



Universidad de Concepción

RECARGA DE AGUAS SUBTERRÁNEAS

Rayen Rivera / José Luis Arumí / Ricardo Oyarzún / Víctor Parra



Serie Comunicacional CRHIAM

SERIE COMUNICACIONAL CRHIAM

Versión impresa ISSN 0718-6460

Versión en línea ISSN 0719-3009

Directora:

Gladys Vidal Sáez

Comité editorial:

Sujey Hormazábal Méndez

María Belén Bascur Ruiz

Serie:

Recarga de aguas subterráneas.

Rayen Rivera, José Luis Arumí, Ricardo Oyarzún y Víctor Parra.

Octubre 2023.

Agradecimientos:

Centro de Recursos Hídricos
para la Agricultura y la Minería
(CRHIAM)

ANID/FONDAP/15130015

Victoria 1295, Barrio Universitario,

Concepción, Chile

Teléfono +56-41-2661570

www.crhiam.cl



Universidad de Concepción

RECARGA DE AGUAS SUBTERRÁNEAS

Rayen Rivera / José Luis Arumí / Ricardo Oyarzún / Víctor Parra

SERIE COMUNICACIONAL CRHIAM

PRESENTACIÓN

El Centro de Recursos Hídricos para la Agricultura y la Minería -Centro Fondap CRHIAM- está trabajando en el tema de "Seguridad Hídrica", entendida como la "capacidad de una población para resguardar el acceso sostenible a cantidades adecuadas de agua de calidad aceptable para el sustento, bienestar y desarrollo socioeconómico sostenibles; para asegurar la protección contra la contaminación transmitida por el agua y los desastres relacionados con ella, y para preservar los ecosistemas, en un clima de paz y estabilidad política" (ONU- Agua, 2013).

La "Serie Comunicacional CRHIAM" tiene como objetivo potenciar temas desde una mirada interdisciplinaria, con la finalidad de difundirlos a los tomadores de decisiones públicos, privados y a la comunidad general. Estos textos surgen como un espacio de colaboración colectiva entre diversos investigadores ligados al CRHIAM como un medio para informar y transmitir las evidencias de la investigación relacionada a la gestión del recurso hídrico.

Con palabras sencillas, esta serie busca ser un relato entendible por todos y todas, en el que se exponen los estudios, conocimientos y experiencias más recientes para aportar a la seguridad hídrica de los ecosistemas, comunidades y sectores productivos. Agradecemos el esfuerzo realizado por nuestras y nuestros investigadores, quienes han trabajado de forma mancomunada y han puesto al servicio de la comunidad sus investigaciones para aportar de forma activa en la búsqueda de soluciones para contribuir a la generación de una política hídrica acorde a las necesidades del país.

Dra. Gladys Vidal
Directora de CRHIAM

DATOS DE INVESTIGADORES



Rayen Rivera

Geóloga.
Estudiante de Doctorado en
Ciencias Ambientales con mención en
Sistemas Acuáticos Continentales,
Universidad de Concepción.
Colaboradora CRHIAM.



José Luis Arumí

Ingeniero Civil.
Doctor of Philosophy.
Major on Engineering.
Profesor Titular Facultad de Ingeniería Agrícola,
Universidad de Concepción.
Investigador Principal CRHIAM.



Ricardo Oyarzún

PhD en Engineering Science.
Washington State University, USA.
Profesor Titular
Departamento de Ingeniería de Minas,
Facultad de Ingeniería,
Universidad de La Serena.
Investigador Asociado CRHIAM.



Víctor Parra

Ingeniero Civil.
Doctor en Ingeniería Agrícola
con Mención en Recursos Hídricos.
Profesor Asistente
Departamento de Ingeniería Ambiental
Facultad de Ciencias Ambientales,
Universidad de Concepción.

RESUMEN

Comprender la dinámica de las aguas subterráneas es esencial para el uso sostenible de los recursos hídricos, especialmente en tiempos de crisis climática y ambiental. Promover la gestión sostenible de las aguas subterráneas implica garantizar no sólo la prevención del uso excesivo y el agotamiento, sino también la protección de la calidad de las aguas (especialmente usadas para consumo humano) y también el cuidado de los ecosistemas dependientes de aguas subterráneas. El presente documento ofrece una introducción a la recarga de aguas subterráneas en ambientes naturales y en entornos antrópicamente modificados, como las zonas agrícolas y las áreas urbanas.

Se revisan las principales metodologías usadas actualmente para cuantificar la recarga de acuíferos, para luego analizar dos casos particulares de recarga de singular relevancia para Chile: i) el efecto de la agricultura de riego en la recarga de acuíferos y ii) el aporte de las montañas a los sistemas acuíferos, con foco en el control geológico de la Cordillera de los Andes y la relación con los acuíferos del Valle Central. Finalmente, se analizan los efectos del cambio climático y del cambio de uso de suelo en la recarga de acuíferos, considerando variaciones en términos de cantidad y calidad del agua, y sus implicancias para la sociedad y los ecosistemas.

INTRODUCCIÓN

Las aguas subterráneas constituyen la mayor reserva de agua dulce del mundo (99% de agua dulce en estado líquido es subterránea) y desempeñan un papel fundamental en el mantenimiento de los ecosistemas terrestres y dulceacuícolas, y en la adaptación humana al cambio climático (Taylor *et al.*, 2013). Se prevé que la demanda de aguas subterráneas aumente en el futuro debido a la necesidad de compensar la disminución sustancial de la disponibilidad de aguas superficiales por el déficit de precipitaciones y el descenso de los caudales estivales en las cuencas dominadas por la nieve (Kundzewicz *et al.*, 2009). La adaptación al cambio global debe incluir una gestión prudente de las aguas subterráneas, considerando sus tiempos medios de renovación para asegurar un uso sostenible de las mismas (Green *et al.*, 2011).

La recarga se define como el flujo descendente de agua que alcanza el nivel freático, aumentando las reservas de agua subterránea almacenadas. La recarga puede ocurrir de forma natural debido a las precipitaciones o a la infiltración de cuerpos de aguas superficiales (ej. ríos, lagos). Ésta también puede ser inducida por actividades antrópicas como la irrigación (retorno por riego), la construcción de embalses, fugas en las redes de abastecimiento y alcantarillado (recarga urbana), entre otros (DGA, 2017).

La comprensión de los mecanismos de recarga de aguas subterráneas es fundamental para proponer un uso sustentable de las mismas, en términos de calidad y cantidad.

En relación con la calidad, identificar las zonas y tasas de recarga es esencial para la evaluación de la vulnerabilidad de aguas subterráneas, entendida como la susceptibilidad de un acuífero a ser contaminado por actividades antrópicas (como la actividad industrial o agropecuaria) o eventos naturales. Por lo tanto, para gestionar la protección de los acuíferos es indispensable conocer la variabilidad espacial de la recarga.

Con respecto a la cantidad, para definir tasas de extracción sustentables es necesario conocer las tasas de renovación de los acuíferos, es decir, el tiempo que requiere el mismo para recargarse dada las condiciones climáticas del lugar y considerando la interacción entre aguas subterráneas y aguas superficiales, permitiendo el reequilibrio dinámico y estable de los niveles de los pozos en escalas de tiempo humanas (Cuthbert *et al.*, 2022). La extracción excesiva de aguas subterráneas puede provocar efectos perjudiciales como el hundimiento de la tierra (subsistencia), la salinización de los acuíferos en zonas costeras, el aumento de la frecuencia y la gravedad de las sequías hidrológicas (Bierkens & Wada, 2019), y además de perjudicar a los ecosistemas dependientes de aguas subterráneas o GDE por sus siglas en inglés.

Los GDE incluyen humedales, zonas ribereñas, manantiales y otros hábitats que están directamente influenciados por la disponibilidad y la calidad del agua subterránea. Proporcionan importantes servicios ecosistémicos, como el hábitat para diversas especies, el mantenimiento de la biodiversidad, la regulación de la calidad del agua y del ciclo de los nutrientes. La gestión sostenible de los recursos de aguas subterráneas es crucial para la preservación y protección de los GED puesto que son particularmente vulnerables a los cambios en los niveles y patrones de las aguas subterráneas (Kløve *et al.*, 2014).

Las tasas de renovación de las aguas subterráneas varían en función del tipo de acuífero. En términos generales, los acuíferos, es decir, formaciones geológicas capaces de almacenar y transmitir agua, se clasifican en dos tipos principales: confinados y no confinados o libres (Kresic, 2006). Los acuíferos no confinados o libres se encuentran en una formación geológica porosa y permeable que está en contacto directo con la atmósfera o con una capa de suelo permeable, es decir, que permite la infiltración del agua (Figura 1). Los acuíferos confinados, por su parte, se encuentran por debajo de una capa de roca o suelo impermeable que limita el movimiento del agua subterránea, por lo tanto, tienen tasas de renovación menores que los acuíferos libres.

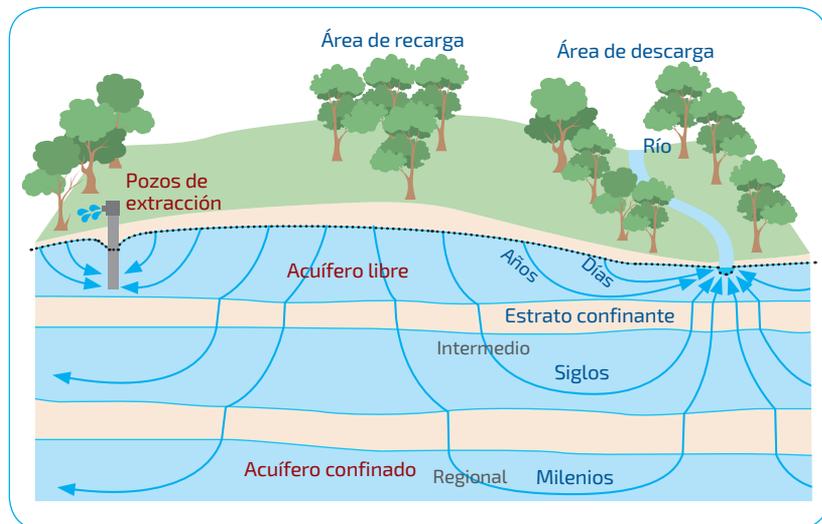


Figura 1.

Esquema de los sistemas de flujo de aguas subterráneas y la edad relativa del agua desde el momento de la recarga. Fuente: Modificado de Alley *et al.*, (2006).

El cuerpo tridimensional de la zona terrestre saturada de agua subterránea en movimiento, que se extiende desde las zonas de recarga hasta las zonas de descarga, se denomina sistema de flujo de aguas subterránea (Alley *et al.*, 2006), y en general se clasifican en locales, intermedios y regionales de acuerdo a sus tiempos de residencia y a la distancia entre la zona de recarga y la de descarga (Figura 1). Cada sistema presenta diferente composición química e isotópica, edad y propiedades fisicoquímicas, determinados por el tiempo y condiciones de interacción entre el agua y el medio geológico (Peñuela Arévalo & Carrillo Rivera, 2013).

MECANISMOS DE RECARGA

La recarga de aguas subterráneas puede conceptualizarse en dos categorías con respecto a la topografía: recarga difusa y recarga focalizada (Figura 2, Healy & Scanlon, 2010). La recarga difusa se deriva de la precipitación que penetra verticalmente y se distribuye sobre grandes áreas en la superficie del suelo. La recarga focalizada es el movimiento de agua desde masas de agua superficiales, como arroyos, canales o lagos, hacia un acuífero subyacente.

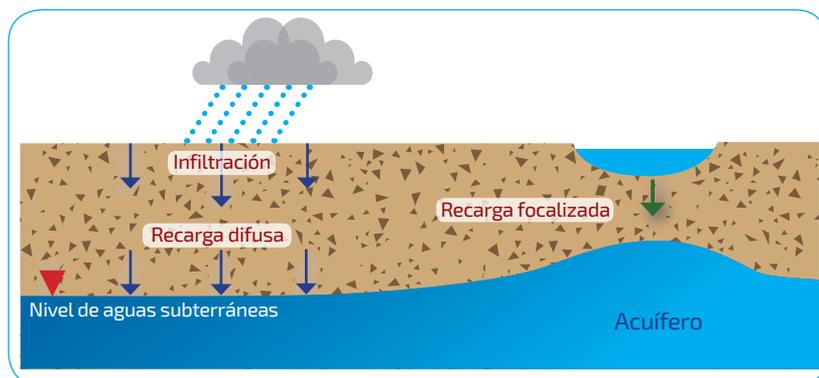


Figura 2.

Recarga difusa y focalizada. Fuente: Modificado de Healy & Scanlon, (2010).

En general, la recarga difusa domina en ambientes húmedos, está controlada por la precipitación, la capacidad de infiltración del suelo y la capacidad de almacenamiento y transporte del subsuelo. En zonas áridas y semi-áridas la recarga focalizada (ya sea por infiltración de cauces naturales o antrópicos, o por irrigación) adquiere más importancia ya que la evapotranspiración suele exceder a la precipitación, por lo que la recarga de agua subterránea depende, particularmente, de eventos de lluvia de alta intensidad o prolongados, de la acumulación de agua de lluvia en depresiones y arroyos, y de la capacidad del agua de lluvia para escapar de la evapotranspiración por rápida percolación a través de grietas, fisuras o canales (Healy & Cook, 2002).

La figura 3 ilustra una situación más cercana a la realidad, donde se distinguen los distintos mecanismos de recarga y descarga de aguas subterráneas. Los principales mecanismos de recarga son los siguientes:

1. Recarga difusa (a través de amplias zonas) debida a la precipitación.
2. Recarga focalizada a través de cauces permanentes, estacionales y efímeros.

3. Retornos de riego y pérdidas de los canales de distribución.
4. Flujos laterales procedentes de otros acuíferos.
5. Recarga de montaña.
6. Recarga urbana.

Adicionalmente, en la figura 3 se observa un mecanismo particular de recarga, que se escapa de los objetivos de este documento, referido a la recarga artificial por pozos de inyección. Para más información sobre recarga artificial de aguas subterráneas se recomienda al lector consultar la Serie Comunicacional CRHIAM N° 24 de esta misma colección (Garrido *et al.*, 2021).

Respecto a la descarga de aguas subterráneas, esta se debe principalmente al bombeo de los pozos de extracción, y en menor medida al aporte desde las aguas subterráneas a los cauces superficiales cuando el nivel freático supera la altura de los cauces (como se describe más adelante en la figura 6.a), a los flujos laterales hacia otros acuíferos, y a la descarga subterránea al mar en el caso de acuíferos costeros.

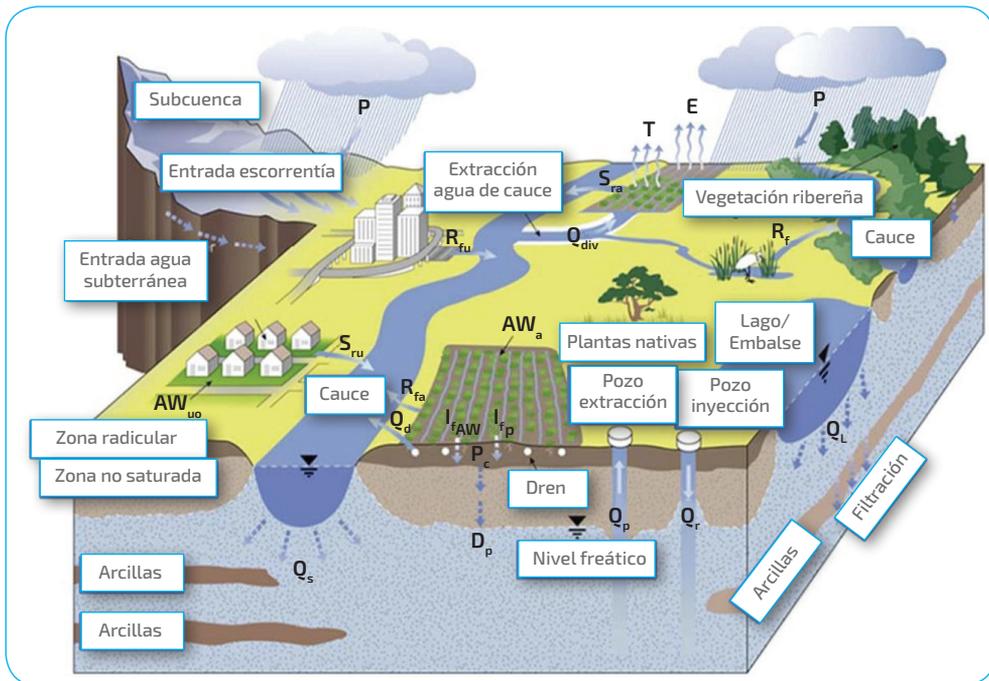


Figura 3.

Principales mecanismos de recarga y descarga de aguas subterráneas.

Fuente: Modificado de Dogrul *et al.*, (2016)

LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS COMO ELEMENTO DEL CICLO HIDROLÓGICO

El ciclo del agua describe dónde se encuentra el agua en la Tierra, cómo cambia de estado y cómo se mueve. El agua se puede almacenar en la atmósfera, en la superficie de la Tierra o debajo del suelo, y se mueve entre los lugares donde está almacenada de forma natural o debido a la interacción humana, lo cual determina dónde se acumula, cómo se moviliza y qué tan limpia es (Corson-Dosch *et al.*, 2022).

La figura 4 ilustra este ciclo, incluyendo las alteraciones antrópicas y los distintos estados, flujos y almacenamientos de agua. Los procesos básicos que incluye el ciclo hidrológico son los de evapotranspiración, precipitación, infiltración, percolación y escorrentía.

La evapotranspiración es el efecto conjunto que se produce a través de la evaporación del agua presente en la superficie terrestre y en los mares, ríos y lagos, y la transpiración procedente de la tierra a través de los seres vivos, en especial de las plantas. Ésta determina la formación de vapor atmosférico que, al condensarse, bajo determinadas condiciones, retorna en parte a la superficie continental en forma de precipitación líquida o sólida. Parte de esa precipitación se infiltra en el suelo, desde donde una parte puede volver a evapotranspirarse, otra percola a zonas más profundas (en el subsuelo), y otra parte escurre superficialmente por la red de drenaje (escorrentía superficial directa). El agua que se infiltra y percola en el subsuelo, y que no se evapotranspira, se acumula en los poros, grietas y fisuras de las formaciones geológicas, recargando los sistemas de aguas subterráneas (MIMAM, 1998).

LA RECARGA COMO COMPONENTE DEL BALANCE HÍDRICO

Con este esquema conceptual puede plantearse el concepto de balance hídrico para un territorio cualquiera, que sería el resultado de considerar las entradas y salidas al territorio mostradas en el esquema de la figura 4a.

La actividad humana ha generado una serie de impactos en el ciclo hidrológico, afectando la disponibilidad y calidad del agua en diversas regiones del mundo. En la figura 4b se grafican algunos ejemplos de afección al régimen natural, como la presencia de un embalse, pozos de bombeo, una central térmica, una ciudad y una zona de regadíos. Todos estos elementos antrópicos alteran el ciclo natural del agua y con ello modifican el balance hídrico (MIMAM, 1998).

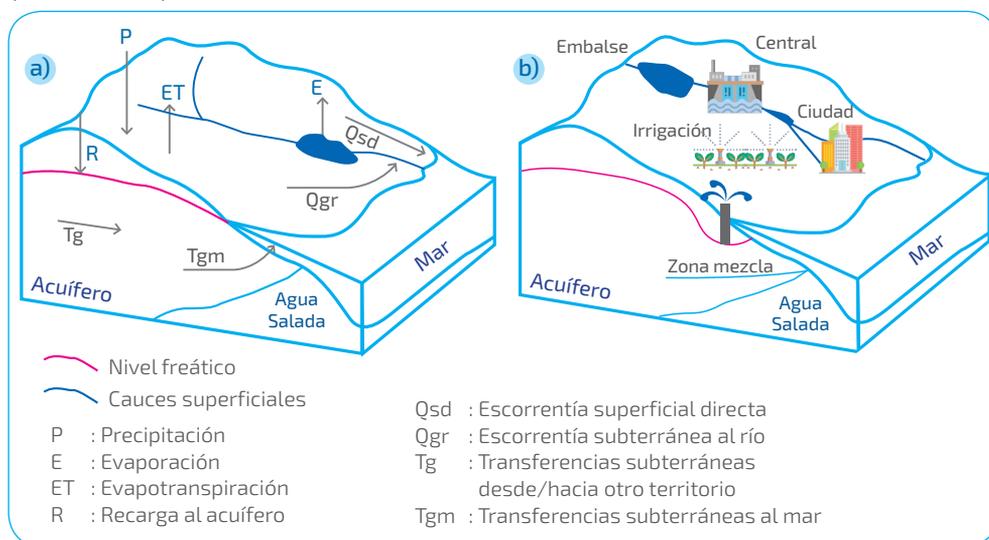


Figura 5.

a) Esquema de los principales componentes del balance hídrico en un territorio natural. b) Algunos ejemplos de alteraciones antrópicas del ciclo hidrológico. Fuente: Modificado del Libro Blanco del Agua en España. MIMAM, (1998).

El balance hídrico se basa en el principio de conservación de masa, donde las diferencias entre las entradas y salidas de un volumen de control deben ser igual al cambio de almacenamiento de agua durante un período de tiempo, como se describe en la siguiente ecuación:

$$P + Q_{on} = ET + Q_{off} + \Delta S \quad (\text{Ec. 1})$$

Donde P es la precipitación (que puede incluir también el regadío); Q_{on} y Q_{off} son los flujos de entrada y salida de una cuenca, respectivamente; ET es la evapotranspiración; y ΔS es el cambio en el almacenamiento de agua. Además, cada una de estas componentes puede ser dividida en una serie de subcomponentes, en donde el flujo de entrada y salida puede ser escrita como la suma de los flujos superficial, sub-superficiales y subterráneos; la ET dependiendo de la fuente de agua evaporada, se divide en ET superficial y ET de la zona no saturada; y por último el agua puede almacenarse en forma de nieve, de agua superficial (en lagos o embalses), en la zona no saturada o en zona saturada (Scanlon *et al.*, 2002).

El proceso de recarga puede ser dinámico, debido a diferentes condiciones fisiográficas del terreno, lo que puede facilitar una interacción activa del proceso de recarga – descarga entre cauces superficiales y acuíferos, como se observa en la figura 6. Dependiendo de la topografía, un río en verano puede recibir aportes de aguas subterráneas (exfiltraciones), pero en invierno, frente a condiciones de mayor caudal, este puede infiltrar agua hacia el sistema subterráneo. En términos generales la relación entre un cauce y un acuífero puede ser agrupada en tres condiciones (Bencala, 2011, en Arumi *et al.*, 2012):

- i) Río que recibe aguas por exfiltración desde el sistema de aguas subterráneas (Figura 6a).
- ii) Río que pierde agua por infiltración hacia un sistema de aguas subterráneas al cual está conectado (Figura 6b).
- iii) Río que pierde agua por infiltración hacia un sistema de aguas subterráneas al cual no está conectado debido a que la tasa de infiltración es limitada por la permeabilidad de los sedimentos existentes en el lecho del río, lo que produce condiciones de flujo no saturado entre el lecho del río y el acuífero (Figura 6c).



Figura 6.

Conceptualización de la conexión entre un río y un acuífero: a) río que recibe aguas subterráneas, b) río que recarga a un sistema de aguas subterránea, y c) río que infiltra agua a un sistema subterráneo desconectado.

Fuente: Modificado de Winter *et al.*, (1998)

INFILTRACIÓN Y RECARGA

Es importante distinguir entre infiltración y recarga. La infiltración es el proceso que ocurre cuando el agua atraviesa la superficie terrestre, pudiendo permanecer en la zona vadosa, o zona no saturada, es decir, la porción del suelo donde los espacios porosos entre las partículas de tierra están llenos tanto de aire como de agua (Figura 7), hasta ser absorbida por las plantas o evapotranspirada, o escurrir de manera subsuperficial sin alcanzar el nivel freático. La recarga, en cambio, ocurre cuando el agua que se infiltra efectivamente llega hacia la zona saturada en agua, atravesando el nivel freático (en el caso de un acuífero libre) para aumentar la reserva de agua del acuífero.

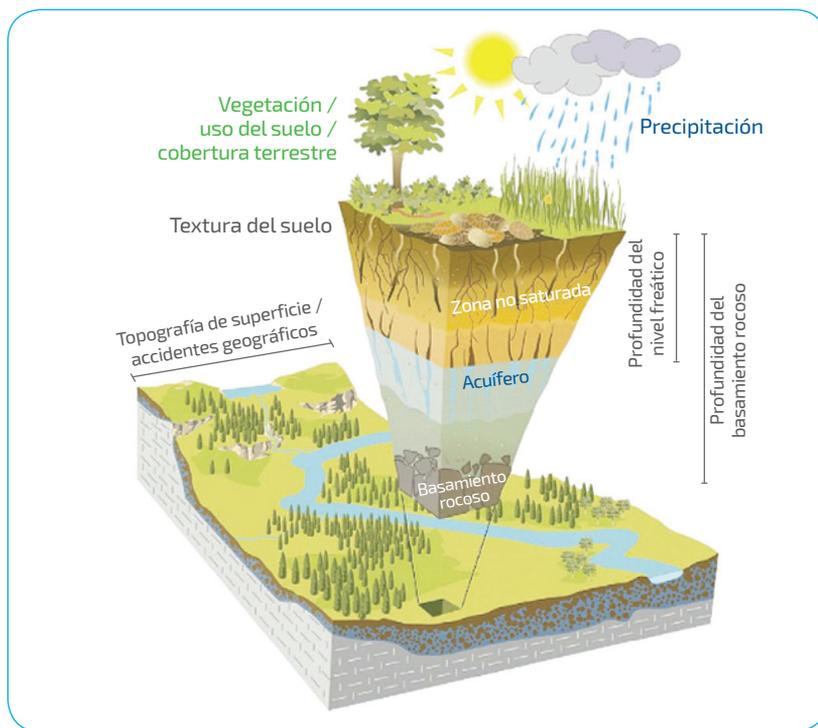


Figura 7.

Diagrama esquemático de una cuenca hidrográfica que muestra los componentes del balance hídrico y las variables potencialmente relacionadas con la recarga de las aguas subterráneas (precipitación, evapotranspiración, vegetación, tipo y uso del suelo, profundidad del nivel freático y topografía). Fuente: Moeck *et al.*, (2020)

MÉTODOS PARA ESTIMAR RECARGA

Los métodos para cuantificar la recarga de aguas subterráneas son diversos y los criterios para su elección dependen fundamentalmente del objetivo, de la escala de trabajo y de las condiciones climáticas del área de estudio. Los objetivos más comunes son: 1) la cuantificación del recurso, cosa que requiere información de la recarga para escalas espaciales extensas y escalas temporales del orden de décadas, y 2) la evaluación de la vulnerabilidad del acuífero a la contaminación, para lo que se requiere información detallada sobre la variabilidad espacial y la variación del flujo preferente (Scanlon *et al.*, 2002).

La recarga de un acuífero depende de numerosas variables de distinta naturaleza como, por ejemplo, la frecuencia e intensidad de las precipitaciones, el uso y tipo de suelo, la cubierta vegetal, la profundidad del nivel freático, la topografía y la geología. Las metodologías comúnmente usadas para determinar la recarga están normalmente sujetas a grandes incertidumbres y/o errores en las mediciones de ciertos parámetros o procesos (especialmente la evapotranspiración, variaciones climáticas y la topografía), los cuales afectan directamente a las estimaciones. Por lo tanto, es recomendable aplicar múltiples métodos, idealmente utilizando datos de entrada independientes, con el fin de comparar y constreñir un valor de recarga más realista (De Vries & Simmers, 2002; Scanlon *et al.*, 2002).

Numerosos investigadores han desarrollado diferentes métodos para estudiar la recarga de las aguas subterráneas en la zona no saturada o en la zona saturada, que pueden resumirse a grandes rasgos en tres categorías: métodos físicos, métodos basados en trazadores y métodos de modelación numérica (Li *et al.*, 2023).

a) Métodos físicos

Estas técnicas incluyen principalmente el método del balance hídrico, el método de la fluctuación del nivel freático, el método de la Ley de Darcy, el análisis del flujo base y las mediciones directas usando un lisímetro, los cuales se describen a continuación.

- **Método del balance hídrico:** como enfoque indirecto o residual, cuantifica la recarga de aguas subterráneas tras estimar todos los demás componentes del sistema hidrológico (precipitación, escorrentía, evapotranspiración, etc.). En general, los métodos de estimación de la recarga de aguas subterráneas basados en el balance hidrológico son

menos fiables cuando se aplican en regiones áridas y semiáridas ya que la recarga tiene valores muy pequeños debido a la baja precipitación en comparación con una muy alta evapotranspiración (ET). Los errores implicados en el cálculo de la ET pueden ser mucho mayores que los de la recarga de las aguas subterráneas (De Vries & Simmers, 2002).

- **Método de fluctuación en el nivel freático (WTF):** supone que la elevación del nivel de los pozos se atribuye exclusivamente a la infiltración de las precipitaciones, independientemente de si la recarga es difusa o focalizada. En los últimos años, se ha empleado para estimar las tasas de recarga de las aguas subterráneas a diferentes escalas temporales y también para determinar los principales factores que controlan el cambio en el nivel de las aguas subterráneas (Jia *et al.*, 2021). Dada su simplicidad, este método también se ha aplicado eficazmente para resolver problemas prácticos como la producción agrícola y la seguridad ecológica en zonas áridas y semiáridas, por ejemplo, la eficiencia del riego por goteo (Li *et al.*, 2016) o la infiltración lateral del río (Xi *et al.*, 2017). A pesar de ser ampliamente utilizado, este método tiene una gran incertidumbre en la estimación del parámetro de rendimiento específico, que se define como la relación entre el volumen de agua que, después de saturarse, cederá por gravedad a su propio volumen. Para determinar este valor, se utilizan los métodos como pruebas hidráulicas, registro de pozos y herramientas geofísicas. Zhang *et al.* (2020) demostraron que el método WTF basado en un valor de rendimiento específico obtenido en el laboratorio sobrestimaba significativamente la recarga de aguas subterráneas.
- **Análisis del flujo base:** se basa en las mediciones del caudal de los arroyos y su relación con la dinámica temporal del almacenamiento de agua subsuperficial. La principal ventaja de este método es que no requiere de mediciones directas del nivel freático a partir de pozos de observación y que proporciona valores de almacenamiento subsuperficial integrados en el espacio, aplicables a escala de cuenca (Arumí *et al.*, 2016).
- **Mediciones directas mediante el uso del lisímetro:** tienen la ventaja de un balance de masa implícito, sin embargo, es un método costoso y proporciona únicamente medidas puntuales (Lerner *et al.* 1990 en Otálvaro *et al.* (2019)). Los lisímetros son dispositivos instrumentados llenos de suelo alterado o inalterado, con o sin vegetación donde el flujo que circula a través de él puede ser medido. El bloque de suelo es aislado hidrológicamente del suelo que lo rodea, pero es una muestra representativa porque tiene la misma vegetación y está expuesto al mismo clima.

b) Trazadores Ambientales

Los trazadores son sustancias que se encuentran en el agua y se pueden detectar por medios visuales o analíticos. Pueden utilizarse para determinar las fuentes que originan la recarga, donde hacen el papel de señalizadores, o para determinar la cantidad de flujo que alcanza las reservas subterráneas (Lerner *et al.*, 1990 en Otálvaro *et al.* (2019)).

Los trazadores ambientales más usados en el estudio de recarga de aguas subterráneas son el cloruro e isótopos de hidrógeno y oxígeno. Los isótopos son los trazadores ambientales más utilizados y pueden dar buena cuenta de los procesos hidrológicos que se desarrollan en una cuenca. Los isótopos del agua, en particular, pueden dar información sobre fuentes, edades, tiempos de viaje y trayectoria de flujo de agua subterránea.

Los isótopos de hidrógeno y oxígeno son trazadores naturales que marcan el agua directamente y, por lo tanto, son de particular interés en las investigaciones hidrológicas. El hidrógeno se presenta en la naturaleza bajo la forma de dos isótopos estables, que son el Protio (^1H) y el Deuterio (^2H) y uno radiactivo, llamado Tritio (^3H). Por otra parte, el oxígeno posee tres isótopos estables, que son ^{16}O , ^{17}O y ^{18}O .

- **Isótopos Estables del agua:** el hecho de que el ^2H y ^{18}O no reaccionen como otros componentes disueltos en el agua, los hace excelentes trazadores del movimiento del agua, y son ampliamente usados para reconocer las fuentes de recarga del agua subterránea, los mecanismos de recarga y las pérdidas por evapotranspiración mediante la comparación de la composición isotópica de las aguas subterráneas con la de las precipitaciones (Dickinson *et al.*, 2006). Los patrones isotópicos del agua se definen según la abundancia relativa de los isótopos pesados respecto a los livianos ($R = \text{isótopo pesado} / \text{isótopo liviano}$), que en caso del agua corresponde a las razones de $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$ y $^2\text{H}/^1\text{H}$. Con esta relación es posible calcular la diferencia relativa de las razones isotópicas respecto a un estándar (δ).

Como referente isotópico estándar se utiliza una muestra representativa del agua de mar, el cual representa el reservorio de estos elementos con mayor abundancia natural (sus valores son $\delta^2\text{H} = 0$ y $\delta^{18}\text{O} = 0$). Craig (1961) descubrió un comportamiento lineal entre el $\delta^2\text{H}$ y $\delta^{18}\text{O}$ para el agua superficial a escala global, definida por la ecuación 2, que define la "Línea de Agua Meteórica Global de Craig" (Figura 8).

$$\delta^2\text{H} = 8 \delta^{18}\text{O} + 10 \text{‰ SMOW} \quad (\text{Ec. 2})$$

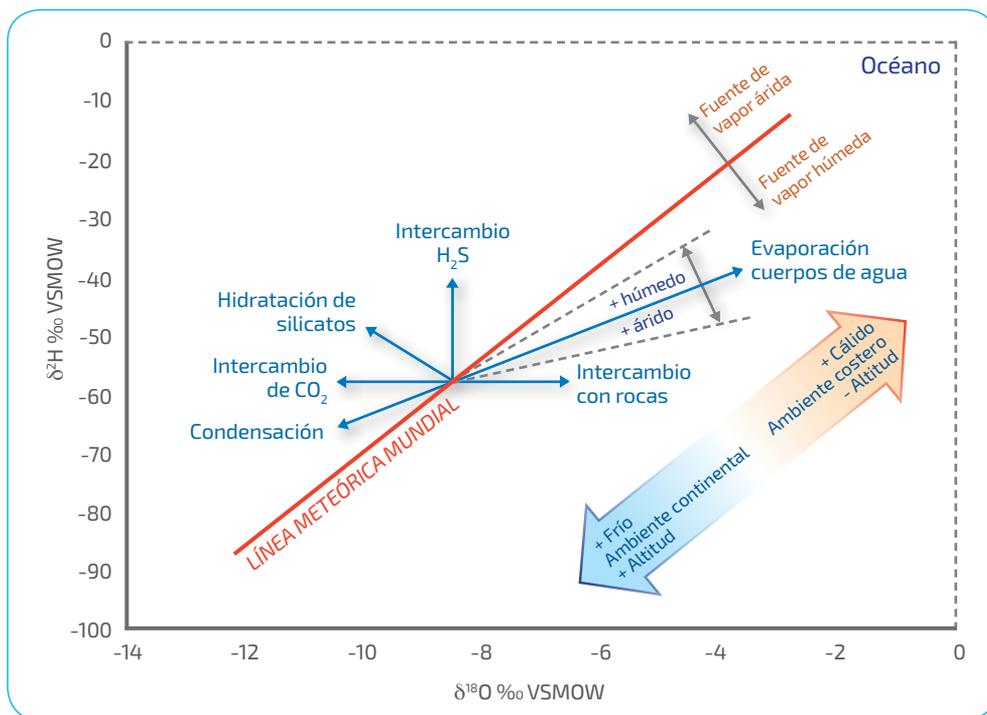


Figura 8.

Diagrama $\delta^2\text{H}$ vs $\delta^{18}\text{O}$ representando la Línea Meteórica Mundial y mostrando la variación de la composición isotópica del agua producida por diferentes procesos y condiciones ambientales. Fuente: Modificado de Domenico y Schwartz, (1998), en De la Fuente, (2022).

Los isótopos del agua se fraccionan durante los cambios de estados, en función de los pesos relativos de cada isótopo, dando origen a moléculas de agua más pesadas o más livianas. Existen diversos factores de fraccionamiento isotópico que controlan las variaciones en la proporción de isótopos estables de O y H en el agua meteórica, como la temperatura o la latitud. En las zonas montañosas, los factores más importantes que afectan la composición isotópica son la altitud y la estacionalidad, como se muestra en la figura 9. Sin embargo, más allá de las características climáticas de un determinado lugar, si el agua subterránea presenta una firma isotópica que difiere de la de precipitación del lugar donde fue extraída, se puede inferir que el agua probablemente entró al acuífero en condiciones climáticas, época, lugar y elevación diferentes a las del sitio de extracción.

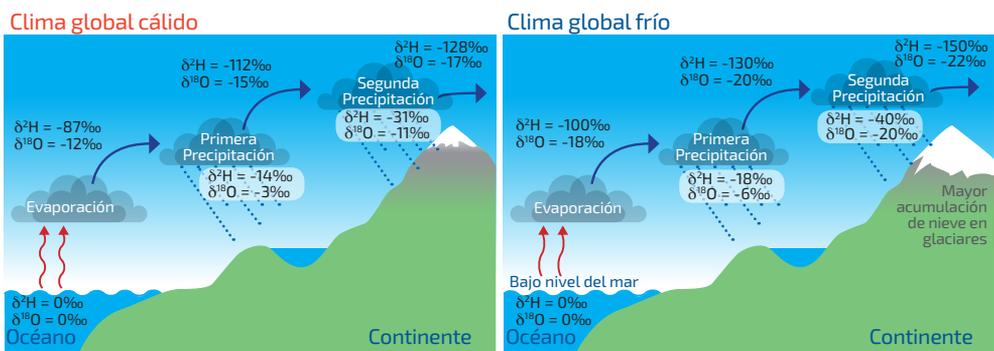


Figura 9.

Efecto de la altitud y estacionalidad en el fraccionamiento isotópico en las precipitaciones. Fuente: Toro, (2022).

- Método del Tritio:** el tritio (^3H) es un isótopo radiactivo del hidrógeno, con una vida media de 12,3 años (Planas, 2015) y se utiliza para estimar la edad de las aguas subterráneas y las tasas de recarga. Las pruebas con bombas atómicas realizadas en la década de 1960 fueron las principales responsables de que las concentraciones de tritio en la atmósfera se elevaran por encima del nivel normal. La producción de tritio por la acción de los rayos cósmicos sobre los átomos de nitrógeno del aire contribuye a mantener su nivel actual. El tritio se elige como trazador debido a su vida media más corta que la de otros trazadores radiactivos. Sin embargo, existen desventajas como la naturaleza neoconservadora del tritio, la contaminación durante la recogida y los costos del análisis de laboratorio (Li *et al.*, 2019; Sajil Kumar *et al.*, 2021).
- Método del balance de masas de Cloruro (CMB):** este método asume que el cloruro proviene de la precipitación atmosférica, migra hacia abajo en la zona no saturada durante la infiltración y se acumula cerca de la superficie de la tierra debido a la evaporación. Por lo tanto, se utiliza generalmente para evaluar la recarga por precipitación en la zona saturada o en la zona vadosa o no saturada (Li *et al.*, 2023; Scanlon *et al.*, 2002). Este método requiere promedios de precipitación a largo plazo, contenido de cloruro de las precipitaciones, contenido de cloruro de la humedad del suelo, y contenido de cloruro de las aguas subterráneas. En general, puede utilizarse para estudiar procesos históricos de recarga a largo plazo. Por ejemplo, Zhang *et al.* (2003) reportan haber aplicado con éxito el método CMB para estimar la variación de la recarga difusa de aguas subterráneas en zonas típicas de la llanura de piedemonte en los últimos 300 años.

El método CMB para la zona saturada puede ser especialmente útil en áreas donde los niveles de agua subterránea no fluctúan o los datos sobre los niveles de agua subterránea son escasos. Una de las principales limitaciones de este método es que no es fiable en zonas subyacentes a evaporaciones o sitios donde hay intrusión salina (Xu & Beekman, 2019). El método debe aplicarse con gran precaución en zonas cercanas al mar donde los contenidos de cloruro de las precipitaciones son muy variables. En sistemas de rocas fracturadas, la aplicabilidad del método CMB se complica (1) si se produce cloruro adicional a través de la meteorización de la matriz rocosa y (2) cuando se necesita tiempo para desarrollar un nuevo equilibrio entre las concentraciones de cloruro de las aguas subterráneas en la matriz rocosa y las fracturas tras un cambio en las condiciones ambientales (Cook, 2003).

Las limitaciones adicionales que se reportan para el uso de este método son la incertidumbre en el contenido de cloruro medido de las precipitaciones, la interferencia del cloruro de fondo y del cloruro procedente de fertilizantes.

A pesar de estas deficiencias, el método CMB es muy recomendado, incluso para sistemas de rocas fracturadas (Cook, 2003), ya que es relativamente sencillo en su aplicación y es menos costoso que otros métodos.

c) Métodos de modelación numérica

Los modelos numéricos son herramientas fundamentales para estudiar las características del flujo en el subsuelo, permitiendo simular respuestas hidrológicas de los acuíferos ante influencias externas como bombeo o recarga.

Los modelos de aguas subterráneas son una descripción matemática, no única, simplificada de un sistema de aguas subterráneas existente, codificado en un lenguaje de programación, junto con una cuantificación del sistema acuífero que incluya las condiciones de borde relevantes, los parámetros del sistema, así como las presiones o acciones sobre éste (IGWMC, 1993).

La elección del modelo y enfoque de modelado es crucial y puede influir en los datos necesarios, el tiempo requerido y los resultados obtenidos (Zeydlinejad, 2022). Ejemplos de estos modelos incluyen MODFLOW, MT3DMS, FEFLOW, SEAWAT, redes neuronales artificiales y fuzzy logic. MODFLOW en particular, es un modelo tridimensional de flujo de agua subterránea basado en diferencias finitas y es ampliamente utilizado prácticamente en todo el mundo.

En cualquier enfoque de modelación para aguas subterráneas, la conductividad hidráulica es el factor decisivo. Las tasas de recarga para precipitaciones iguales varían considerablemente bajo diferentes conductividades hidráulicas (Sajil Kumar *et al.*, 2021).

Basándose en las características hidrogeológicas del acuífero, los métodos de modelación se clasifican principalmente en modelos basados en la (i) zona no saturada y (ii) zona saturada. Muchos estudios describen muy bien la modelización de la zona no saturada. Por ejemplo, Zeinali *et al.* (2020) emplearon el método de la humedad del suelo y el modelo MODFLOW para simular las zonas no saturadas y saturadas, respectivamente. Los resultados revelaron que la modelación simultánea de estas dos zonas puede ilustrar bien la interacción entre las aguas superficiales y las subterráneas en cualquier intervalo espacial y temporal mediante el uso de componentes completos del balance hidroclimatológico en forma de modelo acoplado. Se evidencia entonces que el acoplamiento dinámico de los modelos de aguas superficiales y subterráneas son metodologías útiles para determinar la tasa de recarga y el intercambio de caudales entre un río y un acuífero, y pueden predecir las recargas con una precisión comparativamente mayor que los modelos simples de aguas subterráneas (Chen *et al.*, 2012; Sophocleous, 2002; Zeinali *et al.*, 2020).

Adicionalmente, los métodos de modelación numérica son ampliamente utilizados para predecir los impactos que pueden tener los cambios de uso de suelo y el cambio climático en la recarga de acuíferos (Chi *et al.*, 2022).

A continuación se describen dos componentes especiales de recarga que son particularmente importantes para la comprensión de la dinámica de las aguas subterráneas en países como Chile: i) el efecto de la agricultura de riego en la recarga de acuíferos y ii) el aporte de las montañas a los sistemas acuíferos, para luego analizar brevemente los efectos del cambio climático y otros forzantes antrópicos en la recarga de acuíferos.

EFECTO DEL RIEGO EN LA RECARGA DE AGUAS SUBTERRÁNEAS

El riego es, con creces, el mayor usuario de agua en todo el mundo, ya que representa más del 70% de las extracciones totales de agua dulce en la mayoría de las regiones del mundo (Khokhar, 2017), y es cada vez mayor la

proporción de agua subterránea utilizada para suplir las necesidades de la agricultura de regadío en zonas áridas o semiáridas, y en la estación seca en zonas semi-húmedas.

Bajo determinadas condiciones, la extracción excesiva de agua subterránea para el riego puede provocar el agotamiento del nivel freático. Al mismo tiempo, las "pérdidas" derivadas de un riego excesivo pueden contribuir a la recarga de acuíferos en forma de flujo de retorno (Tulip *et al.*, 2022). El flujo de retorno se define como "el exceso de agua de riego (proveniente de fuentes subterráneas) que no es evapotranspirada ni evacuada por drenaje superficial directo, y que finalmente vuelve a un acuífero" (Dewandel *et al.*, 2008). En muchos casos representa una contribución sustancial a los recursos hídricos regionales, pero la calidad del agua subterránea suele verse deteriorada (Cruz-Fuentes *et al.*, 2014).

En algunas regiones, la magnitud de los flujos de retorno por riego puede ser tal, que en zonas como el noroeste de Bangladesh, el retorno de riego representa casi el total de la recarga total durante la temporada seca (Figura 10; Tulip *et al.*, 2022)

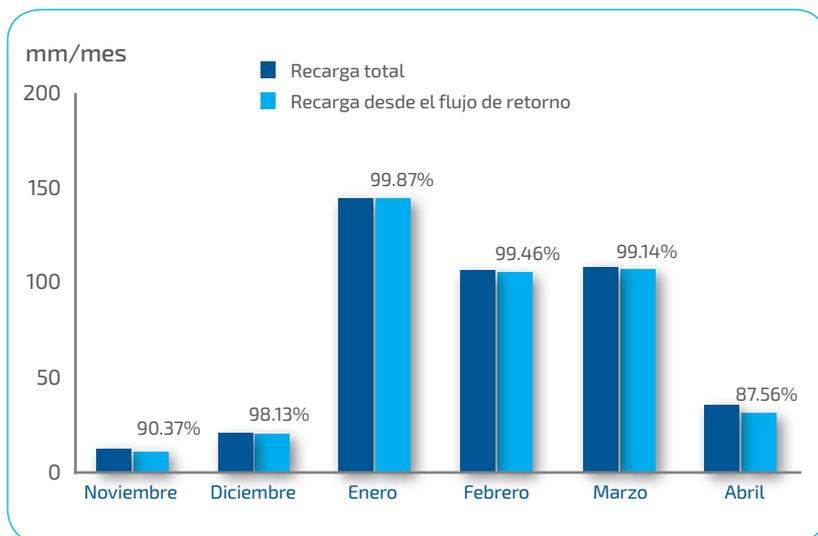


Figura 10.

Recarga total media mensual (azul oscuro) y contribución de la recarga procedente del flujo de retorno por riego (azul claro) al sistema de recarga de aguas subterráneas en porcentaje. Fuente: Tulip *et al.*, (2022).

Por otro lado, en regiones donde se han canalizado los ríos para aumentar la superficie de regadío proveniente de los cauces superficiales, se ha estudiado que la red de canales de riego puede aportar significativamente a la recarga de acuíferos (Awan & Ismaeel, 2014). De hecho, en zonas áridas donde se practica agricultura de regadío, el aporte de las precipitaciones a la recarga de acuíferos es mínimo, siendo la infiltración de los canales y el retorno por riego las principales fuentes de recarga (Qi *et al.*, 2023). Por lo tanto, la alteración antrópica del ciclo del agua producto del riego es un factor que, sin lugar a dudas, debe tenerse en cuenta a la hora de mejorar la gestión de los recursos hídricos en zonas áridas.

En Chile Central, los canales de riego son muy abundantes y cumplen una importante función amortiguando el déficit de precipitaciones en verano (Figura 11). Muchos de estos canales excavados en tierra (sin recubrimiento) son anteriores a la llegada de los españoles, y por lo tanto, han sido usados históricamente para regar los terrenos dedicados a la producción agrícola durante la época estival. Dado que la mayoría de estos canales no están revestidos, éstos tienen pérdidas del orden del 30% (Rivera *et al.*, 2005). Parte importante de estas pérdidas se infiltran hasta alcanzar acuíferos libres someros, contribuyendo a la recarga de acuíferos. Es así como se ha estimado que en algunas zonas de Chile central, el aporte de los canales de riego al sistema acuífero puede superar el 50% de la recarga (Arumí *et al.*, 2013).

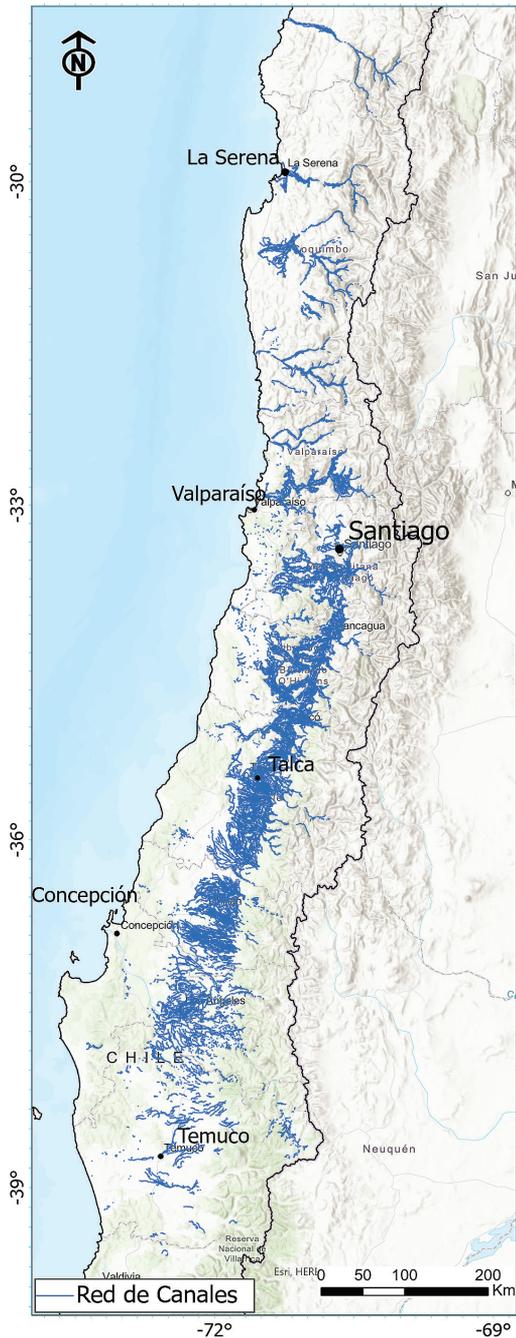


Figura 11.

Red de canales de riego de Chile Central. Elaboración propia en base a datos de la Comisión Nacional de Riego. Fuente: CNR, (2019).

A pesar del aporte cuantitativo de los canales de riego a los acuíferos, la lixiviación de agroquímicos derivados de los fertilizantes y pesticidas, deteriora significativamente la calidad de las aguas subterráneas, lo cual representa riesgos para la salud y el medio ambiente (Srivastav, 2020). De hecho, históricamente ha sido la agricultura la principal fuente de contaminación de aguas subterráneas (Figura 12; Jain, 2023). En efecto, está ampliamente demostrado que la actividad agrícola afecta directa o indirectamente a las concentraciones de un gran número de compuestos químicos inorgánicos en las aguas subterráneas; entre éstos, destacan el nitrato, nitrógeno, cloruro, sulfato, fósforo, carbono, potasio, magnesio, calcio, estroncio, bario, radio, arsénico, y una enorme variedad de pesticidas, productos de degradación y otros compuestos orgánicos (Böhlke, 2002). Por lo tanto, los acuíferos ubicados en zonas con agricultura intensiva pueden verse beneficiados en términos de cantidad de agua aportada por el riego, pero son más vulnerables a la contaminación dada por la lixiviación de agroquímicos (Aslam *et al.*, 2018).

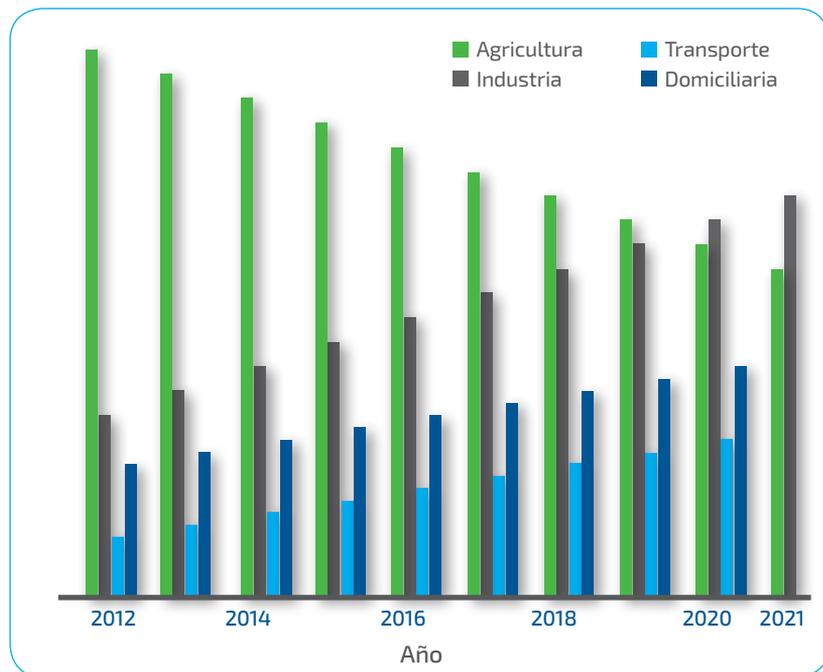


Figura 12.

Variación de la contribución relativa de cada fuente de contaminación a los niveles totales de contaminación de aguas subterráneas a lo largo de los años. Fuente: Jain, (2023).

RECARGA DE MONTAÑA: CONTROLES TOPOGRÁFICOS Y LITOLÓGICOS QUE CARACTERIZAN A LA HIDROGEOLOGÍA EN CHILE

Recarga de aguas subterráneas en zonas montañosas

Las montañas proporcionan agua dulce a una gran parte de la población mundial, y el aporte de las montañas a los acuíferos de las tierras bajas adyacentes puede ser una de las principales fuentes de recarga en las regiones áridas (Scanlon *et al.*, 2006; Viviroli *et al.*, 2007). En los últimos 20 años, numerosos estudios han detectado y cuantificado el aporte de las montañas a los sistemas acuíferos aluviales en cuencas de todo el mundo, estimando que normalmente ésta representa entre el 5 y el 50% de la recarga de los acuíferos aluviales colindantes (Markovich *et al.*, 2019).

La recarga del frente de montaña (RFM) corresponde a los aportes del bloque montañoso en la recarga de los acuíferos sedimentarios adyacentes (Wilson & Guan, 2004). El bloque montañoso corresponde a toda la masa que compone la montaña (o cerro), incluyendo la vegetación, suelo, manto meteorizado, basamento (expuesto y no expuesto) y sus aguas subterráneas.

La RFM usualmente se divide en dos componentes: el flujo subterráneo desde la montaña adyacente y la infiltración en cauces cercanos al frente de montaña, como se observa en la figura 13.

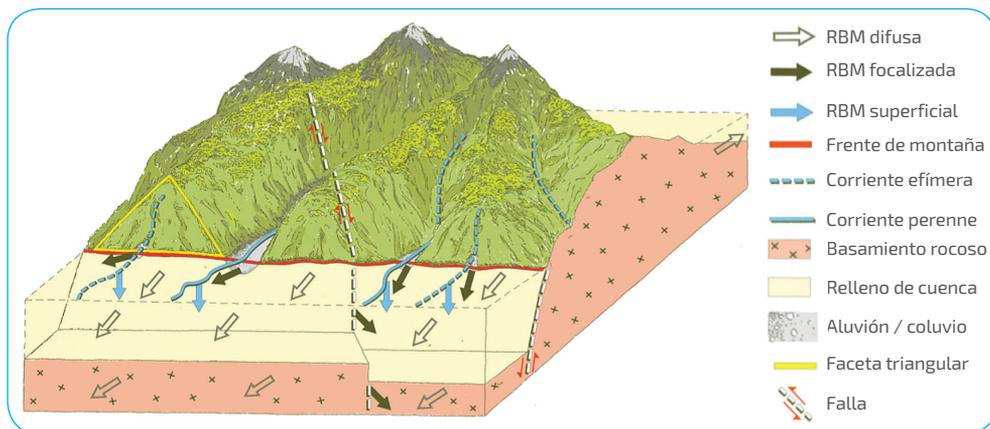


Figura 13.

Diagrama conceptual que ilustra los diferentes componentes de la recarga del frente de montaña (RFM) y de la recarga del bloque de montaña (RBM), incluyendo la RFM superficial o infiltración a través del relleno de la cuenca desde un arroyo perenne o efímero de origen montañoso. Fuente: Markovich *et al.*, (2019)

Como se ilustra en la figura 14, las aguas subterráneas dentro del bloque montañoso pueden seguir diferentes trayectorias de flujo de profundidad y longitud potencialmente muy variables y, lo que es más importante, no todas las trayectorias de flujo contribuyen a la recarga del bloque de montaña (Markovich *et al.*, 2019). Los flujos intermedios y locales circulan dentro del bloque de montaña y, por tanto, no contribuyen a la RBM propiamente tal, mientras que los flujos regionales y de ladera frontal son los que realmente aportan a los acuíferos aluviales adyacentes.

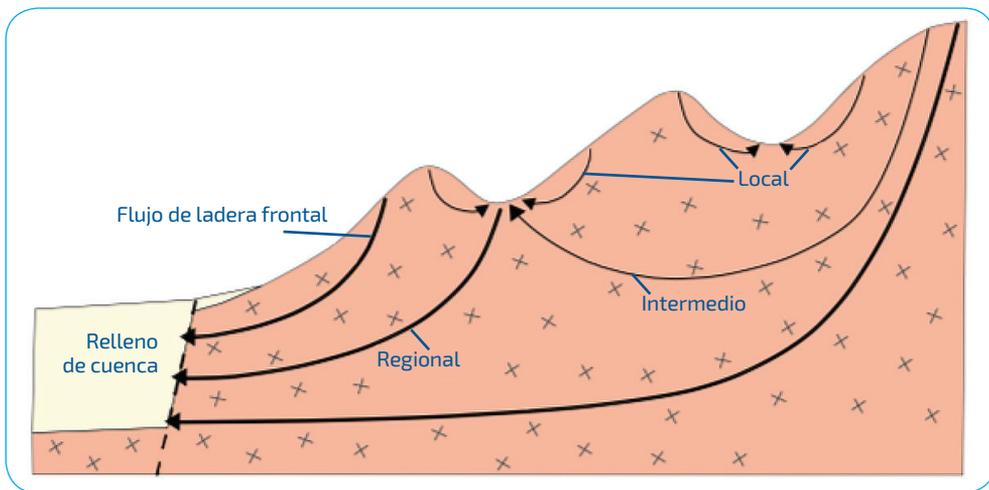


Figura 14.

Diagrama conceptual que muestra los cuatro principales sistemas de flujo en los bloques montañosos: local, intermedio, regional, y flujo de ladera frontal. Fuente: Markovich *et al.*, (2019).

El agua del bloque de montaña puede ser transportada a través de 4 vías de flujo:

- 1) **Local**, que descarga dentro de la misma subcuenca donde ocurrió la recarga;
- 2) **Intermedio**, que evita el arroyo local y descarga en un arroyo de orden superior dentro del bloque montañoso (a menudo fluyendo en gran parte perpendicular a la sección transversal mostrada);
- 3) **Regional**, que evita todos los arroyos montañosos y sale del bloque montañoso en la subsuperficie, convirtiéndose en recarga del bloque montañoso;
- 4) **Flujo de ladera frontal**, que recarga inmediatamente por encima del frente montañoso y se convierte en recarga del bloque montañoso.

Una combinación de técnicas hidroquímicas e isotópicas permite definir los procesos que controlan la recarga del acuífero además de delinear modelos conceptuales que explican el comportamiento del acuífero (Moeck *et al.*, 2020; Urrutia *et al.*, 2019). A pesar de la importancia de la recarga de los sistemas de montaña para proporcionar agua dulce, los procesos clave de recarga en estos sistemas son difíciles de evaluar ya que los datos hidrogeológicos del subsuelo son limitados dentro de los bloques de montaña y a menudo inexistentes en el propio frente de montaña (Markovich *et al.*, 2019).

Control topográfico y litológica de la recarga de acuíferos de rocas fracturadas en Chile

En regiones topográficamente complejas como lo es el territorio continental de Chile, con sistemas montañosos que -en parte- condicionan la disponibilidad de agua, el estudio de la recarga de aguas subterráneas tiene sus complejidades particulares, especialmente considerando la variabilidad litológica a lo largo y ancho del territorio nacional.

Por estar situado en una región geológica sometida a la subducción de la placa de Nazca (oceánica) bajo la placa Sudamericana (continental), el territorio chileno presenta rasgos geológicos característicos como son el dominio de rocas ígneas intrusivas y volcánicas a lo largo de sus cordilleras, y la presencia de potentes valles rellenos con depósitos volcano-sedimentarios (Arumí y Oyarzún, 2006). A grandes rasgos, Chile continental está formado por la Cordillera de la Costa, con rocas graníticas y metamórficas de muy baja permeabilidad, que actúan como una barrera para las aguas subterráneas que fluyen de este a oeste; la Depresión Central, que corresponde a una cuenca rellena por depósitos fluviales y aluviales que en algunos puntos alcanza hasta 500 metros de espesor (Yáñez *et al.*, 2015); y la Cordillera de los Andes, donde abundan las rocas volcánicas y volcanosedimentarias cuyas fracturas son aprovechadas por el agua para infiltrarse, almacenarse y circular en el subsuelo, formando acuíferos de rocas fracturadas.

En Chile, los estudios hidrogeológicos se han centrado principalmente en los depósitos de la Depresión Central, donde existen acuíferos aluviales, a pesar de que tales litologías abarcan solamente un 15% del área total de Chile (Taucare *et al.*, 2020). Con el fin de responder a la necesidad de avanzar en la comprensión de los acuíferos fracturados, en los últimos años se han realizado algunos estudios en el país en las zonas centro y norte. En la zona central, destacan los estudios de Taucare *et al.* (2020) y Figueroa *et al.* (2021); en la zona norte del país, Viguier *et al.* (2018) y Marazuela *et al.* (2019) recalcan el papel que tiene el aporte de los sistemas montañosos en la recarga de los acuíferos de la Depresión Central en el Desierto de Atacama. Y aún más recientemente, en la región de Coquimbo, la Dirección General de Aguas (DGA,

2022) realizó un estudio de acuíferos profundos y fracturados en roca, identificando sectores con potencial para albergar acuíferos no convencionales en el que sugieren avanzar hacia una gestión sustentable de estos acuíferos sobre la base de un modelo colaborativo.

Sin embargo, a pesar de la inminente presencia de la Cordillera de los Andes a lo largo de prácticamente todo Chile continental, se constata que el estudio de los acuíferos de montaña es un tema incipiente en el país, y tiene un enorme potencial de desarrollo considerando los distintivos rasgos geológicas que lo caracterizan. En este sentido, Figueroa *et al.* (2021) proponen un modelo conceptual aplicable a todo Chile Central (Figura 15), el cual demuestra que, en períodos secos, el agua liberada desde las zonas de mayor altitud se infiltra en las quebradas de media montaña recargando aguas abajo a los acuíferos aluviales de la Depresión Central, aprovechando la alta densidad de fracturas conectadas y la presencia de fallas oblicuas al frente de montaña. Para más información sobre hidrogeología de los medios rocosos fracturados, se recomienda al lector consultar la Serie Comunicacional CRHIAM N° 9 de esta misma colección (Castillo *et al.*, 2020).

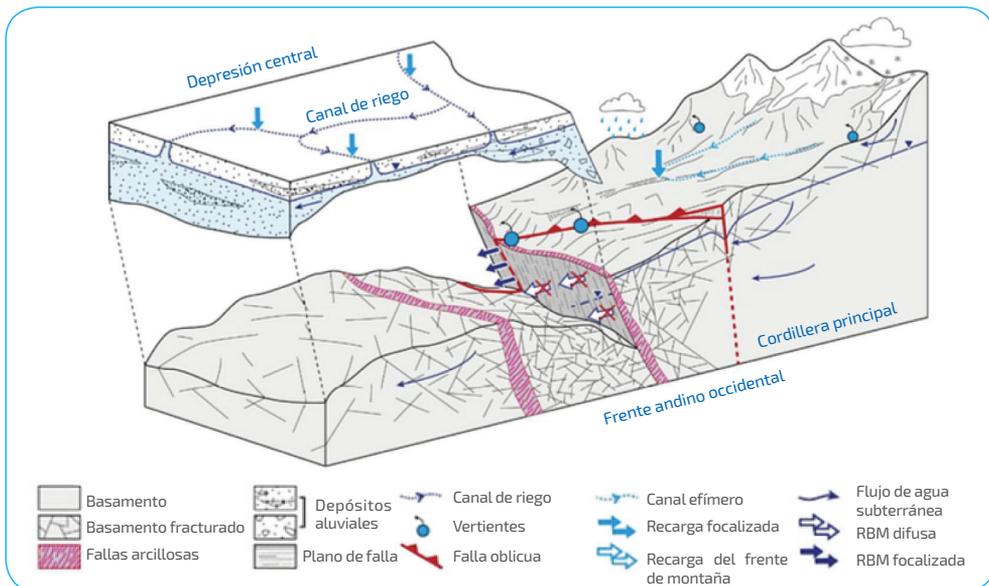


Figura 15.

Modelo conceptual de la recarga del bloque de montaña en el Frente Andino Occidental, en el que se destaca el papel de las fallas oblicuas con respecto a la circulación de las aguas subterráneas y la recarga de los acuíferos aluviales adyacentes. Fuente: Figueroa *et al.*, (2021).

CAMBIO CLIMÁTICO Y OTROS FORZANTES ANTRÓPICOS

El clima es el principal factor que determina la variabilidad espacio-temporal de la recarga de aguas subterráneas, y la precipitación es el elemento climático que afecta más directamente a la recarga de las aguas subterráneas, independientemente de la vía de recarga (Amanambu *et al.*, 2020).

Si bien el cambio climático es un fenómeno global, sus impactos en los recursos hídricos subterráneos varían dependiendo de las características geológicas y climáticas de cada sitio. En consecuencia, para evaluar los efectos que el cambio climático tiene en la dinámica de las aguas subterráneas se deben considerar las particularidades de cada territorio, considerando especialmente los mecanismos de recarga que operen en un sistema acuífero determinado, ya que algunos pueden ser más sensibles al cambio climático que otros (Flint and Flint, 2014 en Smerdon (2017). La figura 16, tomada del trabajo de Meixner *et al.*, (2016), ilustra cuatro mecanismos de recarga de aguas subterráneas (recarga difusa, focalizada, por irrigación y por aporte del sistema montañoso) en el siglo XX (a), y luego en un escenario futuro con mayores temperaturas y menor precipitaciones (b). Según dicho estudio, el impacto más significativo tendrá relación con la disminución del manto de nieve en las montañas, y la respuesta transitoria (a largo plazo) de la recarga de los acuíferos de montaña y de los acuíferos aluviales que dependen de los sistemas montañosos.

Estos hallazgos coinciden con investigaciones más recientes sobre los efectos del aumento de las temperaturas en los sistemas montañosos (Figura 17), los cuales indican que la disminución y el carácter más efímero de los mantos de nieve provocará significativos cambios en la escorrentía, el caudal de los arroyos y el almacenamiento de agua en acuíferos (Siirila-Woodburn *et al.*, 2021). Estos cambios suponen un desafío para las prácticas convencionales de gestión del agua en contextos montañosos, donde el sustento hídrico depende en gran medida de la nieve que se almacena en las montañas. El modelo de gestión actual de países como Estados Unidos se basa en un supuesto climático estacionario, y no está preparado para hacer frente a las posibles perturbaciones causadas por la persistencia de condiciones de poca o ninguna nieve (Siirila-Woodburn *et al.*, 2021). Estas observaciones perfectamente pueden ser extrapoladas a la situación nacional, puesto que Chile es un país altamente vulnerable a los efectos del cambio climático, ya que cumple con siete de los nueve criterios de vulnerabilidad establecidos por la Convención Marco de Naciones Unidas sobre el Cambio Climático de 1992. Por lo tanto, resulta sumamente urgente generar de es-

trategias de adaptación proactivas para hacer frente a los desastres que el cambio climático y la gestión deficiente de los recursos hídricos están provocando (como las sequías e inundaciones).

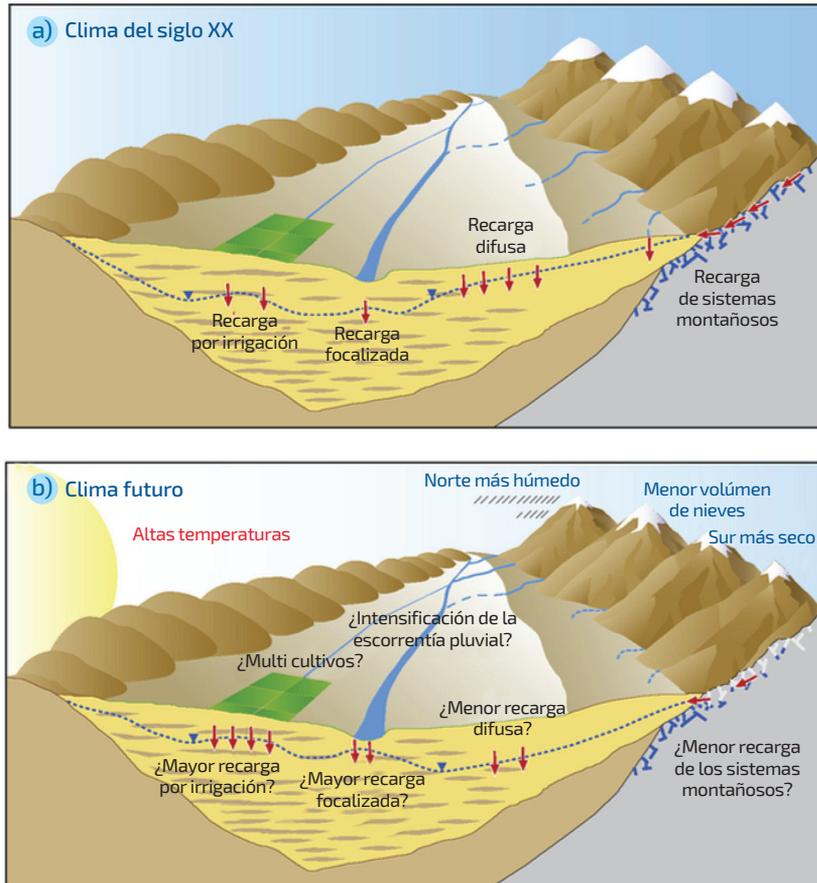


Figura 16.

Ilustración conceptual de cuatro mecanismos de recarga diferentes bajo el clima del siglo XX (a) y el clima futuro (b). Fuente: Meixner *et al.*, (2016).

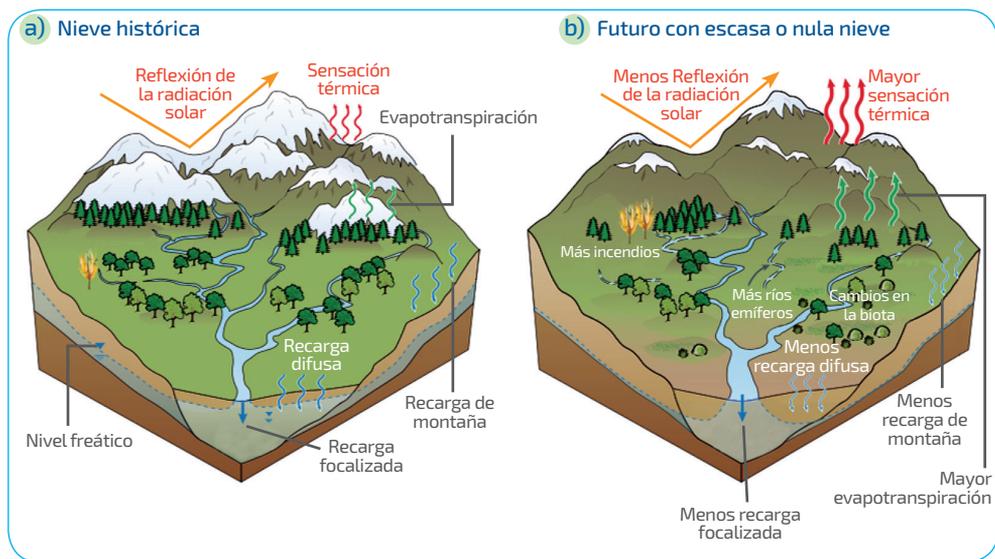


Figura 17.

a) Procesos físicos y biológicos observados en sistemas montañosos con un manto de nieve estacional. b) Cambios en el comportamiento de los sistemas montañosos en condiciones futuras de escasez o ausencia de nieve. Fuente: Siirila-Woodburn *et al.*, (2021).

Por otro lado, el cambio ambiental global también abarca modificaciones antrópicas del territorio como lo es el cambio del uso de suelo, lo cual puede afectar a la recarga de aguas subterráneas de varias maneras. En efecto, numerosos estudios indican que el cambio de la cobertura terrestre es uno de los factores que más amenaza la salud de los ecosistemas debido a la degradación del suelo y el agua, y la fragmentación de los hábitats (Cooper *et al.*, 2012; Flitcroft *et al.*, 2019; Fohrer *et al.*, 2005; Zhao *et al.*, 2006).

Winkler *et al.* (2021) estiman que el cambio en el uso de suelo ha afectado a casi un tercio (32%) de la superficie terrestre mundial en sólo seis décadas (1960-2019). Los principales cambios de la cobertura terrestre registrados en el mundo - y también en Chile- en las últimas décadas son debidos a: la agricultura intensiva, la deforestación, la forestación de monocultivos de especies exóticas y la urbanización (Foley, 2005; Hernández *et al.*, 2016).

La expansión de la agricultura, siendo la actividad que más agua consume a nivel mundial y también nacional, contribuye a la recarga de aguas subterrá-

neas en cultivos con riego excesivo (riego por inundación, sin tecnificación) y en zonas donde abundan los canales de regadío, como se mencionó anteriormente. El retorno por riego, sin embargo, afecta negativamente a la calidad de las aguas subterráneas, aumentando las concentraciones de nitratos y otros compuestos contaminantes que ingresan a los acuíferos producto de la lixiviación de pesticidas y fertilizantes provenientes de la agricultura.

La deforestación y la consecuente pérdida de vegetación tiende a reducir la disponibilidad de agua debido al aumento de la erosión, la compactación del suelo y la impermeabilización de superficies (Riedel & Weber, 2020), reduciendo la recarga de acuíferos al tiempo que aumenta el escurrimiento superficial y el riesgo de inundaciones.

La forestación de especies exóticas puede tener impactos tanto positivos como negativos en los niveles de las aguas subterráneas y en las tasas de recarga, dependiendo del tipo de árboles que se cultive, el tipo de suelo y las condiciones climáticas del lugar (Venkatesh *et al.*, 2014). Según Allen and Chapman (2001), la recarga a los acuíferos se ve afectada por la reforestación, debido, sobre todo, al uso del agua del suelo por las raíces de los árboles, especialmente en su etapa de crecimiento temprana. Las tasas de recarga de acuíferos en zonas forestadas pueden verse reducidas al 10% de las estimadas en campos de hierba o pastizales (Allen & Chapman, 2001).

Por otro lado, la calidad de las aguas subterráneas en zonas forestadas puede verse afectada por procesos de acidificación y nitrificación adicionales, causados por la retención de contaminantes atmosféricos en las copas de los árboles, y, en parte, por la acumulación de hojas enormemente ácidas en descomposición, como las del pino radiata. Cabe mencionar que una de las más importantes modificaciones del uso de suelo en la zona centro sur de Chile (regiones Ñuble, BioBío y Araucanía) es la expansión de las plantaciones forestales, caracterizadas por el monocultivo de Eucaliptus y Pino radiata.

Autores como Iroumé and Palacios (2013) señalan que en Chile se ha culpado a las plantaciones forestales de causar déficits de agua en las zonas rurales, sin embargo, estas plantaciones también proporcionan beneficios ambientales, como el control de la erosión y el secuestro de carbono, especialmente en suelos que antes de la expansión forestal estaban muy degradados como consecuencia de las malas prácticas de manejo y laboreo poco cuidadosas a las que habían sido sometidos por muchos años, como es el caso del Secano Interior de Chile Central (Mellado, 1992).

La urbanización, a pesar de impermeabilizar grandes extensiones de terreno por la pavimentación y la edificación, puede aumentar considerablemente la recarga de acuíferos en sectores donde abundan las fugas de agua, según un estudio realizado en la ciudad de Hyderabad, India, en el cual los autores hallaron que la tasa de recarga urbana era más de diez veces mayor que la recarga natural (Wakode *et al.*, 2018). Dicho aporte o retorno al acuífero, ocurre, sin embargo, transportando una serie de contaminantes de origen antrópicos que deterioran la calidad de las aguas subterráneas que a su vez abastecen a la ciudad, como se ha reportado también en ciertas localidades de México (Del Campo *et al.*, 2014). Algo similar ocurre en países económicamente más desarrollados donde abundan los jardines y parques con césped, dependientes del riego, lo que contribuye a la recarga de manera similar a lo que ocurre con la agricultura de regadío.

CONCLUSIONES

La recarga es uno de los componentes más importantes en los estudios de sostenibilidad de aguas subterráneas, no obstante, también es uno de los menos comprendidos, en gran parte porque las tasas de recarga varían mucho en el espacio y el tiempo y son difíciles de medir con métodos directos. Existen diversos métodos que se utilizan para cuantificar y determinar los mecanismos de recarga, sin embargo, todos tienen sus limitaciones. Por lo tanto, es altamente recomendable al momento de realizar estudios de evaluación de recarga de acuíferos, utilizar al menos dos métodos independientes para poder contrastar los resultados.

Al igual que muchos aspectos de la hidrología y de la ecología, la recarga de aguas subterráneas ciertamente se está viendo y se verá afectada por los efectos del cambio ambiental global, incluyendo cambio en el uso de suelo y cambio climático, lo cual a su vez impacta en los ecosistemas dependientes de aguas subterráneas provocando pérdida de biodiversidad y afectando también a los servicios ecosistémicos que prestan a la humanidad. Por lo tanto, la comprensión de los fenómenos que controlan y afectan a la dinámica de las aguas subterráneas es crucial para el desarrollo de políticas de gestión de los recursos hídricos acordes con los problemas complejos que enfrenta la sociedad actual.

REFERENCIAS

- Arumí, J.L., Rivera, D., Muñoz, E. y Billib, M. 2012. Interacciones entre el agua superficial y subterránea en la región del Bío Bío de Chile. *Obras y Proyectos* 12, 4-13
- Arumí, J.L. y Oyarzún, R.A. 2006. Las aguas subterráneas en Chile. *Boletín Geológico y Minero*, 117 (1), 37-45 p. ISSN: 0366-0176.
- Connor, R. y Miletto, M. 2022. Informe mundial de las Naciones Unidas sobre el desarrollo de los recursos hídricos 2022: aguas subterráneas: hacer visible el recurso invisible; resumen ejecutivo. Disponible en: https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000380726_spa
- Allen, A., & Chapman, D. 2001. Impacts of afforestation on groundwater resources and quality. *Hydrogeology Journal*, 9(4), 390-400. <https://doi.org/10.1007/s100400100148>
- Alley, W. M., La Baugh, J. W., & Reilly, T. E. 2006. Groundwater as an element in the hydrological cycle. *Encyclopedia of Hydrological Sciences*.
- Amanambu, A. C., Obarein, O. A., Mossa, J., Li, L., Ayeni, S. S., Balogun, O., Oyebamiji, A., & Ochege, F. U. 2020. Groundwater system and climate change: Present status and future considerations. *Journal of Hydrology*, 589. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.125163>
- Arumí, J. L., Maureira, H., Souvignet, M., Pérez, C., Rivera, D., & Oyarzún, R. 2016. Where does the water go? Understanding geohydrological behaviour of Andean catchments in south-central Chile. *Hydrological Sciences Journal*, 1-12. <https://doi.org/10.1080/02626667.2014.934250>
- Bierkens, M. F. P., & Wada, Y. 2019. Non-renewable groundwater use and groundwater depletion: a review. *Environmental Research Letters*, 14(6). <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab1a5f>
- Castillo, D., Oyarzún, R., Arumí, J.L. (2020). Hidrogeología de los Medios Rocosos Fracturados. Serie Comunicacional CRHIAM N° 9. ISSN 0719-3009. Disponible online en: <https://drive.google.com/file/d/1Jpb20lbadyROHdLOknRccZlHXGaUMT2R/view?usp=sharing>
- Chen, X., Huang, Y., Ling, M., Hu, Q., & Liu, B. 2012. Numerical modeling groundwater recharge and its implication in water cycles of two inter-dunal valleys in the Sand Hills of Nebraska. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 53, 10-18.

- Chi, G., Su, X., Lyu, H., Li, H., Xu, G., & Zhang, Y. 2022. Prediction and evaluation of groundwater level changes in an over-exploited area of the Baiyangdian Lake Basin, China under the combined influence of climate change and ecological water recharge. *Environmental Research*, 212, 113104. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.envres.2022.113104>
- Cook, P. G. 2003. *A guide to regional groundwater flow in fractured rock aquifers*.
- Cooper, S. D., Lake, P. S., Sabater, S., Melack, J. M., & Sabo, J. L. 2012. The effects of land use changes on streams and rivers in mediterranean climates. *Hydrobiologia*, 719(1), 383-425. <https://doi.org/10.1007/s10750-012-1333-4>
- Corson-Dosch, H., Nell, C., Volentine, R., Archer, A.A., Bechtel, E., Bruce, J.L., Felts, N., Gross, T. A., Lopez-Trujillo, D., Riggs, C. E., Read, E. K. 2022. El Ciclo del Agua. USGS VizLab. Disponible en: <https://www.usgs.gov/media/images/el-ciclo-del-agua-water-cycle-spanish-png>
- Craig, H. 1961. Isotopic Variations in Meteoric Waters. *Science*, 133(3465), 1702-1703. <https://doi.org/doi:10.1126/science.133.3465.1702>
- Cruz-Fuentes, T., Heredia, J., Cabrera, M. C., & Custodio, E. 2014. Behaviour of a small sedimentary volcanic aquifer receiving irrigation return flows: La Aldea, Gran Canaria, Canary Islands (Spain). *Hydrogeology Journal*, 22(4), 865-882. <https://doi.org/10.1007/s10040-013-1094-9>
- Custodio, E. & Llamas, M. R. 1983 "Hidrología subterránea", Segunda ed., vol. I, Barcelona: Ediciones Omega, pp. 249-279.
- Cuthbert, M. O., Gleeson, T., Ferguson, G., Bierkens, M., & Taylor, R. 2022. Defining renewable groundwater use to improve groundwater management.
- De la Fuente, D. 2022. Los Sistemas de flujo de agua subterránea y su relación con el modelo de gestión del agua en la parte media-alta de la Cuenca del río Petorca, Región de Valparaíso, Chile. Examen para optar por el grado de Maestra en Geografía. Universidad Nacional Autónoma de México. 190 pp.
- Del Campo, M. A., Esteller, M. V., Expósito, J. L., & Hirata, R. 2014. Impacts of urbanization on groundwater hydrodynamics and hydrochemistry of the Toluca Valley aquifer (Mexico). *Environmental Monitoring and Assessment*, 186(5), 2979-2999. <https://doi.org/10.1007/s10661-013-3595-3>

- De Vries, J. J., & Simmers, I. 2002. Groundwater recharge: an overview of processes and challenges. *Hydrogeology Journal*, 10, 5-17.
- Dewandel, B., Gandolfi, J.-M., de Condappa, D., & Ahmed, S. 2008. An efficient methodology for estimating irrigation return flow coefficients of irrigated crops at watershed and seasonal scale. *Hydrological Processes*, 22(11), 1700-1712. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/hyp.6738>
- DGA. 2017. Actualización del balance hídrico nacional. Universidad de Chile y Pontificia Universidad Católica de Chile. Santiago, octubre de 2017.
- Dickinson, J.E., Land, M., Faunt, C.C., Leake, S.A., Reichard, E.G., Fleming, J.B; Pool, D.R. 2006. Hydrologic framework refinement, ground-water flow and storage, water-chemistry analyses, and water- budget components of the Yuma area, Southwestern Arizona and Southeastern California. Reston, Virginia. Scientific Investigation Report 2006-5135. Disponible en: <http://pubs.usgs.gov/sir/2006/5135/>
- Dogrul, E., Brush, C., & Kadir, T. 2016. Groundwater Modeling in Support of Water Resources Management and Planning under Complex Climate, Regulatory, and Economic Stresses. *Water*, 8(12). <https://doi.org/10.3390/w8120592>
- Figueroa, R., Viguier, B., Taucare, M., Yanez, G., Arancibia, G., Sanhueza, J., & Daniele, L. 2021. Deciphering groundwater flow-paths in fault-controlled semiarid mountain front zones (Central Chile). *Sci Total Environ*, 771, 145456. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145456>
- Flitcroft, R., Cooperman, M. S., Harrison, I. J., Juffe-Bignoli, D., & Boon, P. J. 2019. Theory and practice to conserve freshwater biodiversity in the Anthropocene. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 29(7), 1013-1021. <https://doi.org/10.1002/aqc.3187>
- Fohrer, N., Haverkamp, S., & Frede, H. G. 2005. Assessment of the effects of land use patterns on hydrologic landscape functions: development of sustainable land use concepts for low mountain range areas. *Hydrological Processes*, 19(3), 659-672. <https://doi.org/10.1002/hyp.5623>
- Foley. 2005. Global Consequences of Land Use. *Science*, 309.
- Frenken, K., Gillet, V. 2012. Irrigation water requirement and water withdrawal by country. Food and Agriculture Organization (FAO) of the United Nations, Rome, Italy.

- Garrido, E., Arumí, J.L., Aguayo, M., Urrutia, R. 2021. Recarga Artificial de Aguas Subterráneas. Serie Comunicacional CRHIAM N° 24. ISSN 0719-3009. Disponible online en: <https://drive.google.com/file/d/1kGpr5A45JAYU-HPItcaEv7ZgykqjR5zr/view?usp=sharing>
- Green, T. R., Taniguchi, M., Kooi, H., Gurdak, J. J., Allen, D. M., Hiscock, K. M., Treidel, H., & Aureli, A. 2011. Beneath the surface of global change: Impacts of climate change on groundwater. *Journal of Hydrology*, 405(3-4), 532-560. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.05.002>
- Healy, R. W., & Cook, P. G. 2002. Using groundwater levels to estimate recharge. *Hydrogeology Journal*, 10(1), 91-109. <https://doi.org/10.1007/s10040-001-0178-0>
- Healy, R. W., & Scanlon, B. R. 2010. Estimating Groundwater Recharge. Cambridge University Press, New York
- Hernández, A., Miranda, M. D., Arellano, E. C., & Dobbs, C. 2016. Landscape trajectories and their effect on fragmentation for a Mediterranean semi-arid ecosystem in Central Chile. *Journal of Arid Environments*, 127, 74-81. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2015.10.004>
- Iroumé, A., & Palacios, H. 2013. Afforestation and changes in forest composition affect runoff in large river basins with pluvial regime and Mediterranean climate, Chile. *Journal of Hydrology*, 505, 113-125. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.09.031>
- Jain, H. 2023. Groundwater vulnerability and risk mitigation: A comprehensive review of the techniques and applications. *Groundwater for Sustainable Development*, 22. <https://doi.org/10.1016/j.gsd.2023.100968>
- Jia, W., Yin, L., Zhang, M., Zhang, X., Zhang, J., Tang, X., & Dong, J. 2021. Quantification of groundwater recharge and evapotranspiration along a semi-arid wetland transect using diurnal water table fluctuations. *Journal of Arid Land*, 13(5), 455-469. <https://doi.org/10.1007/s40333-021-0100-7>
- Khokhar, T., 2017. Gráfico: A nivel mundial, el 70 % del agua dulce es utilizada para la agricultura. Disponible en: <https://blogs.worldbank.org/es/.opendata/el-70-del-agua-dulce-es-utilizada-para-la-agricultura>

- Kløve, B., Ala-Aho, P., Bertrand, G., Gurdak, J. J., Kupfersberger, H., Kværner, J., Muotka, T., Mykrä, H., Preda, E., Rossi, P., Uvo, C. B., Velasco, E., & Pulido-Velazquez, M. 2014. Climate change impacts on groundwater and dependent ecosystems. *Journal of Hydrology*, 518, 250-266. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.06.037>
- Kresic, N. 2006. *Hydrogeology and groundwater modeling*. CRC press.
- Kundzewicz, Z. W., Mata, L. J., Arnell, N. W., DÖLL, P., Jimenez, B., Miller, K., Oki, T., ŞEn, Z., & Shiklomanov, I. 2009. The implications of projected climate change for freshwater resources and their management. *Hydrological Sciences Journal*, 53(1), 3-10. <https://doi.org/10.1623/hysj.53.1.3>
- Li, M. Y., Xie, Y. Q., Dong, Y. H., Wang, L. H., & Zhang, Z. Y. 2023.. Review: Recent progress on groundwater recharge research in arid and semiarid areas of China. *Hydrogeology Journal*. <https://doi.org/10.1007/s10040-023-02656-z>
- Li, X., Jin, M., Zhou, N., Huang, J., Jiang, S., & Telesphore, H. 2016. Evaluation of evapotranspiration and deep percolation under mulched drip irrigation in an oasis of Tarim basin, China. *Journal of Hydrology*, 538, 677-688. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.04.045>
- Li, Z., Jasechko, S., & Si, B. 2019. Uncertainties in tritium mass balance models for groundwater recharge estimation. *Journal of Hydrology*, 571, 150-158. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2019.01.030>
- Markovich, K. H., Manning, A. H., Condon, L. E., & McIntosh, Jennifer C. 2019. Mountain-Block Recharge: A Review of Current Understanding. *Water Resources Research*, 55(11), 8278-8304. <https://doi.org/10.1029/2019wr025676>
- Meixner, T., Manning, A. H., Stonestrom, D. A., Allen, D. M., Ajami, H., Blasch, K. W., Brookfield, A. E., Castro, C. L., Clark, J. F., Gochis, D. J., Flint, A. L., Neff, K. L., Niraula, R., Rodell, M., Scanlon, B. R., Singha, K., & Walvoord, M. A. 2016. Implications of projected climate change for groundwater recharge in the western United States. *Journal of Hydrology*, 534, 124-138. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.12.027>
- Mellado Z., Mario 1992. *Manual producción de trigo en el secano interior VII y VIII región*. Chillán: Serie Quilamapu. Disponible en: <https://hdl.handle.net/20.500.14001/38048>
- MIMAM. 1998. El Libro Blanco del Agua en España. Ministerio del Medio Ambiente.

- Moeck, C., Grech-Cumbo, N., Podgorski, J., Bretzler, A., Gurdak, J. J., Berg, M., & Schirmer, M. 2020.. A global-scale dataset of direct natural groundwater recharge rates: A review of variables, processes and relationships. *Sci Total Environ*, 717, 137042. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.137042>
- Otálvaro, V., María, L., Ariza, V., & Maria, V. 2019. *Métodos para determinar la recarga en acuíferos*.
- Peñuela Arévalo, L. A., & Carrillo Rivera, J. J. 2013. Definición De Zonas De Recarga Y Descarga De Agua Subterránea a Partir De Indicadores Superficiales: Centro-Sur De La Mesa Central, México. *Investigaciones Geográficas* (81). <https://doi.org/10.14350/rig.30518>
- Planas, O. 2015. Tritio, un isótopo de hidrógeno, Combustible nuclear. *Energía Nuclear*. Disponible en: <https://energia-nuclear.net/funcionamiento-central-nuclear/combustible-nuclear/tritio>
- Qi, S., Feng, Q., Shu, H., Liu, W., Zhu, M., Zhang, C., Yang, L., & Yin, Z. 2023. Redistribution effect of irrigation on shallow groundwater recharge source contributions in an arid agricultural region. *Sci Total Environ*, 865, 161106. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.161106>
- Riedel, T., & Weber, T. K. 2020. The influence of global change on Europe's water cycle and groundwater recharge. *Hydrogeology Journal*, 28(6), 1939-1959.
- Rivera, D., J.L. Arumí and Holzapfel, E. 2005. Impacto de la actividad agrícola en el valle de Peumo, Chile. *Revista Gestión Ambiental* (11), 59-80.
- Sajil Kumar, P. J., Schneider, M., & Elango, L. 2021. The State-of-the-Art Estimation of Groundwater Recharge and Water Balance with a Special Emphasis on India: A Critical Review. *Sustainability*, 14(1). <https://doi.org/10.3390/su14010340>
- Scanlon, B. R., Healy, R. W., & Cook, P. G. 2002. Choosing appropriate techniques for quantifying groundwater recharge. *Hydrogeology Journal*, 10(1), 18-39. <https://doi.org/10.1007/s10040-001-0176-2>
- Scanlon, B. R., Keese, K. E., Flint, A. L., Flint, L. E., Gaye, C. B., Edmunds, W. M., & Simmers, I. 2006. Global synthesis of groundwater recharge in semiarid and arid regions. *Hydrological Processes*, 20(15), 3335-3370. <https://doi.org/10.1002/hyp.6335>

- Siirila-Woodburn, E. R., Rhoades, A. M., Hatchett, B. J., Huning, L. S., Szinai, J., Tague, C., Nico, P. S., Feldman, D. R., Jones, A. D., Collins, W. D., & Kaatz, L. 2021. A low-to-no snow future and its impacts on water resources in the western United States. *Nature Reviews Earth & Environment*, 2(11), 800-819. <https://doi.org/10.1038/s43017-021-00219-y>
- Smerdon, B. D. 2017. A synopsis of climate change effects on groundwater recharge. *Journal of Hydrology*, 555, 125-128. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.09.047>
- Sophocleous, M. 2002. Interactions between groundwater and surface water: the state of the science. *Hydrogeology Journal*, 10, 52-67.
- Taylor, R. G., Scanlon, B., Döll, P., Rodell, M., van Beek, R., Wada, Y., Longuevergne, L., Leblanc, M., Famiglietti, J. S., Edmunds, M., Konikow, L., Green, T. R., Chen, J., Taniguchi, M., Bierkens, M. F. P., MacDonald, A., Fan, Y., Maxwell, R. M., Yechieli, Y., Gurdak, J. J., Allen, D. M., Shamsudduha, M., Hiscock, K., Yeh, P. J. F., Holman, I., & Treidel, H. 2013. Ground water and climate change. *Nature Climate Change*, 3(4), 322-329. <https://doi.org/10.1038/nclimate1744>
- Toro, D. 2022. Determinación de Parámetros Clave para la Exploración de Agua Subterránea en Rocas Fracturadas. Memoria para optar al título de geólogo. Universidad de Chile. 147pp
- Tulip, S. S., Siddik, M. S., Islam, M. N., Rahman, A., Torabi Haghghi, A., & Mustafa, S. M. T. 2022. The impact of irrigation return flow on seasonal groundwater recharge in northwestern Bangladesh. *Agricultural Water Management*, 266. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2022.107593>
- Urrutia, J., Herrera, C., Custodio, E., Jódar, J., & Medina, A. 2019. Groundwater recharge and hydrodynamics of complex volcanic aquifers with a shallow saline lake: Laguna Tuyajto, Andean Cordillera of northern Chile. *Science of the Total Environment*, 697, 134116. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134116>
- Venkatesh, B., Lakshman, N., & Purandara, B. K. 2014. Hydrological impacts of afforestation — A review of research in India. *Journal of Forestry Research*, 25(1), 37-42. <https://doi.org/10.1007/s11676-014-0431-8>

- Viguier, B., Jourde, H., Yáñez, G., Lira, E. S., Leonardi, V., Moya, C. E., García-Pérez, T., Maringue, J., & Lictevout, E. 2018. Multidisciplinary study for the assessment of the geometry, boundaries and preferential recharge zones of an overexploited aquifer in the Atacama Desert (Pampa del Tamarugal, Northern Chile). *Journal of South American Earth Sciences*, 86, 366-383. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jsames.2018.05.018>
- Viviroli, D., Dürr, H. H., Messerli, B., Meybeck, M., & Weingartner, R. 2007. Mountains of the world, water towers for humanity: Typology, mapping, and global significance. *Water Resources Research*, 43(7). <https://doi.org/https://doi.org/10.1029/2006WR005653>
- Wakode, H. B., Baier, K., Jha, R., & Azzam, R. 2018. Impact of urbanization on groundwater recharge and urban water balance for the city of Hyderabad, India. *International Soil and Water Conservation Research*, 6(1), 51-62. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2017.10.003>
- Wilson, J. L., & Guan, H. 2004. Mountain-block hydrology and mountain-front recharge. *Groundwater recharge in a desert environment: The Southwestern United States*, 9, 113-137.
- Winkler, K., Fuchs, R., Rounsevell, M., & Herold, M. 2021. Global land use changes are four times greater than previously estimated. *Nat Commun*, 12(1), 2501. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-22702-2>
- Winter, T. C., Harvey, J. W., Franke, O. L., & Alley, W. M. 1998. *Ground water and surface water: A single resource* [Report] (1139). (Circular, Issue. U. S. G. Survey. <http://pubs.usgs.gov/publication/cir1139>
- Xi, H., Feng, Q., Zhang, L., Si, J., & Yu, T. 2017. Groundwater storage changes and estimation of stream lateral seepage to groundwater in desert riparian forest region. *Hydrology Research*, 49(3), 861-877. <https://doi.org/10.2166/nh.2017.279>
- Xu, Y., & Beekman, H. E. 2019. Review: Groundwater recharge estimation in arid and semi-arid southern Africa. *Hydrogeology Journal*, 27(3), 929-943. <https://doi.org/10.1007/s10040-018-1898-8>
- Yáñez, G., Muñoz, M., Flores-Aqueveque, V., & Bosch, A. 2015. Gravity derived depth to basement in Santiago Basin, Chile: implications for its geological evolution, hydrogeology, low enthalpy geothermal, soil characterization and geo-hazards. *Andean Geology*, 42(2), 147-172. <https://doi.org/10.5027/andgeoV42n2-a01>

- Zeinali, M., Azari, A., & Heidari, M. M. 2020. Simulating Unsaturated Zone of Soil for Estimating the Recharge Rate and Flow Exchange Between a River and an Aquifer. *Water Resources Management*, 34(1), 425-443. <https://doi.org/10.1007/s11269-019-02458-7>
- Zeydalinejad, N. 2022. Artificial neural networks vis-à-vis MODFLOW in the simulation of groundwater: a review. *Modeling Earth Systems and Environment*, 8(3), 2911-2932. <https://doi.org/10.1007/s40808-022-01365-y>
- Zhang, Z., Wang, W., Gong, C., & Zhang, M. 2020. A comparison of methods to estimate groundwater recharge from bare soil based on data observed by a large-scale lysimeter. *Hydrological Processes*, 34(13), 2987-2999. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/hyp.13769>
- Zhao, S., Peng, C., Jiang, H., Tian, D., Lei, X., & Zhou, X. 2006. Land use change in Asia and the ecological consequences. *Ecological Research*, 21(6), 890-896. <https://doi.org/10.1007/s11284-006-0048-2>



Universidad de Concepción

RECARGA DE AGUAS SUBTERRÁNEAS



Serie Comunicacional CRHIAM