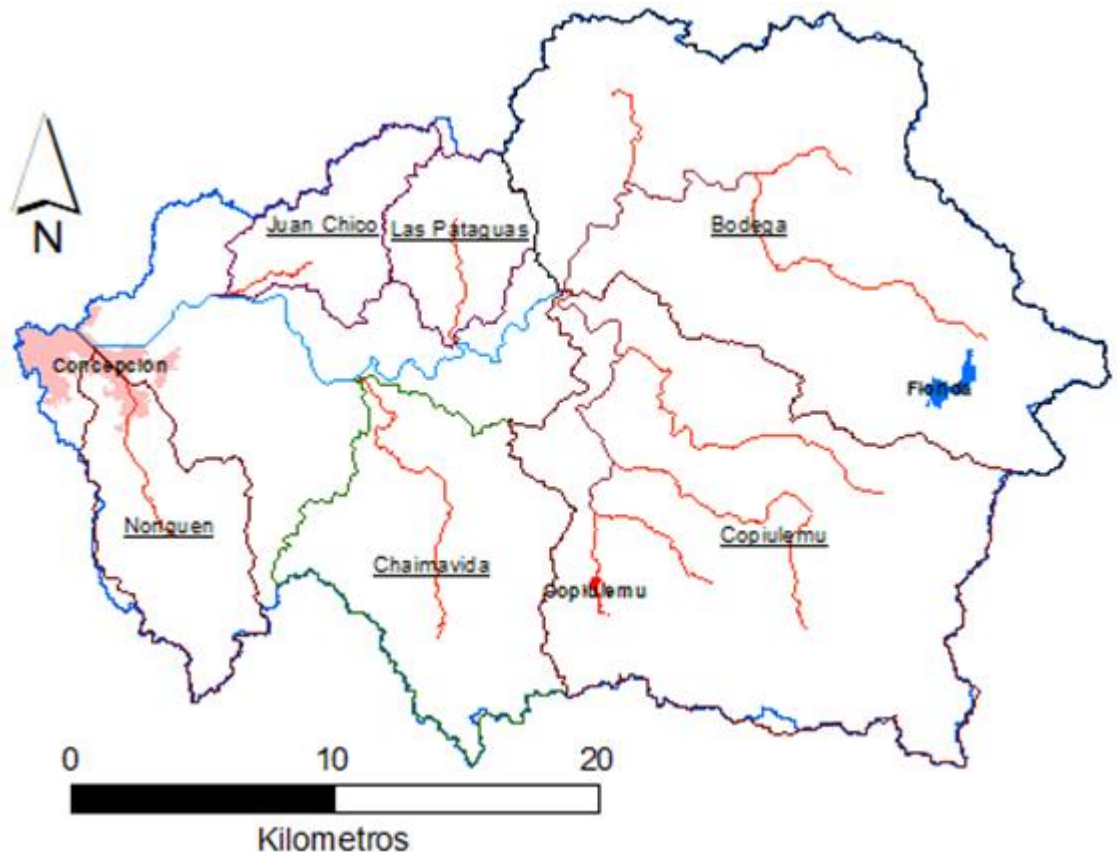


Figura 6: Distribución de las subcuencas de la cuenca del río Andalién.

Por el tipo de orden hidrográfico (Tabla 3) se obtuvieron cuatro subcuencas de orden 3 y dos subcuencas de orden 4. Estas subcuencas presentaron diferentes superficies y por ende diferente magnitud de la oferta de servicios ecosistémicos dentro de la cuenca del río Andalién.

Tabla 3: Información de las subcuencas de la cuenca del río Andalién.

| ID | Lugar | Superficie (ha) | X | Y | Orden |
|----|--------------|--------------------|-------------|-------------|-------|
| 1 | Bodega | 22514,0 | -72,727819 | -36,7701491 | 4 |
| 2 | Chaimavida | 8793,2 | -72,8723315 | -36,886166 | 3 |
| 3 | Copiulemu | 21097,4 | -72,7420544 | -36,8764951 | 4 |
| 4 | Nonguén | 5042,4 | -72,9880042 | -36,877374 | 3 |
| 5 | Juan Chico | 2951,8 | -72,9207314 | -36,7737983 | 3 |
| 6 | Las Pataguas | 2865,1 | -72,8682686 | -36,7769506 | 3 |

La distribución de las coberturas y usos del suelo en las subcuencas de la cuenca del río Andalién, evidenciaron patrones distintivos de manejo del suelo (Tabla 4). En Bodega, las plantaciones adultas abarcaron 7956,5 ha, mientras que las plantaciones jóvenes y agrícolas ocuparon 4217,2 ha y 1682,7 ha respectivamente. Chaimavida mostró una tendencia hacia plantaciones adultas y matorral. Copiulemu se marcó una presencia de plantaciones forestales adultas y jóvenes. Juan Chico destacó por las plantaciones adultas mientras que en Nonguén fue por el bosque nativo y plantaciones forestales adultas. Pataguas mostró una dominancia de plantaciones forestales adultas seguida de plantaciones forestales jóvenes.

Tabla 4: Superficie de las coberturas y usos de suelo para cada subcuenca (ha).

| Cobertura | Subcuenca | | | | | |
|--------------------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|---------------|
| | Bodega | Chaimávida | Copiulemu | Juan | Nonguén | Patagua |
| Agrícola | 1682.7 | 291.0 | 1063.5 | 112.3 | 44.6 | 271.7 |
| Agua | 1.7 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Bosque nativo | 1224.5 | 770.5 | 1716.4 | 197.1 | 2079.5 | 281.3 |
| Matorral | 2200.0 | 1738.1 | 2122.8 | 321.8 | 504.8 | 280.6 |
| Plantación adulta | 7956.5 | 4080.2 | 9287.6 | 1810.0 | 1871.2 | 1018.9 |
| Plantación joven | 4217.2 | 704.9 | 2771.2 | 187.3 | 89.2 | 698.5 |
| Pradera | 0.0 | 69.9 | 158.2 | 19.9 | 6.8 | 21.4 |
| Suelo desnudo agrícola | 1961.8 | 100.7 | 1451.4 | 6.1 | 3.3 | 16.6 |
| Suelo desnudo permanente | 0 | 43.7 | 36.2 | 0 | 2.0 | 0 |
| Tala rasa | 1920.7 | 724.8 | 1723.3 | 259.7 | 26.7 | 256.4 |
| Urbano | 735.6 | 173.5 | 473.7 | 25.4 | 305.2 | 18.7 |

3.2 Variación en el régimen de precipitación

Se observaron variaciones de las precipitaciones para el escenario de cambio climático modelado alrededor de la cuenca del río Andalién (Figura 7). De igual manera, se proyectó una disminución de las precipitaciones entre un 14 y 17 %.

Las subcuencas que presentaron una disminución homogénea de las precipitaciones dentro del área, fueron Nonguén, Las Pataguas y Chaimavida. Por el contrario, las subcuencas de Juan Chico, Florida y Copiulemu, presentaron disminuciones heterogéneas de las precipitaciones en el área, de al menos en 30% de la superficie (Figura 7).

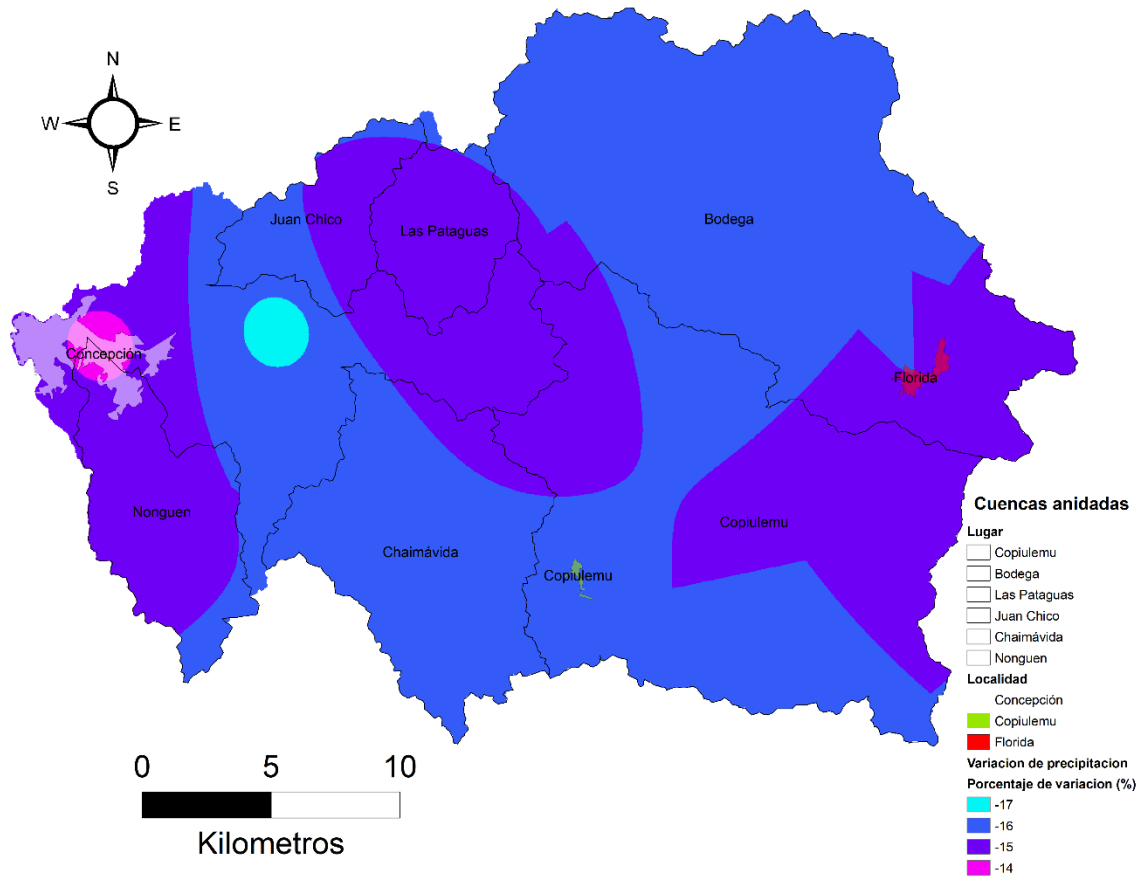


Figura 7: Variación de precipitación anual (%) entre el escenario actual (2023) y el escenario de cambio climático RCP 8.5.

3.3 Variación en el régimen de recarga local

Los resultados indicaron una disminución generalizada de la recarga local en todas las subcuencas bajo estudio. En el año 2023, los datos de recarga local variaron entre 0 y 740 mm/año (Figura 8), mientras que para el escenario de cambio climático RCP 8.5, se proyectó una reducción, con rangos de 0 a 471 mm/año (Figura 9). Los datos de recarga local se analizaron según las coberturas

predominantes en cada subcuenca (Tabla 9) y se clasifico en categorías representativas de calidad de recarga: muy pobre (≤ 50), pobre (51-100), moderado (101-200), bueno (201-300), muy bueno (>300).

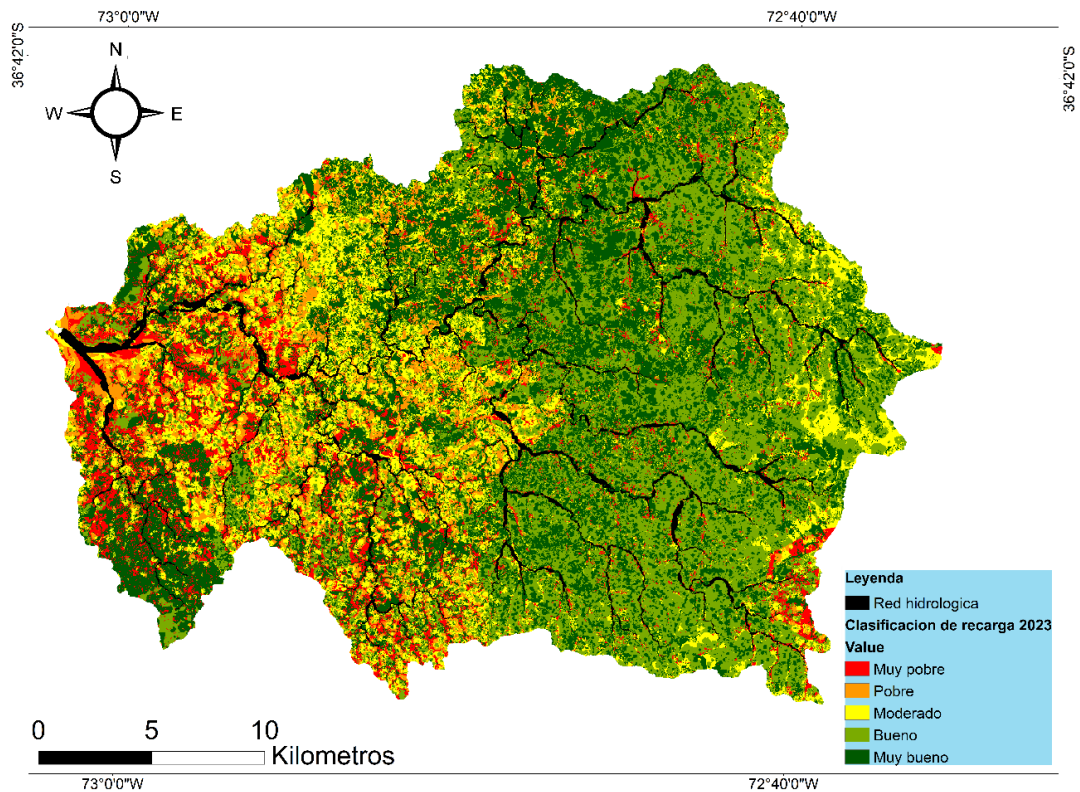


Figura 8: Estimación de la recarga en el área de estudio con el modelo InVEST para el año 2023.

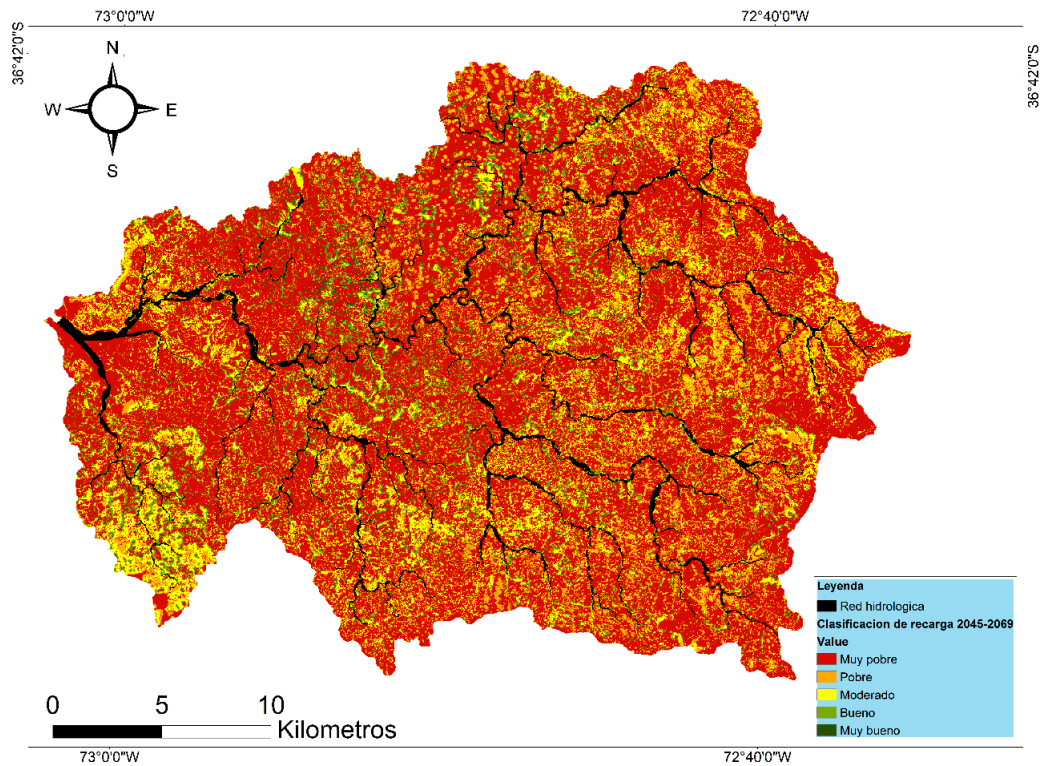


Figura 9: Estimación de la recarga en la cuenca del río Andalién mediante el modelo InVEST para el escenario de cambio climático RCP 8.5 para el periodo 2045 – 2069.

El modelo de programa InVEST entregó una disminución aproximada de 147% de la recarga local, entre el año 2023 y el escenario de cambio climático. En cuanto a eficacia relativa del modelo InVEST Seasonal Water Yield alcanzó un 83%, con un RMSE del 28,8%.

3.4 Comparación a escala de subcuenca

- Subcuenca Bodega

En la subcuenca Bodega, la longitud del cauce principal calculada fue de 33,5 km, con elevaciones que variaron desde 576 m s.n.m. en su punto más alto hasta 88 m s.n.m. en el más bajo. En 2023 las coberturas de bosque nativo y matorral fueron las más eficientes en términos de recarga hídrica, mientras que las áreas agrícolas y plantaciones forestales adultas presentaron la menor recarga (Figura 10). Para 2045 – 2069, las proyecciones mantuvieron la dinámica, con bosque nativo y matorral dominando en recarga, y las plantaciones adultas y zonas con cultivos agrícolas las coberturas con menos aporte (Figura 11). Los valores de recarga variaron de 0 - 719 mm/año en 2023 a 0 - 435 mm/año en 2045 – 2069, y un promedio de 273 mm/año a 85 mm/año respectivamente, presentando una reducción del 69,4% en la recarga hídrica.

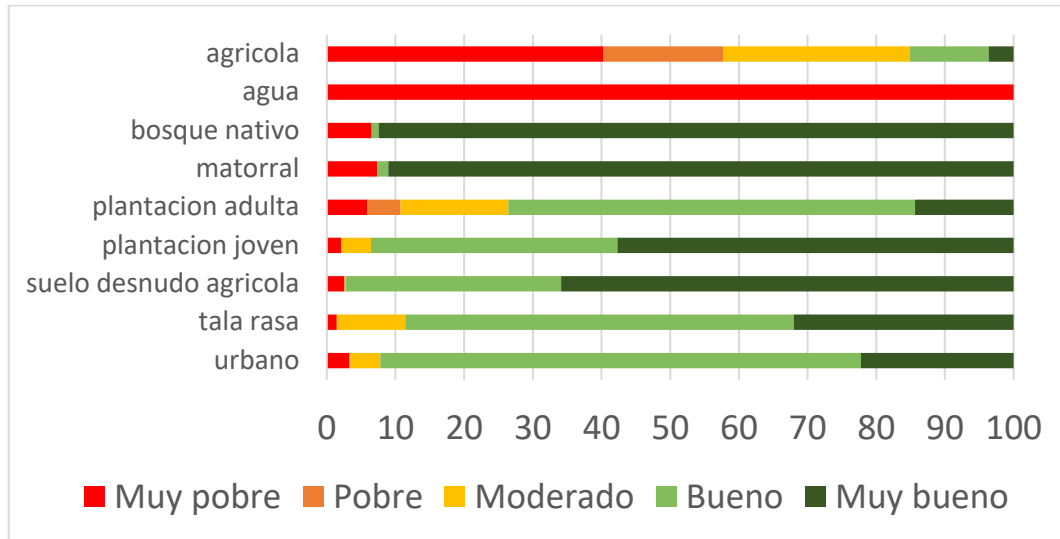


Figura 10: Distribución porcentual de la calidad de recarga hídrica por cobertura del suelo en la subcuenca Bodega, cuenca del río Andalién, 2023.

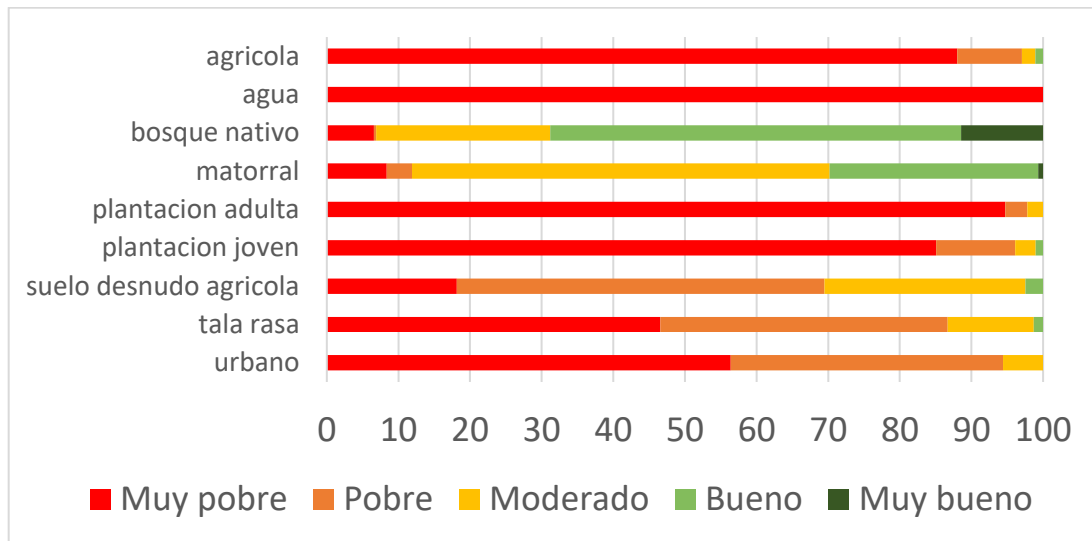


Figura 11: Distribución porcentual de la calidad de recarga hídrica por cobertura del suelo en la subcuenca Bodega, cuenca del río Andalién, 2045 – 2069.

- Subcuenca Chaimavida

En la subcuenca Chaimavida, se calculó el cauce principal de 20,4 km, además de presentar el punto más alto a 356 m s.n.m. y el más bajo a 35 m s.n.m. Durante 2023, las coberturas de matorral y bosque nativo presentaron la mayor recarga hídrica, mientras que las zonas agrícolas, plantaciones adultas mostraron la menor (Figura 12). Para 2045 – 2069, se presentó una distribución de recarga, con el bosque nativo y matorral liderando, y las plantaciones adultas y suelo desnudo permanente siendo las menos eficientes (Figura 13). El rango de recarga en 2023 fue de 0 a 651 mm/año con un promedio de 211 mm/año, reduciéndose a un rango de 0 a 390 mm/año y un promedio de 103 mm/año en 2045 – 2069, este cambio represento una disminución del 48,3% en la recarga.

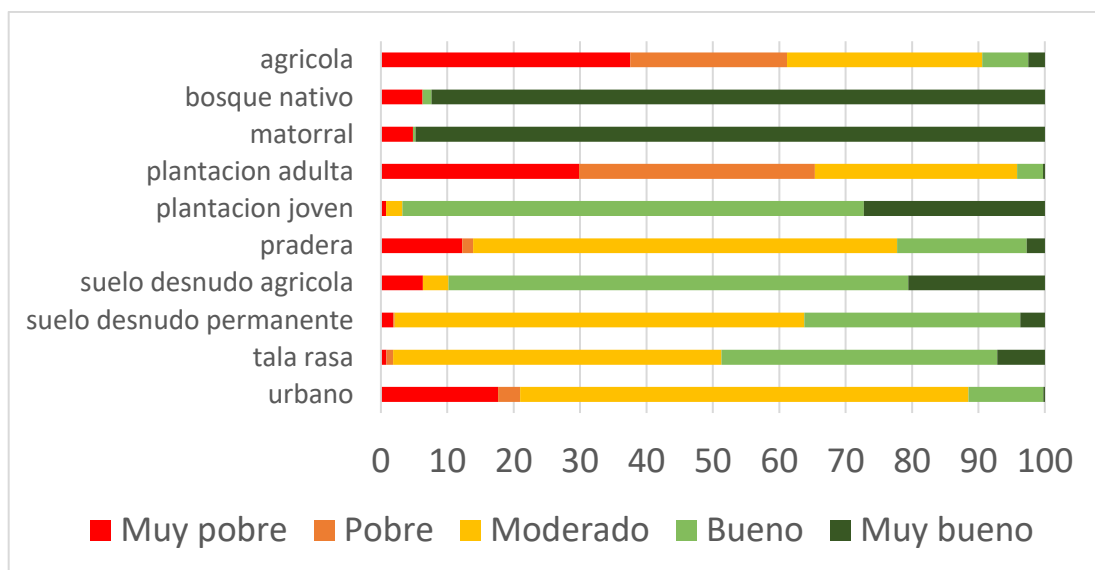


Figura 12: Distribución porcentual de la calidad de recarga hídrica por cobertura del suelo en la subcuenca Chaimavida, cuenca del río Andalién, 2023.

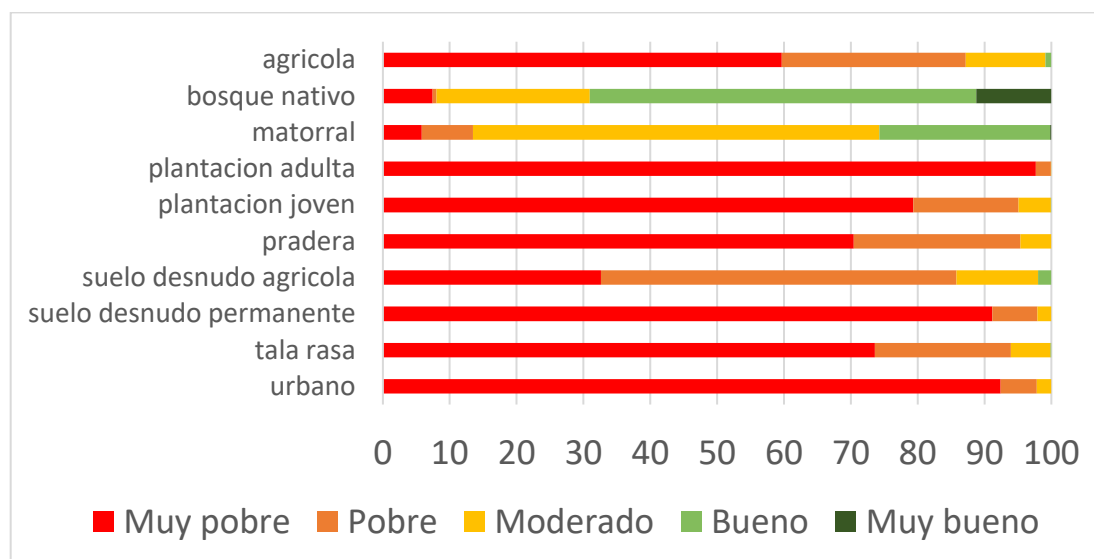


Figura 13: Distribución porcentual de la calidad de recarga hídrica por cobertura del suelo en la subcuenca Chaimavida, cuenca del río Andalién, 2045 – 2069.

- Subcuenca Copiulemu

En la subcuenca Copiulemu, la longitud de cauce principal fue de 34,7 km, presentando un punto más alto a 592 m s.n.m. y el más bajo a 90 m s.n.m. En 2023, las coberturas de bosque nativo y matorral se identificaron como las de mayor recarga hídrica, contrastando con las áreas agrícolas, zonas urbanas y plantaciones adultas, que presentaron la menor recarga (Figura 14). Para 2045 – 2069, se mantienen como principales recargas el bosque nativo y matorral con una disminución notable en áreas agrícolas y plantaciones (Figura 15). El rango de recarga varió de 0 a 674 mm/año en 2023 con un promedio de 274,8 mm/año, a 0 a 409 mm/año en 2045 – 2069 con un promedio de 99,5 mm/año, evidenciando una disminución del 63,8%.

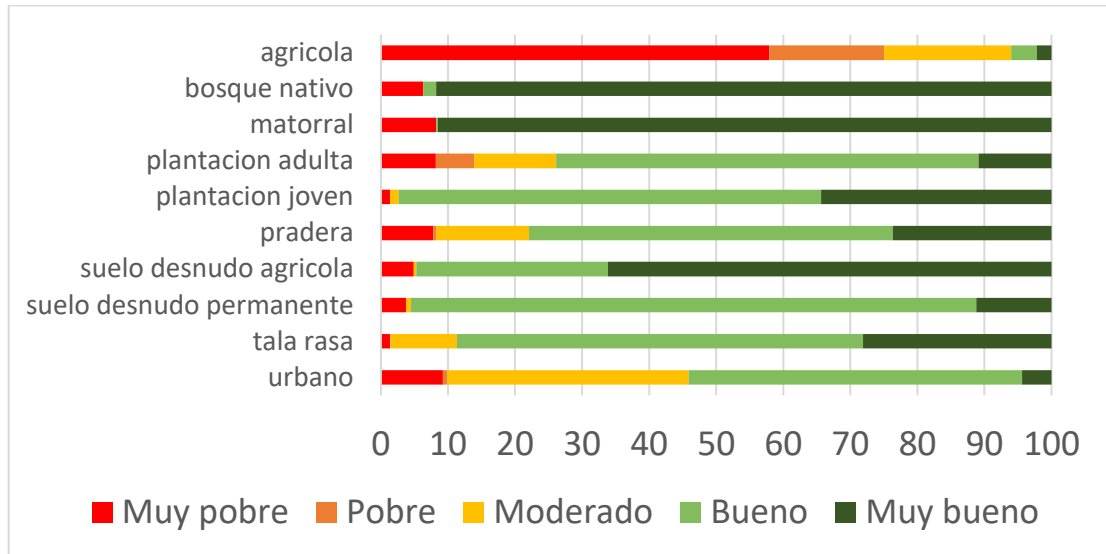


Figura 14: Distribución porcentual de la calidad de recarga hídrica por cobertura del suelo en la subcuenca Copiulemu, cuenca del río Andalién, 2023.

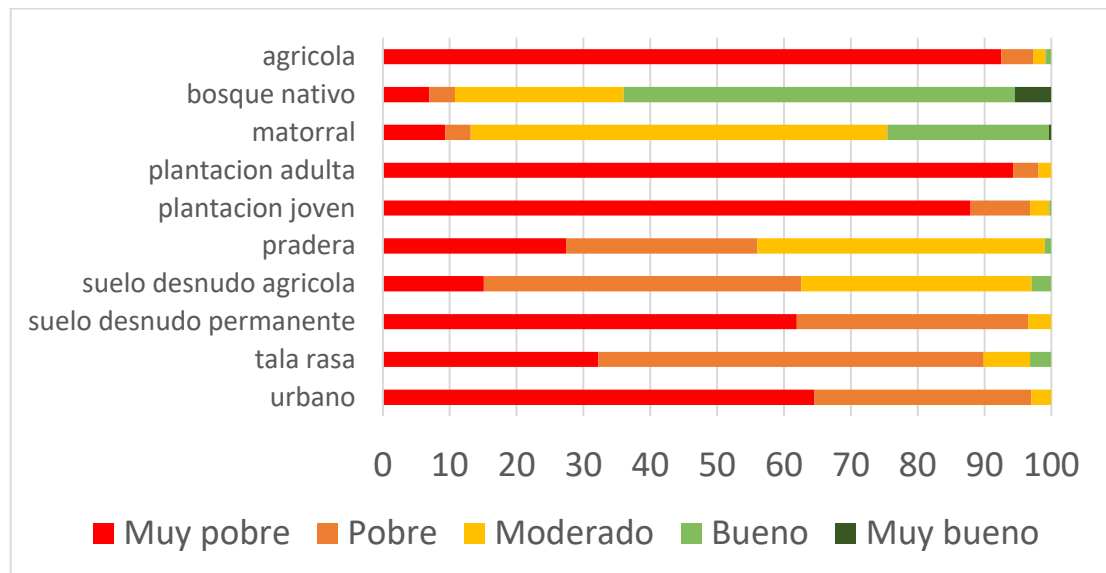


Figura 15: Distribución porcentual de la calidad de recarga hídrica por cobertura del suelo en la subcuenca Copiulemu, cuenca del río Andalién, 2045 – 2069.

- Subcuenca Juan Chico

En la subcuenca Juan Chico, se identificó una longitud de cauce principal de 8.3 km, además de presenta un punto más alto a 382 m s.n.m y un punto más bajo a 20 m s.n.m. En 2023, las coberturas de bosque nativo, plantaciones jóvenes y matorral registraron la mayor recarga hídrica con 96%, 90% y 90% respectivamente en los rangos de muy bueno, mientras que las áreas agrícolas y las plantaciones adultas tuvieron la menor con 32% y 14% respectivamente en los rangos de muy pobre (Figura 16). Para 2045 – 2069, con respecto a la mayor recarga se mantuvieron las coberturas de bosque nativo y matorral y para menor recarga las coberturas de plantaciones adultas, urbano y agrícolas (Figura 17). El rango de recarga en 2023 fue de 0 a 690 mm/año con un promedio de 193,4 mm/año, mientras que, para 2045 – 2069 se redujo a un rango de 0 a 424 mm/año con un promedio de 110 mm/año, marcando una disminución del 44,2%.

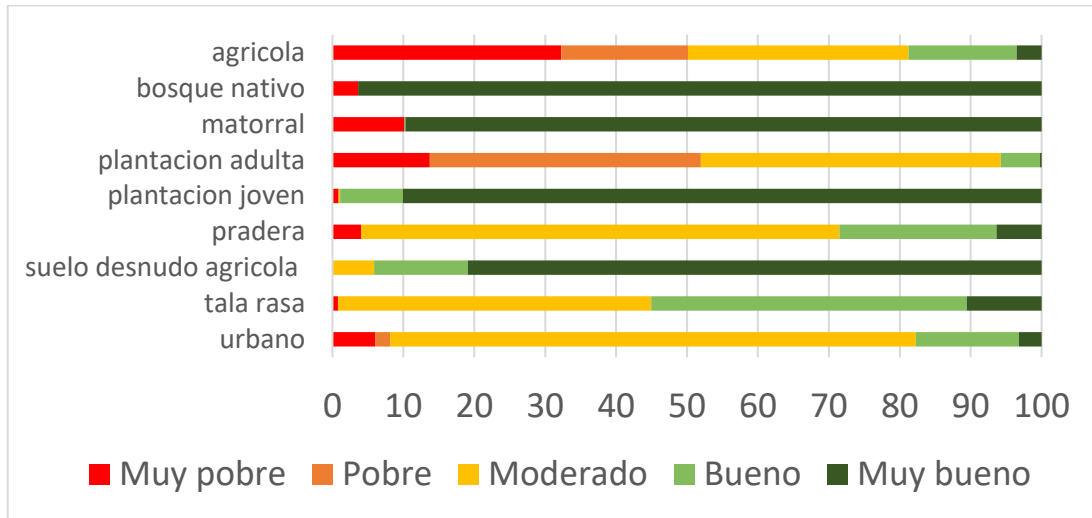


Figura 16: Distribución porcentual de la calidad de recarga hídrica por cobertura del suelo en la subcuenca Juan Chico, cuenca del río Andalién, 2023.

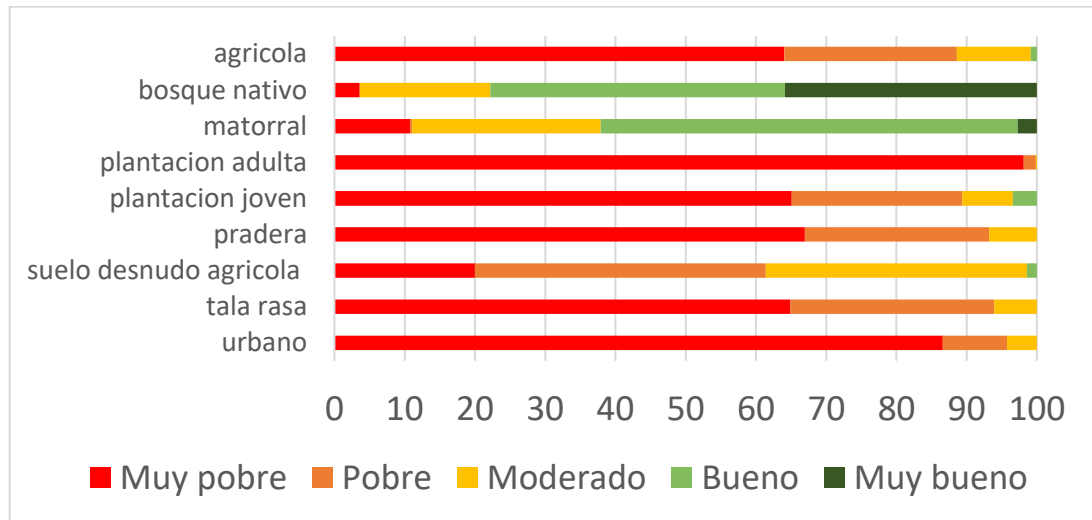


Figura 17: Distribución porcentual de la calidad de recarga hídrica por cobertura del suelo en la subcuenca Juan Chico, cuenca del río Andalién, 2045 – 2069.

- Subcuenca Nonguén

La subcuenca Nonguén, con un cauce principal de 14.8 km, presentó una variación altitudinal entre 20 y 459 m s.n.m. En 2023, las coberturas de bosque nativo, matorral y plantaciones jóvenes fueron las de mayor recarga hídrica con

88%, 88% y 23% respectivamente en los rangos de muy bueno, en contraste con las áreas agrícolas, plantaciones forestales adultas y urbanas que tuvieron la menor con 69%, 53% y 36% respectivamente en los rangos de muy pobre (Figura 18). Para 2045 – 2069, se proyectó que las coberturas de bosque nativo y matorral son de mayor recarga, mientras que las coberturas de menor recarga fueron plantaciones adultas y urbano (Figura 19). El rango de recarga en 2023 fue de 0 a 616 mm/año con un promedio de 238 mm/año, disminuyendo a un rango de 0 a 371 mm/año y un promedio de 136,6 mm/año en 2045 – 2069, lo que representó una disminución del 42,6%.

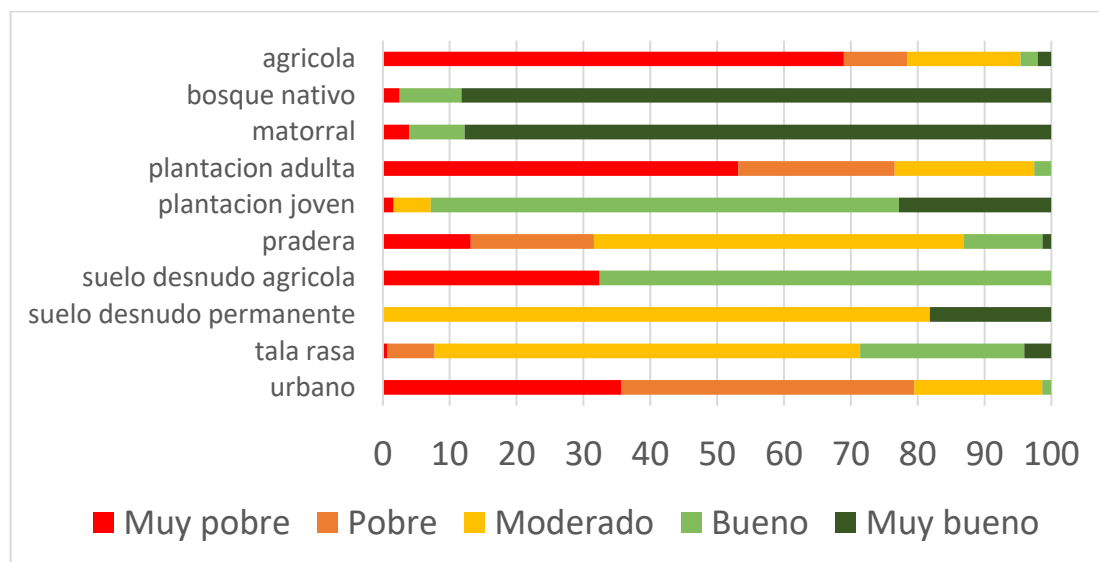


Figura 18: Distribución porcentual de la calidad de recarga hídrica por cobertura del suelo en la subcuenca Nonguén, cuenca del río Andalién, 2023.

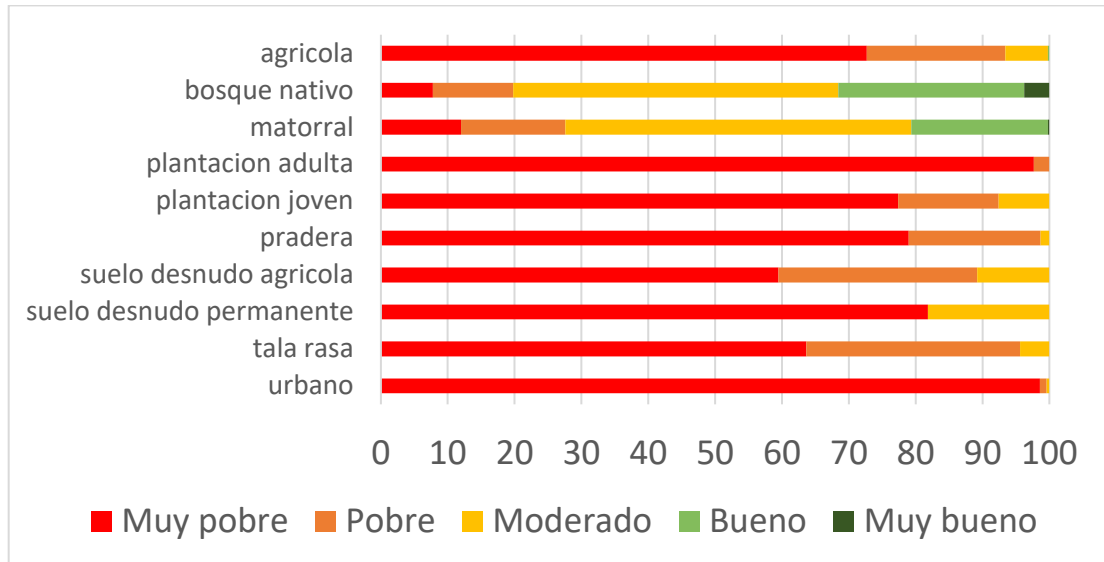


Figura 19: Distribución porcentual de la calidad de recarga hídrica por cobertura del suelo en la subcuenca Nonguén, cuenca del río Andalién, 2045 – 2069.

- Subcuenca Las Pataguas

La subcuenca Pataguas presentó un cauce principal de 7.1 km y variación altitudinal desde 72 hasta 360 m s.n.m. En 2023, las coberturas de plantación joven, bosque nativo y matorral se identificaron como las de mayor recarga hídrica, con 98%, 96% y 94% respectivamente en los rangos de muy bueno mientras que las áreas agrícolas, plantaciones adultas y praderas tuvieron la menor (Figura 20). Para 2045 – 2069, se mantiene bosque nativo y matorral como coberturas de mayor recarga, con 38% y 13% respectivamente en los rangos de muy bueno, mientras que plantación adulta, urbano y tala rasa las coberturas de menor recarga con 98%, 76% y 68% respectivamente en los rangos de muy pobre (Figura 21). El rango de recarga en 2023 fue de 0 a 737 mm/año con un

promedio de 275,5 mm/año, reduciéndose a 0 a 468 mm/año con promedio de 116,6 mm/año en 2045 – 2069, lo que indica una disminución del 57,7%.

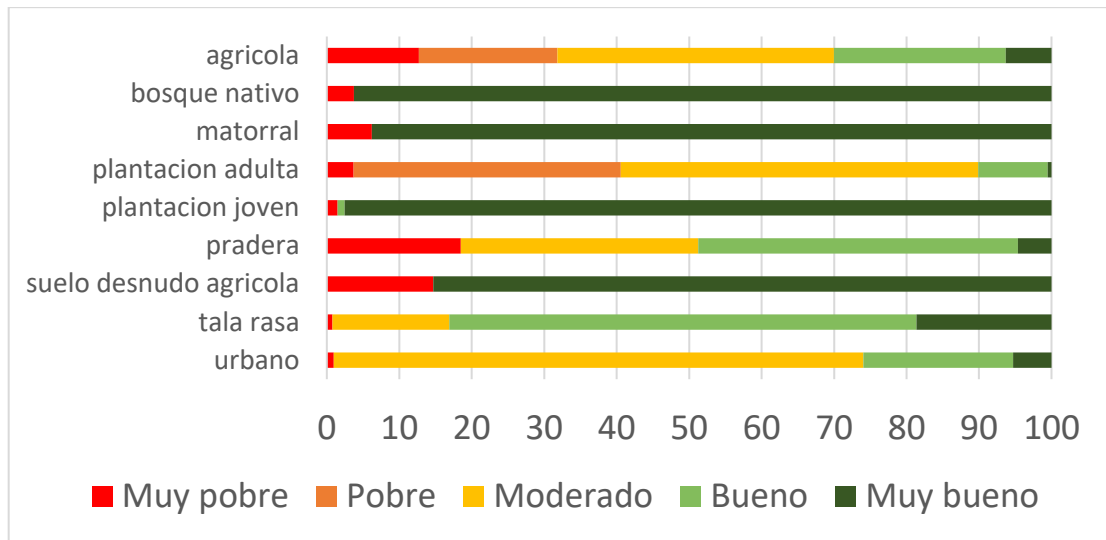


Figura 20: Distribución porcentual de la calidad de recarga hídrica por cobertura del suelo en la subcuenca Pataguas, cuenca del río Andalién, 2023.

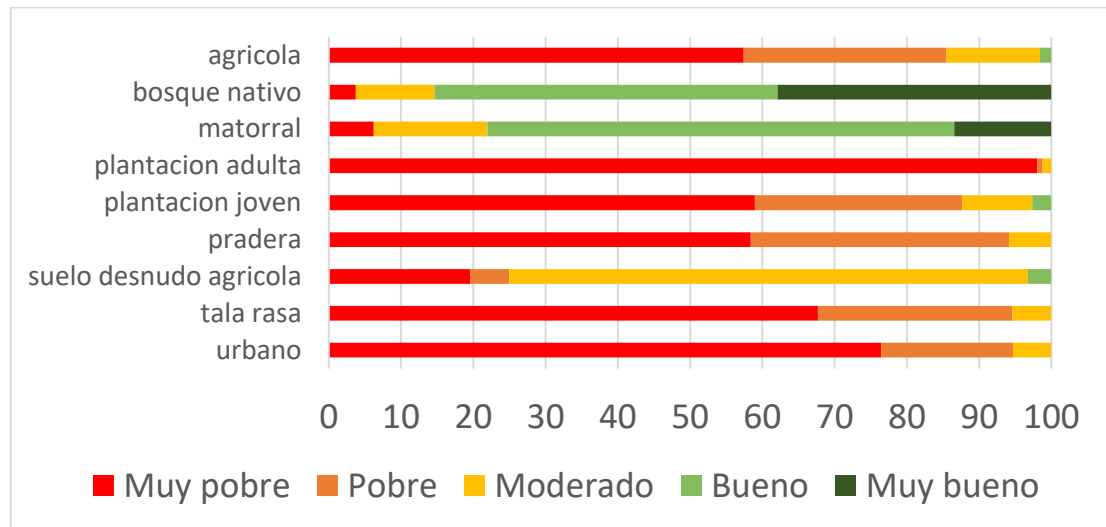


Figura 21: Distribución porcentual de la calidad de recarga hídrica por cobertura del suelo en la subcuenca Pataguas, cuenca del río Andalién, 2045 – 2069.

IV. DISCUSIÓN

El resultado de la delimitación de las seis subcuencas anidadas en la cuenca del río Andalién, mediante el método Strahler, permitió la identificación de las subcuencas que conforman una cuenca principal y entender mejor la distribución espacial de la red hidrográfica del área de estudio. Este método también ha sido usado en la quebrada de Tarapacá para caracterizar la red de drenaje de la cuenca permitiendo un entendimiento más profundo de las variaciones de los caudales a escala de subcuenca (Toro, 2015).

La aplicación del modelo de rendimiento hídrico estacional del programa InVEST reveló una disminución estimada de 147% en la recarga local con el escenario de cambio climático RCP 8.5 para el periodo 2045 – 2069 en comparación con el año base de 2023. Estos resultados son consistentes con estudios previos en cuencas mediterráneas de Chile, como el análisis de Galleguillos (2021), que estudia el impacto del cambio climático y estrategias de uso de suelo en el flujo de agua en cuencas dominadas por plantaciones de árboles. De igual forma, Martínez-Retureta et al., (2022) analiza la influencia del cambio climático y de la cobertura del suelo sobre el balance hídrico en escenarios combinados de uso de suelo y clima.

Se observaron importantes diferencias en la recarga local entre las distintas subcuencas anidadas, lo que puede estar relacionado con las características del suelo y la geología de cada una de ellas (Oyarzún et al., 2011). Se observó que las subcuencas de orden 4 exhibieron una menor recarga local en comparación con las subcuencas de orden 3, lo que podría estar relacionado con la menor superficie y la mayor pendiente de estas cuencas (Alvarez-Garreton et al., 2019). Esta tendencia a la baja es particularmente notable en subcuencas con predominancia de coberturas agrícolas y forestales, donde se observaron las mayores disminuciones. Esto concuerda con lo descrito por Alvarez-Garreton (2019) quien analiza cómo la conversión de bosques nativos a plantaciones forestales de especies exóticas como *Pinus radita* y *Eucalytus spp.* han afectado el suministro de agua en el centro sur de Chile.

La oferta del servicio ecosistémico hídrico se ve disminuida en los escenarios de cambio climático y muestra puntos críticos en las subcuencas que presentaron una dominancia de plantaciones forestales y cultivos agrícolas, a diferencia de las subcuencas que poseen una dominancia de bosques nativos y matorral. La subcuenca en la que domina la cobertura de bosque nativo es Nonguén, la cual presenta un 50% de este tipo de cobertura. Esto se debe a que dentro del área se encuentra el Parque Nacional Nonguén, donde se realizan acciones de protección del bosque nativo, además de esfuerzos para disminuir la presencia de especies provenientes de plantaciones forestales (Echeverría, et al., 2021).

La protección de bosques nativos en el largo plazo permite que procesos hidrológicos como la recarga de agua, la regulación del caudal y la reducción de la escorrentía superficial no se vean alterados y sus funciones se mantengan (Little et al., 2014). Dado la permanencia de estos procesos en gran extensión espacial y bajo protección, esta subcuenca presenta el mayor promedio de recarga de agua anual para el escenario de cambio climático 2044 – 2069.

En segunda instancia, la subcuenca que presentó los mayores rangos de recarga de agua anual fue la del sector Patagua, cuya causal posible es que presenta pendientes menos pronunciadas donde se encuentran las coberturas de bosque nativo (Leiva, 2020). La subcuenca de Juan Chico presentó una dominancia de la cobertura de plantaciones forestales adultas, siendo la tercera subcuenca que más agua recarga a la cuenca del río Andalién.

Finalmente, las subcuencas de Bodega, Chaimavida y Copiulemu presentaron una dominancia de plantaciones forestales y mayor superficie de cultivos agrícolas que las anteriores mencionadas. Echeverría et al., (2020) mencionan en un estudio sobre efecto del cambio de uso y cobertura del suelo sobre la respuesta hidrológica del centro sur de Chile, que en el periodo de 1984 a 2013 hubo una fluctuación en la cobertura de la cuenca con una disminución de bosque nativo y matorral del 30,7% y un aumento de plantaciones exóticas del 28,64%, respaldando lo que menciona Echeverría et al., (2019) que la cobertura de

bosque nativo se encuentra fragmentada y en pequeñas áreas, producto de la continua expansión de la industria forestal.

En cuanto la cobertura de bosque nativo, es la que presentó una mayor plasticidad con respecto a los impactos que genera el cambio climático en comparación a las otras coberturas. Es necesario mencionar que, en sectores más llanos, la vegetación boscosa como la de bosque nativo podría infiltrar una mayor cantidad de agua, que otras coberturas como plantaciones forestales o cultivos agrícolas (Garate-Quispe et al., 2022).

4.1 Implicancias para el manejo a escala de paisaje bajo CC

Se identificaron puntos críticos en la cuenca donde la oferta hídrica presentaría una mayor disminución, lo que representa un riesgo para el abastecimiento de agua para consumo humano en el futuro (Muñoz et al., 2020). Esta tendencia se puede ocasionar debido a la alta densidad de plantación, manejo intensivo, rápido crecimiento y tasas de evapotranspiración mayores a comparación con los bosques nativos, además de donde están ubicadas en la cuenca. Esta situación subraya la importancia de fortalecer las políticas públicas y los planes de adaptación como, el Plan de Adaptación al Cambio Climático en Recursos Hídricos, instrumento que define acciones y medidas para aumentar la resiliencia del sector hídrico; o la Estrategia Nacional de Recursos Hídricos que promueve

una gestión hídrica integrada para garantizar la seguridad del recurso en las cuencas más vulnerables.

Los resultados sugieren que la disminución en la oferta hídrica podría tener un impacto significativo en la demanda de agua para consumo humano en la cuenca del río Andalién, lo que a su vez podría afectar negativamente el bienestar de las comunidades locales y el desarrollo socioeconómico de la zona (Sapiains et al., 2018). Las diferencias registradas entre los dos escenarios observados en esta investigación son particularmente relevantes desde una perspectiva de sustentabilidad del paisaje y evaluación de servicios ecosistémicos, ya que refleja un ajuste significativo en los recursos hídricos disponibles (Fang, 2022; Martínez-Retureta, 2022).

Alvarez-Garreton et al., (2019) y Barría et al., (2021) mencionan la necesidad de implementar medidas para la eficiencia hídrica y mejorar las infraestructuras de suministro de agua, y dichas acciones deben ser dirigidas específicamente a los tomadores de decisiones locales para asegurar una gestión efectiva y adaptada a las necesidades de cada comunidad. Junto con lo anterior, los Planes de Acción Climática que establecen la creación de Planes Sectoriales de Adaptación y Mitigación, así como Planes Regionales y Comunales, establecidos en la Ley Marco de Cambio Climático (Ley No. 21.455), que tiene como objetivo alcanzar la carbono neutralidad para el año 2050 y aumentar la resiliencia del país frente

a los efectos adversos del cambio climático, son instrumentos clave para implementar acciones específicas en diferentes niveles y escalas. Surge una oportunidad para implementar el modelo InVEST como apoyo en la etapa de diagnóstico de vulnerabilidad e impactos del cambio climático, ayudando a los municipios a mejorar su capacidad para anticipar y mitigar los efectos del cambio climático en sus recursos hídricos.

El modelo InVEST contribuye directamente los Objetivos de Desarrollo Sostenible 2030 (ODS), principalmente al ODS 6, asegurando la gestión sostenible del agua y el saneamiento, y apoya el ODS 15 en la conservación de ecosistemas terrestres (Goldstein et al., 2012), además de alinearse con el ODS 13 que promueve acciones urgentes para combatir el cambio climático y sus impactos. Esta integración no solo mejora la coherencia entre el diagnóstico, la planificación local y las políticas nacionales, sino que también fortalece la gestión integrada de cuencas y promueve el desarrollo de estrategias resilientes y adaptativas frente a los desafíos ambientales actuales y futuros (Nelson, 2013; Sharp, 2020). Por lo tanto, se recomienda la incorporación del modelo InVEST como una herramienta estándar en el diagnóstico y planificación territorial y ambiental a nivel comunal e intercomunal, asegurando que las decisiones tomadas estén bien fundamentadas y sean sostenibles a largo plazo.

4.2 Limitaciones del estudio

Una limitación de este estudio fue la falta de datos meteorológicos detallados a escala local y datos específicos sobre los usos de suelo, incluidos los coeficientes de cultivo (K_c) para las coberturas forestales y de bosque nativo. La ausencia de estos datos puede comprometer seriamente la precisión de los modelos de recarga de acuíferos, particularmente en contextos afectados por el cambio climático. Además, existen escasas investigaciones que utilizan el modelo de rendimiento hídrico estacional de InVEST para la evaluación de la recarga de acuíferos. Este vacío en la investigación subraya la necesidad de expandir su aplicación para entender mejor los impactos del cambio climático en diferentes cuencas. Por lo tanto, se recomienda emplear este modelo en futuras investigaciones y considerar la realización de estudios a la escala de subcuencas para abordar las variaciones locales de precipitación y temperatura con mayor precisión (Ringleb et al., 2016).

Otra limitación presentada en este estudio, fue el hecho de no considerar la demanda del servicio de recarga de aguas subterráneas para nutrición, materiales o energía, para realizar un análisis entre la oferta y la demanda del servicio, debido a la falta de un banco de datos que contenga dicha información. Es por lo que se recomienda realizar un catastro de la demanda de agua correspondiente a la recarga.

4.3 InVEST y otros programas

El modelo InVEST destaca por su facilidad de uso, accesibilidad y capacidad para evaluar servicios ecosistémicos bajo diferentes escenarios de cambio climático, siendo una herramienta valiosa para la planificación territorial y la gestión sostenible de recursos hídricos (Anjinho et al., 2022). Sin embargo, es útil comparar sus resultados con otros modelos hidrológicos para obtener una visión más completa, por ejemplo, el modelo SWAT (Soil and Water Assessment Tool) ofrece una simulación detallada de los procesos hidrológicos y es especialmente útil para evaluar el impacto del uso del suelo y las prácticas de manejo en grandes cuencas hidrográficas (Cong et al., 2020). WEAP (Water Evaluation and Planning System) integra tanto la oferta como la demanda de agua, proporcionando un enfoque holístico para la planificación de recursos hídricos (Sahoo et al., 2020). MIKE SHE simula con precisión la interacción entre el agua superficial y subterránea, ideal para regiones con alta heterogeneidad hidrogeológica (El-Nasr et al., 2005).

Aunque SWAT, WEAP y MIKE SHE pueden proporcionar mayor precisión en ciertas condiciones, InVEST se destaca por su accesibilidad y facilidad de implementación, permitiendo su uso por una amplia gama de usuarios, incluidos municipios y planificadores locales. Adicionalmente, según el Proyecto de Capital

Natural de Stanford, InVEST facilita la toma de decisiones al evaluar los trade-offs de manejo ambiental y económico (Sharp et al., 2014).

V. CONCLUSIONES

Se evidencia una preocupante disminución en la recarga hídrica de seis subcuencas de la cuenca del río Andalién entre 2023 y 2045-2069, asociada a cambios en las coberturas y usos del suelo.

La subcuenca de Nonguén, con predominante cobertura de bosque nativo, destaca por su mayor eficiencia en la recarga en comparación con otras subcuencas sometidas a intensos usos del suelo bajo un escenario de cambio climático.

Estos resultados proporcionan una perspectiva integral sobre la dinámica hídrica de la cuenca del río Andalién y son esenciales para la planificación y gestión de los recursos hídricos y ecosistemas. La integración de estos hallazgos en la toma de decisiones permitirá abordar de manera más efectiva los desafíos del cambio climático, equilibrando las necesidades locales con la sostenibilidad de los servicios ecosistémicos hídricos.

Los resultados de este estudio deben ser interpretados como valores estimados, especialmente en términos de la recarga de agua según el programa InVEST.

VI. GLOSARIO

Caudal base: Es el flujo mínimo de agua en un río o corriente, mantenido por la descarga de aguas subterráneas cuando no hay precipitación significativa. Representa la porción del caudal de un río que proviene de la infiltración y recarga de los acuíferos.

Ciclo Hidrológico: Proceso continuo de circulación del agua en la Tierra, que incluye la evaporación, condensación, precipitación, infiltración y escorrentía. Este ciclo permite el movimiento del agua entre la atmósfera, la superficie terrestre y los cuerpos de agua subterráneos.

Curva Número: Parámetro que estima la escorrentía superficial según el tipo de suelo, uso de tierra y condiciones de humedad. Un valor más alto indica mayor escorrentía y menor infiltración en el suelo.

InVEST: Conjunto de herramientas de modelado para evaluar los servicios ecosistémicos, como la recarga de agua, bajo diferentes escenarios de cambio en el uso del suelo y climático.

NDVI: Índice basado en imágenes satelitales que mide la salud de la vegetación, comparando la radiación infrarroja cercana y el espectro rojo. Sus valores oscilan entre -1 y 1, donde los más altos indican vegetación densa y saludable.

RCP 8.5: Escenario de altas emisiones de gases de efecto invernadero proyectado por el IPCC, con un aumento en el forzamiento radiativo de 8.5 W/m^2 para 2100. Refleja un futuro con altos impactos climáticos, como el aumento de temperaturas y la disminución de la recarga hídrica.

Recarga de la Cuenca: Es el proceso mediante el cual el agua de precipitación se infiltra en el suelo y llega a los acuíferos subterráneos. La recarga depende de factores como la permeabilidad del suelo, la vegetación y el uso del suelo en la cuenca.

Servicio Ecosistémico: Son los beneficios que los ecosistemas brindan a las personas, como la provisión de agua, alimentos y materiales, la regulación del clima y el ciclo del agua, así como el soporte de funciones ecológicas esenciales y el bienestar cultural.

VII. BIBLIOGRAFÍA

Almeida R.M., A.S. Fleischmann, J.P. Brêda, D.S. Cardoso, H. Angarita, W. Collischonn, B. Forsberg, R. García-Villacorta, S.K. Hamilton, P.M. Hannam. (2021). Climate change may impair electricity generation and economic viability of future Amazon hydropower. *Global Environmental Change* 71: 102383.

Alvarez-Garretón C., A. Lara, J.P. Boisier, M. Galleguillos. (2019). The Impacts of Native Forests and Forest Plantations on Water Supply in Chile. *Forests* 10(6): 473.

Anjinho, P., Barbosa, M., & Mauad, F. (2022). Evaluation of InVEST's water ecosystem service models in a Brazilian Subtropical Basin. *Water*, 14(10), 1559.

Arroyo, E., Bazán, L. y Catay, J. (2021). Influencia del cambio climático y uso del suelo en la capacidad de regulación hídrica en la microcuenca medio bajo Mantaro del departamento de Huancavelica, periodo 2015 - 2020. Tesis para optar el título profesional de Ingeniera Ambiental, Escuela Académico Profesional de Ingeniería Ambiental, Universidad Continental, Huancayo, Perú

Avendaño D., Cedeño B., Arroyo-Zeledón M. (2020). Integrando el concepto de servicios ecosistémicos en el ordenamiento territorial. *Revista Geográfica de América Central* 2: 63-90. <https://dx.doi.org/10.15359/rgac.65-2.3>

Balvanera P. (2012). Los servicios ecosistémicos que ofrecen los bosques tropicales. *Ecosistemas* 21(1-2).

Barría P., C. Chadwick, A. Ocampo-Melgar, M. Galleguillos, R. Garreaud, R. Díaz-Vasconcellos, D. Poblete, E. Rubio-Álvarez, D. Poblete-Caballero. (2021). Water management or megadrought: what caused the Chilean Aculeo Lake drying? *Regional Environmental Change* 21(1): 19.

Castilla J.C., F. Meza, S. Vicuña. (2019). Cambio climático en Chile: ciencia, mitigación y adaptación. JSTOR. p.

Cong, W., Sun X., Guo H., & Shan R. (2020). Comparison of the SWAT and InVEST models to determine hydrological ecosystem service spatial patterns, priorities and trade-offs in a complex basin. *Ecological Indicators*, 112, 106089.

Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R. G., Sutton, P., & van den Belt, M. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387(6630), 253–260. <https://doi.org/10.1038/387253a0>

Daneshi A., Brouwer R., Najafinejad A., Panahi M., Zarandian A., & Maghsood F. F. (2021). Modelling the impacts of climate and land use change on water security in a semi-arid forested watershed using InVEST. *Journal of Hydrology*, 593, 125621.

DGA. (2004). Diagnóstico y clasificación de los cursos y cuerpos de agua según objetivos de calidad. Cuenca del río Andalién. Ministerio de Obras Públicas (Chile)(1): 60.

Echeverría, C., Fuentes, R., & Heilmayr, R. (2019). Cambios de uso y cobertura del suelo en la Cordillera de la Costa del centro-sur de Chile entre 1986 y 2011. *Biodiversidad y ecología de los bosques costeros de Chile*. Editorial Universidad de Los Lagos, 471-486.

Echeverría, C., Gatica, P., Román, S., Bordeu, A. y C. Espinoza. (2021). Más allá de la deforestación: restauración ecológica de bosques nativos en el Parque Nacional Nonguén, Chile. Primera Edición. Universidad de Concepción. 123 p.

El-Nasr, A. A., Arnold, J. G., Feyen, J., & Berlamont, J. (2005). Modelling the hydrology of a catchment using a distributed and a semi-distributed model. *Hydrological Processes: An International Journal*, 19(3), 573-587.

Fang Z., Ding T., Chen J., Xue S., Zhou Q., Wang Y., ... & Yang S. (2022). Impacts of land use/land cover changes on ecosystem services in ecologically fragile regions. *Science of the Total Environment*, 831, 154967.

Faramarzi, M., Abbaspour, K., Schulin, R., & Yang, H. (2009). Modelling blue and green water resources availability in Iran. *Hydrological Processes*, 23. <https://doi.org/10.1002/HYP.7160>.

Flint, L., Flint, A., & Thorne, J. (2015). Climate change: evaluating your local and regional water resources. . <https://doi.org/10.3133/FS20143098>.

Fisher, B., Turner, R. K., & Morling, P. (2009). Defining and classifying ecosystem services for decision making. *Ecological economics*, 68(3), 643-653.

Galleguillos M., F. Gimeno, C. Puelma, M. Zambrano-Bigiarini, A. Lara, M. Rojas. (2021). Disentangling the effect of future land use strategies and climate change on streamflow in a Mediterranean catchment dominated by tree plantations. *Journal of Hydrology* 595: 126047.

Gaspari F.J., G.E. Senisterra, R.M. Marlats. (2007). Relación precipitación-escorrentía y número de curva bajo diferentes condiciones de uso del suelo. Cuenca modal del Sistema Serrano de La Ventana, Argentina. *Revista de la Facultad de Ciencias Agrarias* 39(1): 21-28.

Garate-Quispe., J, Bejar C.N., Pillco S.N., Herrera M.M., & Dueñas L.H. (2022). Diferencias en la capacidad de infiltración del suelo en dos tipos de cobertura vegetal en la Amazonía Peruana. *Folia Amazónica*, 31(2), 227-241. Epub 30 de diciembre de 2022. <https://dx.doi.org/10.24841/fa.v31i2.578>

Goldstein J.H., Caldarone, G., Duarte, T. K., Ennaanay, D., Hannahs, N., Mendoza, G., & Daily, G. C. (2012). Integrating ecosystem-service tradeoffs into land-use decisions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 109(19), 7565-7570. <https://www.pnas.org/doi/full/10.1073/pnas.1201040109>

Grêt-Regamey, A., Brunner, S. H., Altwegg, J., Christen, M., & Bebi, P. (2013). Integrating expert knowledge into mapping ecosystem services trade-offs for sustainable forest management. *Ecology and Society*, 18(3).

Grêt-Regamey, A., Weibel, B., Kienast, F., Rabe, S. E., & Zulian, G. (2015). A tiered approach for mapping ecosystem services. *Ecosystem Services*, 13, 16-27.

Gutierrez D.C., D.P. Méndez, R.A.A. del Salto. (2017). Determinación del parámetro hidrológico número de curva en la cuenca de la quebrada El Batán, usando sistemas de información geográfica y percepción remota. *FIGEMPA: Investigación y desarrollo* 3(1): 31-41.

Haines-Young, R. & Potschin-Young, M. (2018). Revision of the Common International Classification for Ecosystem Services (CICES V5.1): A Policy Brief. *One Ecosystem*. <https://doi.org/10.3897/oneeco.3.e27108>

Kamble, B., Kilic, A., & Hubbard, K. (2013). Estimating Crop Coefficients Using Remote Sensing-Based Vegetation Index. *Remote Sensing*, 5(4), 1588-1602. <https://doi.org/10.3390/rs5041588>

Krause, P., Boyle, D.P., Bäse, F., (2005), Comparison of different efficiency criteria for hydrological model assessment: *Advances in Geosciences*, 5, 89-97.

Leiva Torres, S. A. (2020). Estudio hidrogeológico de la disponibilidad de agua de la nueva XVI Región de Ñuble, Chile.

LeQuesne. (2020). Water Crisis in Petorca Basin, Chile: The Combined Effects of a Mega-Drought and Water Management. *Water* 12(3): 648.

Little, Christian & Cuevas, Jaime & Lara, Antonio & Pino, Mario & Schoenholtz, Stephen. (2014). Buffer effects of streamside native forests on water provision in watersheds dominated by exotic forest plantations. *Ecohydrology*. 8. 10.1002/eco.1575.

Liu, C., Sun, G., McNulty, S. G., Noormets, A., & Fang, Y. (2017). Environmental controls on seasonal ecosystem evapotranspiration/potential evapotranspiration ratio as determined by the global eddy flux measurements. *Hydrology and Earth System Sciences*, 21, 311-322. <https://doi.org/10.5194/hess-21-311-2017>

Maes, J., Egoh, B., Willemen, L., Liqueste, C., Vihervaara, P., Schägner, J. P., ... & Bidoglio, G. (2012). Mapping ecosystem services for policy support and decision making in the European Union. *Ecosystem services*, 1(1), 31-39.

Martínez-Retureta, R., Aguayo, M., Abreu, N. J., Urrutia, R., Echeverría, C., Lagos, O., ... & Barra, R. O. (2022). Influence of Climate and Land Cover/Use Change on Water Balance: An Approach to Individual and Combined Effects. *Water*, 14(15), 2304.

Maruyama, T., Kawachi, T., & Singh, V. (2005). Entropy-based assessment and clustering of potential water resources availability. *Journal of Hydrology*, 309, 104-113. <https://doi.org/10.1016/J.JHYDROL.2004.11.020>.

Maurtua M.P., C.V. Zelada. (2016). Generación de mapa de número de curva con sistema de información geográfica. *Apuntes de Ciencia & Sociedad* 6(1).

More Medrano H.F. (2021). Análisis comparativo entre métodos empíricos para el cálculo de la evapotranspiración de referencia en la Región de Tumbes.

Muñoz, A. A., Klock-Barría, K., Alvarez-Garreton, C., Aguilera-Betti, I., González-Reyes, Á., Lastra, J. A., ... & LeQuesne, C. (2020). Water crisis in Petorca Basin, Chile: The combined effects of a mega-drought and water management. *Water*, 12(3), 648.

Naciones Unidas et al. (2021). Contabilidad de los Ecosistemas del Sistema de Contabilidad Ambiental y Económica. Publicación con cubiertas blancas, texto sin revisión editorial. Disponible en <https://seea.un.org/ecosystem-accounting>.

Nelson E. J., Sander H., Hawthorne P., Conte M., Ennaanay D., Wolny S., Manson A., & Polasky S. (2013). Projecting global land-use change and its effect on ecosystem service provision and biodiversity with simple models. *PLoS ONE*, 8(12), e82792.

Nicolas-Artero C. (2016). Las organizaciones comunitarias de agua potable rural en América Latina: un ejemplo de economía substantiva. *Polis Revista Latinoamericana* (45).

Oppliger A., J. Höhl, M. Fragkou. (2019). Escasez de agua: develando sus orígenes híbridos en la cuenca del Río Bueno, Chile. *Revista de geografía Norte Grande*: 9-27.

Oyarzún C.E., C. Frêne, G. Lacrampe, A. Huber, P. Hervé. (2011). Propiedades hidrológicas del suelo y exportación de sedimentos en dos microcuencas de la Cordillera de la Costa en el sur de Chile con diferente cobertura vegetal. *Bosque (Valdivia)* 32: 10-19.

Revueltas J.E., A. Zabaleta, T. Mercado, S. Aguirre. (2020). Cambios en el clima local y su efecto en la regulación hídrica en microcuencas del departamento del Magdalena, Norte de Colombia. *Información tecnológica* 31: 193-206.

Ringleb, J., Sallwey, J., & Stefan, C. (2016). Assessment of Managed Aquifer Recharge through Modeling—A Review. *Water*, 8(12), 579. <https://doi.org/10.3390/w8120579>

Rojas E., B. Arce, A. Peña, F. Boshell, M. Ayarza. (2010). Cuantificación e interpolación de tendencias locales de temperatura y precipitación en zonas alto andinas de Cundinamarca y Boyacá (Colombia). *Ciencia y Tecnología Agropecuaria* 11(2): 173-182.

Román B., L. Nahuelhual, F. Morey. (2009). Programa de educación ambiental para comités de agua potable rural en el sur de Chile. *Educere* 13(45): 523-529.

Sahoo, S., Dhar, A., Debsarkar, A., Pradhan, B., & Alamri, A. M. (2020). Future water use planning by water evaluation and planning system model. *Water Resources Management*, 34(15), 4649-4664.

Santillán E., Davila-Vazquez G., Sánchez J., Díaz J. (2013). Estimación del balance hídrico mediante variables climáticas, en la cuenca del río Cazones, Veracruz, México. *Revista Ambiente & Agua* 8: 104-117.

Sapiains R., Ugarte A., Aldunce P. (2017). Los significados de la participación para el cambio climático en Chile. *Ambiente y Desarrollo* 21(41): 43-60. doi:10.11144/Javeriana.ayd21-41.spcc

Serrano Bustos, R. (2014). Proyecciones de disponibilidad del recurso hídrico en la cuenca alta del Maipo, bajo escenarios recientes de cambio climático. Disponible en <https://repositorio.uchile.cl/handle/2250/117011>

Sharp R., H. Tallis, T. Ricketts, A. Guerry, S.A. Wood, R. Chaplin-Kramer, E. Nelson, D. Ennaanay, S. Wolny, N. Olwero. (2014). InVEST user's guide. The Natural Capital Project: Stanford, CA, USA.

Sharp, R., Douglass, J., Wolny, S., Arkema, K., Bernhardt, J., Bierbower, W., ... & Guerry, A. D. (2020). InVEST 3.8.0 User's Guide. The Natural Capital Project, Stanford University, University of Minnesota, The Nature Conservancy, and World Wildlife Fund.

Thanapakpawin P, J Richey, D Thomas, S Rodda, B Campbell y M Logsdon. (2006). Effects of landuse change on the hydrologic regime of the Mae Chaem river basin, NW Thailand. *Journal of Hydrology*, 334 (1-2), 215-230.

Thornthwaite C.W. (1948). An approach toward a rational classification of climate. *Geographical Review* 38(1): 55-94.

Toro Piñeiro, D. (2015). Procesos hidrogeológicos en la cuenca de la Quebrada de Tarapacá: análisis de las relaciones sedimentológicas con el abanico aluvial. Disponible en <https://repositorio.uchile.cl/handle/2250/137682>

Valdés J.C., C.A. Castro, J.F. Escobar. (2017). Problema 8. Análisis de datos espaciales para la caracterización de parámetros geomorfométricos en cuencas hidrográficas. *Geoinformática aplicada con Aprendizaje Basado en Problemas*: 116.

Vigerstol, Kari & Aukema, Juliann. (2011). A comparison of tools modeling freshwater ecosystem services. *Journal of environmental management*. 92. 2403-9. 10.1016/j.jenvman.2011.06.040.

Watson D.F. (1985). A refinement of inverse distance weighted interpolation. *Geo-processing* 2: 315-327.

Wei P., Chen S., Wu M., Deng Y., Xu H., Jia Y., Liu F. Using the InVEST Model to Assess the Impacts of Climate and Land Use Changes on Water Yield in the Upstream Regions of the Shule River Basin. *Water* 2021, 13, 1250. <https://doi.org/10.3390/w13091250>

Yang J., B. Xie, D. Zhang, W. Tao. (2021). Climate and land use change impacts on water yield ecosystem service in the Yellow River Basin, China. *Environmental Earth Sciences* 80(3): 72.

Yin G., Wang X., Zhang X., Fu Y., Hao F., Hu Q. InVEST Model-Based Estimation of Water Yield in North China and Its Sensitivities to Climate Variables. *Water* 2020, 12, 1692. <https://doi.org/10.3390/w12061692>

VIII. APÉNDICE

Tabla 5: Datos de entrada para ejecutar el modelo de rendimiento hídrico estacional, sacado desde (Sharp et al., 2014).

| Datos de entrada | Definición |
|--------------------------------------|---|
| Ráster de precipitación mensual | Carpeta que contiene 12 rásteres de precipitación mensual para cada píxel. Los archivos deben estar en formato ráster y terminar con el número del mes correspondiente. [Unidad: milímetros] |
| Ráster de evapotranspiración mensual | Carpeta que contiene 12 rásteres de evapotranspiración de referencia mensual para cada píxel. Los nombres de los archivos ráster deben terminar con el número del mes. [Unidad: milímetros] |
| Modelo digital de elevación (DEM) | Conjunto de datos ráster con un valor de elevación para cada celda. El DEM debe ser rellenado, asignando valor a los sumideros y comparando los mapas de flujo de salida con los mapas hidrográficos del área. Para garantizar una ruta de flujo adecuada, el DEM debe extenderse más allá de las cuencas hidrográficas de interés, en lugar de estar sujeto al borde de la cuenca hidrográfica. [unidades: metros] |
| Ráster de cobertura/uso de suelo | Conjunto de datos ráster con un código LULC entero para cada celda. Todos los valores en este ráster tienen que tener las entradas correspondientes en la Tabla biofísica |
| Ráster de los grupos de suelo | Ráster de los grupos hidrológicos de suelo SCS (A, B, C o D). Este es un ráster de enteros donde los valores se ingresan como números 1, 2, 3 y 4, correspondientes a los grupos de suelo A, B, C y D, respectivamente. |
| Cuenca o subcuenca | Un shapefile en polígono. Esta es una capa de cuencas hidrográficas de tal manera que cada cuenca contribuye a un punto de interés donde se analizará la calidad del agua. Formato: se requiere un campo de entero llamado ws_id, con un valor entero único para cada cuenca hidrográfica. |
| Tabla biofísica (.csv) | Una tabla .csv (valor separado por comas) que contiene la información del modelo correspondiente a cada una de las clases de uso del suelo en el ráster LULC. Todas las clases LULC en el ráster LULC tienen que tener los valores correspondientes en esta tabla. |

Tabla 6: Horas de sol para la latitud 18 sur, correspondiente para cada mes del año.

| Mes | Horas de sol H18S | Días del mes | Hrs/12 | Días /30 |
|-----|-------------------|--------------|--------|----------|
| 1 | 13.2 | 31 | 1.1 | 1.03 |
| 2 | 12.8 | 28 | 1.07 | 0.93 |
| 3 | 12.3 | 31 | 1.025 | 1.03 |
| 4 | 11.7 | 30 | 0.975 | 1 |
| 5 | 11.2 | 31 | 0.93 | 1.03 |
| 6 | 10.9 | 30 | 0.908 | 1 |
| 7 | 11.0 | 31 | 0.917 | 1.03 |
| 8 | 11.5 | 31 | 0.958 | 1.03 |
| 9 | 12.0 | 30 | 1 | 1 |
| 10 | 12.6 | 31 | 1.05 | 1.03 |
| 11 | 13.1 | 30 | 1.097 | 1 |
| 12 | 13.3 | 31 | 1.108 | 1.03 |

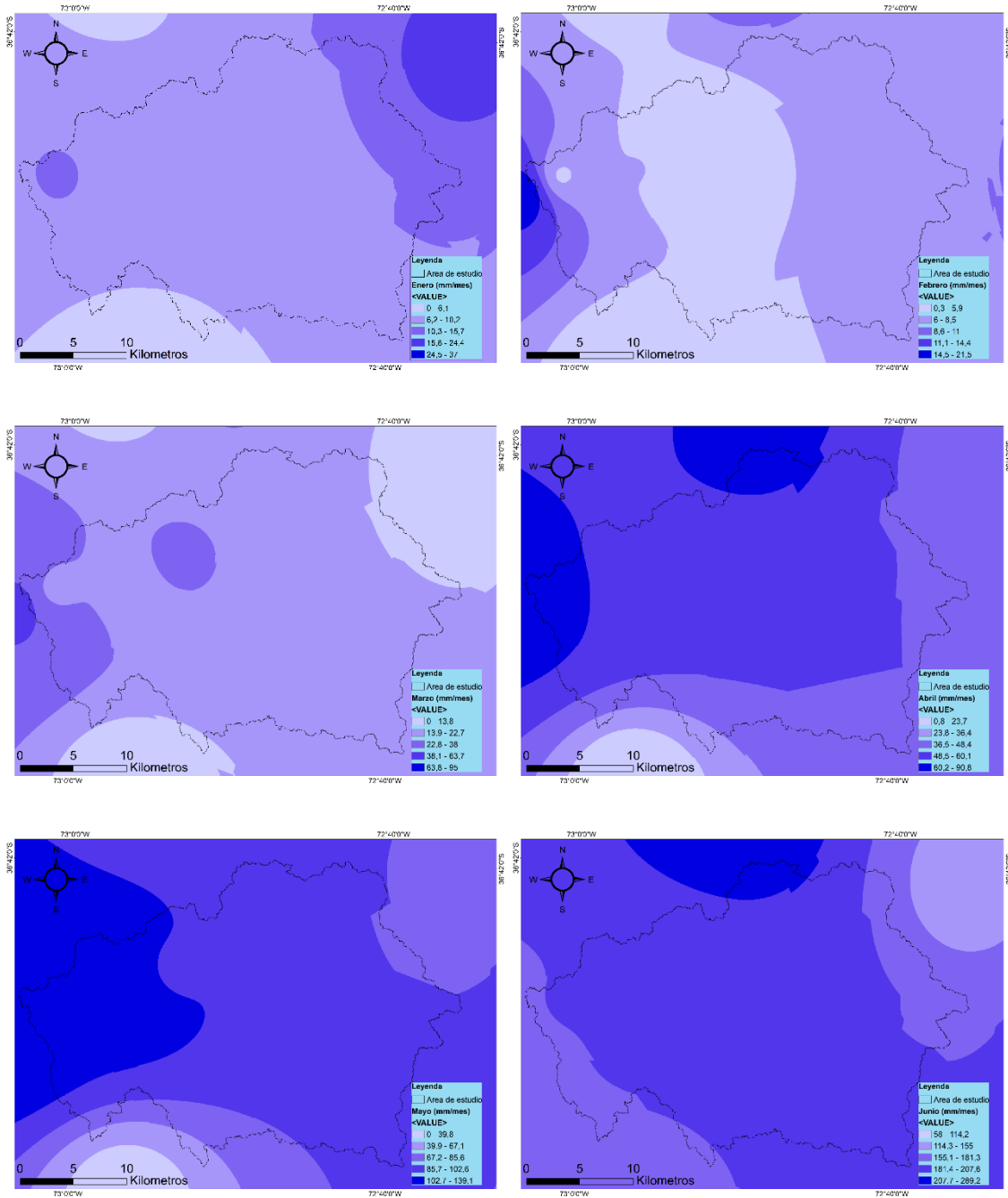
Tabla 7: Tabla biofísica que contiene la información del modelo correspondiente a cada tipo de cobertura.

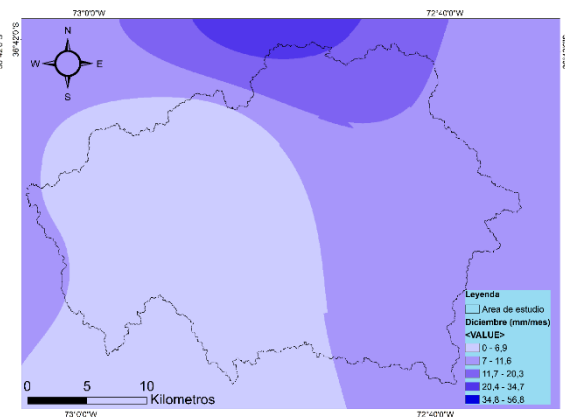
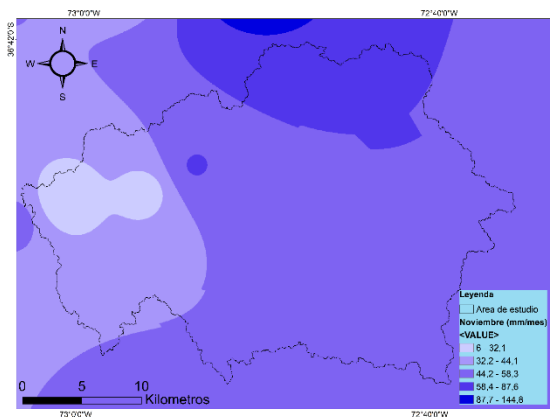
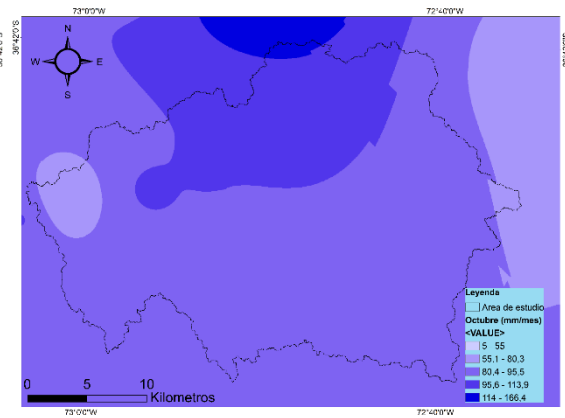
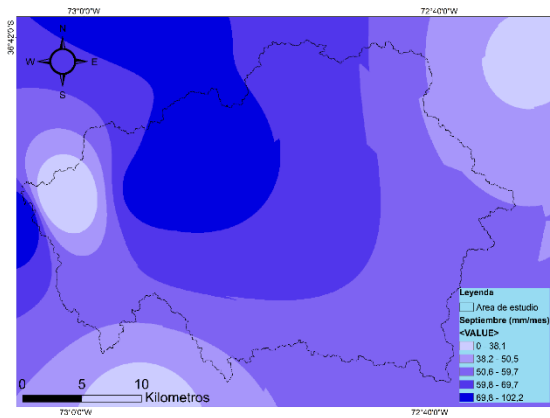
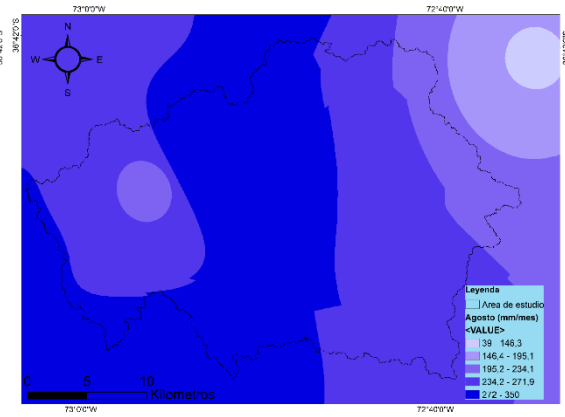
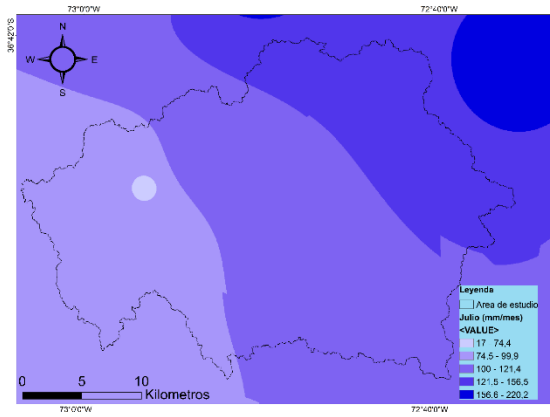
| Description | lucode | Kc_1 | Kc_2 | Kc_3 | Kc_4 | Kc_5 | Kc_6 | Kc_7 | Kc_8 | Kc_9 | Kc_10 | Kc_11 | Kc_12 |
|--------------------------|--------|------|------|------|------|------|------|------|------|------|-------|-------|-------|
| Bosque nativo | 1 | 61 | 58 | 58 | 58 | 33 | 33 | 33 | 31 | 31 | 31 | 61 | 61 |
| Plantación adulta | 3 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 6 | 7 | 7 | 6 | 5 | 5 | 5 |
| Plantación joven | 4 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 6 | 7 | 7 | 6 | 5 | 5 | 5 |
| Matorral | 6 | 51 | 46 | 49 | 45 | 43 | 38 | 41 | 44 | 5 | 45 | 38 | 32 |
| Agrícola | 7 | 6 | 6 | 12 | 12 | 12 | 6 | 6 | 6 | 6 | 6 | 6 | 6 |
| Pradera | 8 | 5 | 44 | 5 | 43 | 4 | 37 | 4 | 46 | 52 | 45 | 38 | 32 |
| Urbano | 9 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 | 4 |
| Agua | 11 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 | 1 |
| Suelo Desnudo agrícola | 12 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 |
| Suelo Desnudo permanente | 13 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 |
| Tala rasa | 14 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 | 5 |

Tabla 8: Tabla biofísica que contiene la información del modelo correspondiente a cada tipo de cobertura.

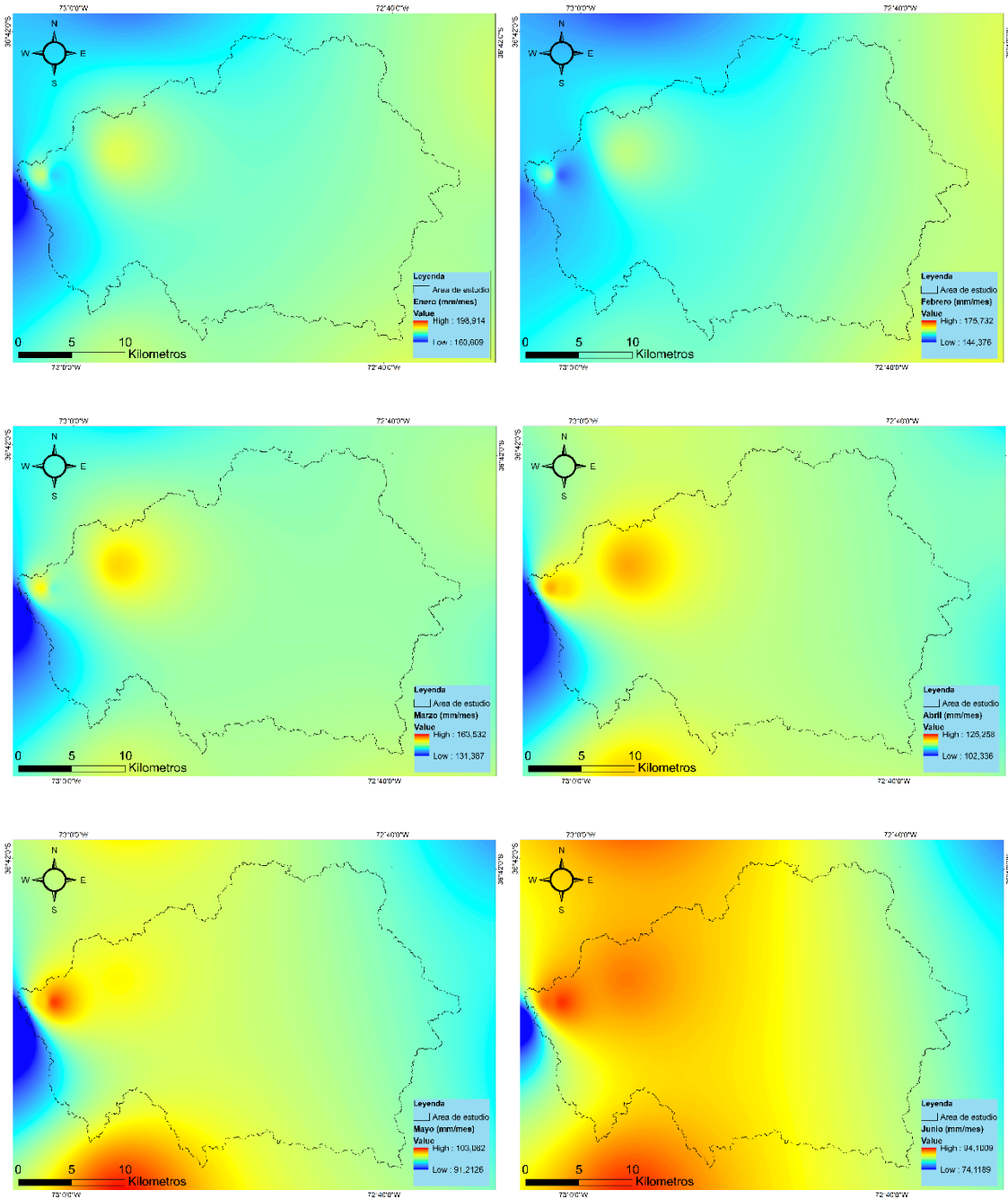
| Description | lucode | CN_A | CN_B | CN_C | CN_D |
|--------------------------|--------|------|------|------|------|
| Bosque nativo | 1 | 40 | 56 | 63 | 76 |
| Plantación adulta | 3 | 73 | 89 | 93 | 96 |
| Plantación joven | 4 | 62 | 67 | 78 | 89 |
| Matorral | 6 | 50 | 59 | 70 | 75 |
| Agrícola | 7 | 61 | 64 | 73 | 75 |
| Pradera | 8 | 81 | 89 | 93 | 95 |
| Urbano | 9 | 89 | 92 | 94 | 95 |
| Agua | 11 | 99 | 99 | 99 | 99 |
| Suelo Desnudo agrícola | 12 | 67 | 76 | 82 | 86 |
| Suelo Desnudo permanente | 13 | 77 | 86 | 91 | 94 |
| Tala rasa | 14 | 77 | 86 | 91 | 94 |

Apéndice 1: Mapas de precipitación mensual





Apéndice 2: Mapas de evapotranspiración mensual



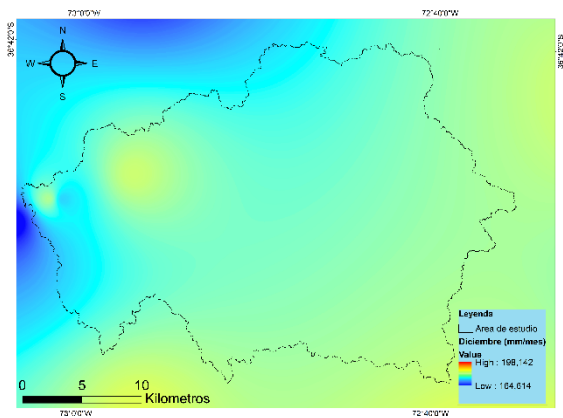
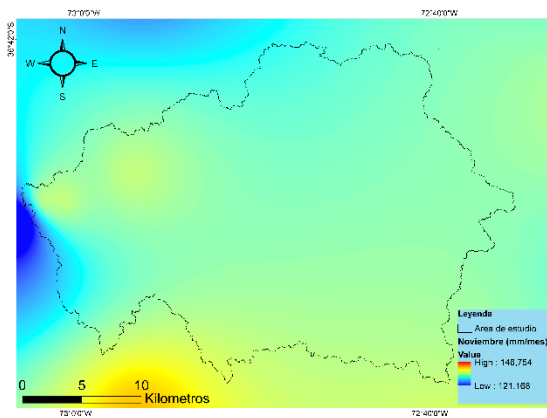
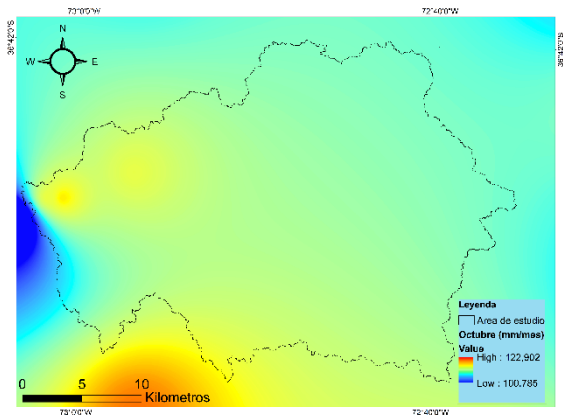
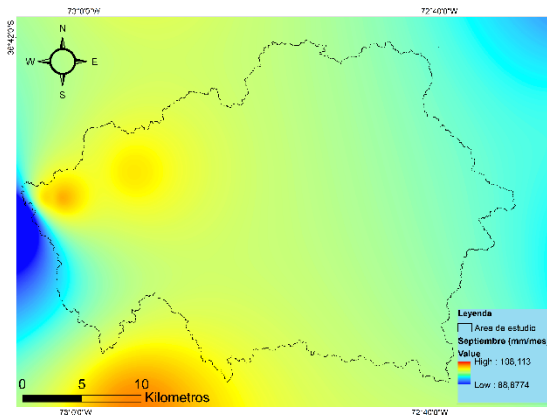
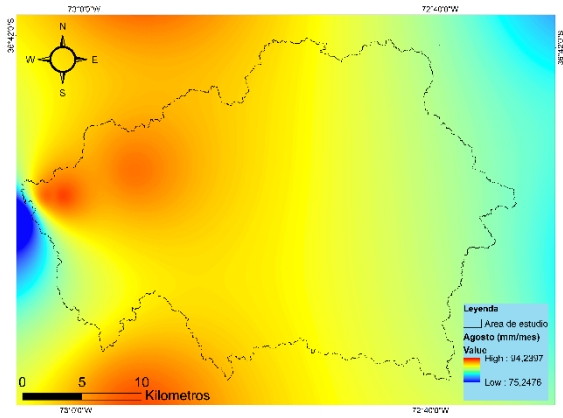
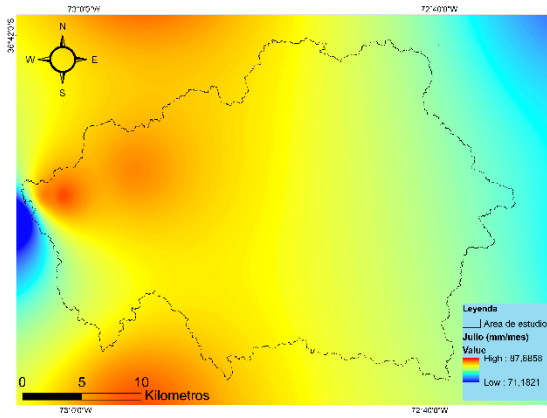


Tabla 9: Porcentaje de calidad de recarga hídrica (mm/año) por cobertura de uso de suelo en las Subcuencas del río Andalién, 2023 vs. 2045-2069: 1 es muy pobre (≤ 50), 2 es pobre (51-100), 3 es moderado (101-200), 4 es bueno (201-300), 5 es muy bueno (>300).

| Subcuenca | Cobertura | Rangos 2023 | | | | | Rango 2045 - 2069 | | | | |
|------------|--------------|-------------|----|----|----|----|-------------------|----|----|----|----|
| | | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 |
| Bodega | Agri | 19 | 39 | 27 | 11 | 4 | 57 | 40 | 2 | 1 | 0 |
| | Agua | 100 | 0 | 0 | 0 | 0 | 100 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| | Bos nat | 7 | 0 | 0 | 1 | 92 | 7 | 0 | 24 | 57 | 11 |
| | Mat | 7 | 0 | 0 | 2 | 91 | 8 | 4 | 58 | 29 | 1 |
| | Plan adul | 5 | 6 | 16 | 59 | 14 | 70 | 28 | 2 | 0 | 0 |
| | Plan jov | 2 | 0 | 4 | 36 | 58 | 32 | 64 | 3 | 1 | 0 |
| | Sue des agri | 3 | 0 | 0 | 31 | 66 | 4 | 65 | 28 | 2 | 0 |
| Chaimavida | Ta ra | 1 | 0 | 10 | 57 | 32 | 8 | 79 | 12 | 1 | 0 |
| | Urb | 0 | 3 | 4 | 70 | 22 | 11 | 83 | 6 | 0 | 0 |
| | Agri | 21 | 40 | 29 | 7 | 3 | 34 | 54 | 12 | 1 | 0 |
| | Bos nat | 6 | 0 | 0 | 1 | 92 | 7 | 1 | 23 | 58 | 11 |
| | Mat | 5 | 0 | 0 | 0 | 95 | 5 | 8 | 61 | 26 | 0 |
| | Plan adul | 4 | 61 | 30 | 4 | 0 | 84 | 16 | 0 | 0 | 0 |
| | Plan jov | 1 | 0 | 2 | 70 | 27 | 26 | 69 | 5 | 0 | 0 |
| | Prad | 12 | 2 | 64 | 20 | 3 | 31 | 64 | 5 | 0 | 0 |
| | Sue des agri | 6 | 0 | 4 | 69 | 21 | 10 | 76 | 12 | 2 | 0 |
| | Sue des perm | 2 | 0 | 62 | 33 | 4 | 8 | 90 | 2 | 0 | 0 |
| Copiulemu | Ta ra | 1 | 1 | 49 | 42 | 7 | 13 | 81 | 6 | 0 | 0 |
| | Urb | 18 | 3 | 68 | 11 | 0 | 42 | 56 | 2 | 0 | 0 |
| | Agri | 37 | 38 | 19 | 4 | 2 | 67 | 31 | 2 | 1 | 0 |
| | Bos nat | 6 | 0 | 0 | 2 | 92 | 6 | 4 | 25 | 59 | 5 |
| | Mat | 8 | 0 | 0 | 0 | 92 | 9 | 4 | 62 | 24 | 0 |
| | Plan adul | 5 | 9 | 12 | 63 | 11 | 71 | 27 | 2 | 0 | 0 |
| | Plan jov | 1 | 0 | 1 | 63 | 34 | 40 | 56 | 3 | 0 | 0 |
| | Prad | 6 | 2 | 14 | 54 | 24 | 13 | 43 | 43 | 1 | 0 |
| | Sue des agri | 5 | 0 | 0 | 29 | 66 | 8 | 55 | 34 | 3 | 0 |
| | Sue des per | 4 | 0 | 1 | 84 | 11 | 12 | 85 | 3 | 0 | 0 |
| Juan Chico | Ta ra | 1 | 0 | 10 | 61 | 28 | 6 | 84 | 7 | 3 | 0 |
| | Urb | 8 | 1 | 36 | 50 | 4 | 21 | 76 | 3 | 0 | 0 |
| | Agri | 13 | 37 | 31 | 15 | 4 | 32 | 56 | 11 | 1 | 0 |

| | | | | | | | | | | | |
|----------|----------|----|----|----|----|----|----|----|----|----|----|
| | Bos nat | 4 | 0 | 0 | 0 | 96 | 4 | 0 | 19 | 42 | 36 |
| | Mat Plan | 10 | 0 | 0 | 0 | 90 | 11 | 0 | 27 | 59 | 3 |
| | adul | 2 | 50 | 42 | 6 | 0 | 80 | 20 | 0 | 0 | 0 |
| | Plan jov | 1 | 0 | 0 | 9 | 90 | 12 | 77 | 7 | 3 | 0 |
| | Prad | 2 | 2 | 67 | 22 | 6 | 17 | 76 | 7 | 0 | 0 |
| | Sue des | | | | | | | | | | |
| | agri | 0 | 0 | 6 | 13 | 81 | 9 | 53 | 37 | 1 | 0 |
| | Ta ra | 1 | 0 | 44 | 44 | 11 | 8 | 86 | 6 | 0 | 0 |
| | Urb | 4 | 4 | 74 | 15 | 3 | 36 | 60 | 4 | 0 | 0 |
| Nonguen | Agri | 58 | 20 | 17 | 3 | 2 | 59 | 34 | 6 | 0 | 0 |
| | Bos nat | 2 | 0 | 0 | 9 | 88 | 4 | 16 | 49 | 28 | 4 |
| | Mat Plan | 4 | 0 | 0 | 8 | 88 | 6 | 22 | 52 | 20 | 0 |
| | adul | 11 | 65 | 21 | 3 | 0 | 86 | 14 | 0 | 0 | 0 |
| | Plan jov | 2 | 0 | 6 | 70 | 23 | 48 | 44 | 8 | 0 | 0 |
| | Prad | 11 | 21 | 55 | 12 | 1 | 37 | 62 | 1 | 0 | 0 |
| | Sue des | | | | | | | | | | |
| | agri | 32 | 0 | 0 | 68 | 0 | 38 | 51 | 11 | 0 | 0 |
| | Sue des | | | | | | | | | | |
| | per | 0 | 0 | 82 | 0 | 18 | 45 | 36 | 18 | 0 | 0 |
| | Ta ra | 0 | 8 | 64 | 25 | 4 | 28 | 68 | 4 | 0 | 0 |
| | Urb | 19 | 60 | 19 | 1 | 0 | 77 | 23 | 0 | 0 | 0 |
| Pataguas | Agri | 5 | 27 | 38 | 24 | 6 | 24 | 62 | 13 | 2 | 0 |
| | Bos nat | 4 | 0 | 0 | 0 | 96 | 4 | 0 | 11 | 47 | 38 |
| | Mat Plan | 6 | 0 | 0 | 0 | 94 | 6 | 0 | 16 | 65 | 13 |
| | adul | 3 | 38 | 49 | 10 | 1 | 84 | 15 | 1 | 0 | 0 |
| | Plan jov | 1 | 0 | 0 | 1 | 98 | 6 | 81 | 10 | 3 | 0 |
| | Prad | 18 | 0 | 33 | 44 | 5 | 35 | 59 | 6 | 0 | 0 |
| | Sue des | | | | | | | | | | |
| | agri | 15 | 0 | 0 | 0 | 85 | 18 | 7 | 72 | 3 | 0 |
| | Ta ra | 1 | 0 | 16 | 64 | 19 | 5 | 89 | 5 | 0 | 0 |
| | Urb | 1 | 0 | 73 | 21 | 5 | 27 | 68 | 5 | 0 | 0 |