

Earth's Future

ARTICULO DE INVESTIGACION
10.1029/2021EF002555



Puntos Clave:

- Los flujos subterráneos de agua dulce y el presupuesto hídrico moderno del Salar de Atacama están dominados por aguas subterráneas Relictas
- Una sequía que coincide con el aumento de la extracción de agua subterránea complica la atribución de impactos ambientales antropogénicos específicos
- El uso de agua dulce y los derechos de agua asignados en el Salar de Atacama parecen no cumplir con los parámetros de sostenibilidad

Información de Apoyo:

La información de apoyo puede encontrarse en la versión online de este artículo.

Correspondencia a:

B. J. Moran,
bmoran@umass.edu

Cita:

Moran, B. J., Boutt, D. F., McKnight, S. V., Jenckes, J., Munk, L. A., Corkran, D., & Kirshen, A. (2022). Relic groundwater and prolonged drought confound interpretations of water sustainability and lithium extraction in arid lands. *Earth's Future*, 10, e2021EF002555. <https://doi.org/10.1029/2021EF002555>

Recibido 22 NOV 2021

Aceptado 30 MAY 2022

Contribuciones del Autor:

Conceptualización: Brendan J. Moran, David F. Boutt, Sarah V. McKnight, Jordan Jenckes, Lee Ann Munk, Daniel Corkran

Curado de datos: Brendan J. Moran, David

F. Boutt, Sarah V. McKnight, Jordan Jenckes, Daniel Corkran, Alexander Kirshen

Análisis formal: Brendan J. Moran, David F. Boutt, Jordan Jenckes, Daniel Corkran, Alexander Kirshen

Adquisición de fondos: David F. Boutt, Lee Ann Munk

© 2022 The Authors. Earth's Future published by Wiley Periodicals LLC on behalf of American Geophysical Union. This is an open access article under the terms of the [Creative Commons Attribution License](https://creativecommons.org/licenses/by/4.0/), which permits use, distribution and reproduction in any medium, provided the original work is properly cited.

Las aguas subterráneas relictas y la sequía prolongada confunden las interpretaciones de sustentabilidad de agua y extracción de litio en tierras áridas

Brendan J. Moran¹ , David F. Boutt¹ , Sarah V. McKnight¹ , Jordan Jenckes² , Lee Ann Munk² , Daniel Corkran¹  y Alexander Kirshen¹ 

¹Departamento de Geociencias, Universidad de Massachusetts Amherst, Amherst, MA, USA, ² Departamento de Ciencias Geológicas, Universidad de Alaska Anchorage, Anchorage, AK, USA

Resumen La demanda de litio para baterías está creciendo rápidamente con el impulso mundial para descarbonizar los sistemas energéticos. El Salar de Atacama, en Chile, alberga ~42% de las reservas del planeta en forma de salmueras alojadas en acuíferos evaporíticos masivos. La extracción de estas salmueras y el uso de agua dulce asociado han suscitado preocupación por la responsabilidad medioambiental de la extracción de litio, aunque sigue habiendo grandes incertidumbres sobre los aspectos fundamentales que rigen los procesos hidrológicos en estos entornos. Este conocimiento incompleto ha hecho que se perpetúen conceptos erróneos sobre lo que constituye un uso sostenible o renovable del agua y, por tanto, lo que justifica una asignación responsable. Presentamos una evaluación hidrológica integrada que utiliza isótopos de tritio, oxígeno estable y deuterio, junto con datos hidroclimáticos terrestres y de teledetección, para definir fuentes únicas de agua que se distinguen por su tiempo de residencia, características físicas y conectividad con el clima moderno. Nuestros resultados describen los impactos de la sequía prolongada en las aguas superficiales y subterráneas y demuestran que casi todo el flujo de entrada a la cuenca está compuesto por agua recargada hace más de 65 años. Sin embargo, las precipitaciones modernas son fundamentales para mantener importantes humedales alrededor del salar. Las grandes lluvias recientes han aumentado la extensión de las aguas superficiales y de la vegetación y el almacenamiento de agua terrestre, mientras que las extracciones de agua relacionadas con la minería han continuado. Como mostramos, la mala conceptualización de estos complejos sistemas hidrológicos ha perpetuado la mala asignación del agua y la mala atribución de los impactos. Estas cuestiones fundamentales se aplican a las regiones áridas de todo el mundo. Nuestro nuevo marco para la evaluación hidrológica en estas cuencas va más allá del cálculo de las entradas y salidas brutas en estado estacionario para incluir todos los almacenamientos compartimentados que constituyen los presupuestos "modernos".

Resumen en lenguaje sencillo El litio es un recurso fundamental para la transición energética verde como componente principal de las baterías de iones de litio. La mayor parte de los recursos del planeta se encuentra en entornos con escasez de agua, como el Salar de Atacama (Chile), donde existe casi la mitad del suministro mundial. Para recuperar el litio se extraen grandes cantidades de agua subterránea muy salada y algo de agua dulce. Sin embargo, siguen existiendo lagunas en nuestra comprensión de cómo se mueve el agua en estos entornos y, por tanto, de los impactos que puede tener su extracción en los ecosistemas circundantes. Usamos una combinación de datos hidroclimatológicos satelitales y terrestres para evaluar el sistema. Nuestros resultados muestran que la sequía prolongada y un período posterior más húmedo son los principales impulsores de los cambios en la hidrología de superficie y que la mayor parte del agua aquí es muy relicta, lo que pone de manifiesto las deficiencias de las asignaciones de agua actuales. Este trabajo presenta un marco basado en datos que permite evaluar adecuadamente la sostenibilidad del agua y la extracción de litio en estas regiones áridas.

1. Introducción

La asignación y el consumo de agua están en el centro del debate que rodea a la extracción de recursos en muchas cuencas hidrográficas del mundo (Boulay et al., 2018; Pfister et al., 2009; Ridoutt & Pfister, 2010; Wada et al., 2017; Zipper et al., 2020). En particular, la extracción de salmueras de litio y el uso asociado de agua dulce en regiones áridas han atraído recientemente la atención de muchas partes interesadas que buscan comprender los impactos ambientales de la transición a la energía verde a lo largo de la cadena de suministro de las baterías de iones de litio (Gajardo & Redón, 2019; Gutiérrez et al., 2018; Sonter et al., 2020). La minería del litio tiene una huella de escasez de agua notablemente explícita desde el punto de vista espacial (Schomberg et al., 2021) porque los yacimientos explotados tienen una fuerte conexión con la aridez climática (Munk et al., 2016).

Investigación: Brendan J. Moran, David F. Boutt, Sarah V. McKnight, Jordan Jenckes, Lee Ann Munk, Daniel Corkran, Alexander Kirshen

Metodología: Brendan J. Moran, David F. Boutt, Sarah V. McKnight, Jordan Jenckes, Daniel Corkran

Administración del proyecto: David F. Boutt, Lee Ann Munk

Recursos: David F. Boutt, Lee Ann Munk

Supervisión: Brendan J. Moran, David F. Boutt, Lee Ann Munk

Validación: Brendan J. Moran, David F. Boutt, Sarah V. McKnight, Jordan Jenckes, Daniel Corkran, Alexander Kirshen

Visualización: Brendan J. Moran, Daniel Corkran, Alexander Kirshen

Redacción - borrador original: Brendan J. Moran, David F. Boutt, Sarah V. McKnight, Daniel Corkran, Alexander Kirshen

Redacción - revisión y edición: Brendan J. Moran, David F. Boutt, Sarah V. McKnight, Jordan Jenckes, Lee Ann Munk, Daniel Corkran, Alexander Kirshen

En el norte de Chile, que tiene la mayor reserva de litio del mundo (Munk et al., 2016), el agua dulce subterránea ha alcanzado una demanda y unos precios de mercado sin precedentes (Oyarzún y Oyarzún, 2011). Sin embargo, para el Salar de Atacama (SdA), que representa el mayor recurso de litio recuperable del mundo con aproximadamente el 42% de la reserva mundial desde el 2021 (Cabello, 2021; USGS, 2022), ningún estudio hasta la fecha ha limitado la capacidad del presupuesto hídrico de la cuenca para satisfacer las demandas actuales de agua, posiblemente debido a la notable incertidumbre entre el uso de agua permitido y la extracción real (Babidge et al., 2019) y a la falta de métricas legítimas de sostenibilidad. El rápido aumento de la demanda mundial de litio (Ambrose y Kendall, 2020; Kesler et al., 2012), junto con el desequilibrio hidrológico entre la recarga y la descarga en esta cuenca (Boutt et al., 2021), requiere, por tanto, un examen crítico de la sostenibilidad del agua a la luz de las presiones antropogénicas y climáticas sobre estos entornos.

Las actividades humanas, incluida la extracción de recursos minerales y otros consumos de agua (riego, uso doméstico), tienen un gran impacto en los presupuestos hídricos de las cuencas (AghaKouchak et al., 2021; Wang et al., 2018). En los entornos áridos especialmente, la atribución de los impactos hidrológicos de tales actividades puede ser difícil debido a la gran variabilidad interanual de las precipitaciones y a la falta de registros instrumentales continuos a largo plazo (Ashraf et al., 2021; Bierkens & Wada, 2019; Rivera et al., 2021). Los cambios en los patrones y el calendario de las precipitaciones dan lugar a complejas fluctuaciones en las características de las aguas superficiales y en las mediciones de los niveles freáticos (Fan et al., 2013). Sin embargo, la práctica común de monitoreo con fines mineros consiste en mediciones de referencia que sólo se recogen durante unos pocos años antes del inicio de los proyectos y, por lo tanto, no permiten evaluar la variabilidad natural de los sistemas hidrológicos. Además, la excesiva dependencia de la contabilidad del presupuesto hídrico en estado estacionario para la gestión, en lugar de centrarse en el inventario específico de los recursos hídricos, ha dado lugar a importantes malentendidos sobre estos sistemas (McDonnell, 2017).

La importancia de los eventos de precipitación altamente variables y el escaso margen de error en los entornos de agua limitada hace que sea un reto asignar responsablemente los recursos hídricos en estas cuencas (Schaffer et al., 2019; Somers & McKenzie, 2020; Stonestrom & Harrill, 2007). Los eventos pluviales y las sequías, junto con su calendario, tienen un fuerte control sobre las condiciones hidrológicas inferidas de una cuenca particular y la asignación de agua (Ferrero & Villalba, 2019; Houston & Hart, 2004). La dependencia de métodos anticuados de contabilidad por parte de las autoridades del agua en el SdA, en particular, evoca preguntas sobre si las asignaciones de agua han cumplido alguna vez con métricas sostenibles (Bredehoeft, 2002). Disponer de una comprensión científica del régimen hidrológico basada en datos y justificable es clave para evitar errores en la conceptualización del sistema, la asignación del agua y la propagación de información errónea en el dominio público.

En estos entornos áridos, la descarga de agua superficial está dominada por eventos de precipitación poco frecuentes, la escorrentía estacional del deshielo o la descarga de primavera y el flujo de base de los arroyos alimentados por aguas subterráneas (Masbruch et al., 2016). Estas tres fuentes de agua pueden tener tiempos de residencia muy diferentes y responder de forma distinta a los cambios en las condiciones hidrológicas. Además, la aridez a largo plazo desarrolla capas freáticas profundas y largos recorridos de flujo, creando zonas de captación efectivas que suelen ser mucho más grandes que las cuencas topográficas (Gleeson et al., 2011; Liu et al., 2020). El agua subterránea cerca de los fondos de cuenca, por lo tanto, tiende a estar dominada por largos tiempos de tránsito (Schaller y Fan, 2009). Las masas de agua superficiales y subterráneas resultantes en estos sistemas pueden mostrar una variabilidad sustancial en el agua de origen y en las respuestas a las perturbaciones en escalas espaciales relativamente pequeñas. Por lo tanto, comprender cómo responden los diferentes compartimentos de agua a la variabilidad hidrológica interanual es fundamental para la comprensión y la gestión de los recursos.

El trabajo que aquí se presenta integra datos climáticos obtenidos por teledetección y en tierra, evaluaciones hidrológicas físicas y análisis del tiempo de residencia basados en el tritio para determinar los cambios en el almacenamiento y los flujos de agua en la cuenca del SdA. Documentamos que la región ha experimentado importantes cambios paleohidrológicos en el pasado que han dejado tras de sí aguas relictas (premodernas o fósiles), que sustentan de forma natural los complejos de humedales modernos pero que están siendo explotados para usos industriales. En las dos últimas décadas, una sequía prolongada en toda la región ha afectado aún más a la disponibilidad de agua, al tiempo que ha aumentado su uso y la extracción de recursos. En los últimos años, el cambio a condiciones más húmedas y variables ha incrementado, de hecho, el almacenamiento total de agua en la cuenca y ha ampliado muchas características naturales de las aguas superficiales. Las evaluaciones claras y la atribución de los impactos son un reto debido a la naturaleza confusa de la variabilidad climática y el uso humano del agua, pero son esenciales para evaluar la sostenibilidad de la devolución de los recursos del litio.

2. Antecedentes

2.1. Clima

La cuenca del SdA se encuentra dentro de la Depresión Preandina, en el margen del núcleo del hiperárido desierto de Atacama, al oeste, y de la Cordillera Occidental y la Meseta Altiplano-Puna, al este. La región que rodea la cuenca se conoce como el Triángulo del Litio, ya que contiene la mayor parte de los recursos de litio del mundo (Figura 1a). La precipitación anual del oeste de los Andes, incluyendo el piso del SdA, tiene un promedio de sólo 2-15 mm/año, mientras que muchas áreas por encima de los 4.500 msnm pueden tener un promedio de 250-300 mm/año (DGA, 2013; Houston, 2006). De esta precipitación de alta elevación, caen aproximadamente 50-80 mm de agua de nieve equivalente cada año; sin embargo, gran parte de este líquido se sublima o se evapora antes de infiltrarse debido a la alta insolación y la baja humedad relativa (Kinnard et al., 2020; Vuille & Ammann, 1997). Pruebas recientes indican que esta nieve caída de estación seca ha disminuido en ~10% por década desde la década de 1980 (Cordero et al., 2019). La mayor parte de la precipitación anual en la cuenca (>80%) se produce en verano, de diciembre a marzo, y es intrínsecamente episódica, produciéndose en eventos de aproximadamente una semana en los que pueden producirse grandes cantidades de lluvia en períodos cortos (Garreaud et al., 2003; Valdivielso et al., 2020). La naturaleza condensada y convectiva de las precipitaciones significa que los totales anuales pueden variar significativamente de un año a otro, especialmente en las cotas más bajas (Garreaud et al., 2003). Es probable que la recarga difusa generalizada solo se produzca en cotas superiores a ~3.900 msnm, donde las precipitaciones superan los umbrales conocidos necesarios para la recarga (por ejemplo, Boutt et al., 2016; Houston, 2007, 2009; Scanlon et al., 2006). Sin embargo, los eventos infrecuentes de precipitaciones de alta intensidad probablemente producen flujos superficiales focalizados y recarga de aguas subterráneas en partes de la cuenca (Boutt et al., 2016; Houston, 2006). Actualmente no existe hielo permanente dentro de la zona de recarga del SdA, salvo algunos glaciares de roca localizados que pueden estar presentes por encima de los 4.500 msnm (Jones et al., 2019; Schaffer et al., 2019).

Los registros paleoclimáticos de la región indican que los climas entre hiperáridos y áridos dominaron durante al menos los últimos 53 ka (Bobst et al., 2001; Godfrey et al., 2003), con al menos cuatro períodos más húmedos en relación con los modernos desde 106 ka (Gayo et al., 2012). El más reciente de estos grandes períodos pluviales, que coincidió con el Evento Heinrich 1 entre 16,5 ka y 14,5 ka, aumentó las precipitaciones entre 2 y 3 veces las cantidades modernas y puede haber sido el período más húmedo en toda la región de los últimos 130 ka (Martin et al., 2018; Placzek et al., 2013). Los registros de múltiples lagos del Altiplano indican que los niveles de los lagos aumentaron en decenas de metros durante este período (Blard et al., 2011), y la Laguna Lejía, aproximadamente 40 km al este del salar, a 4.325 msnm, era ~25 m más alta que la actual, lo que requeriría el doble de la tasa de precipitación moderna, hasta 500 mm/año (Grosjean et al., 1995; Grosjean y Núñez, 1994). Otra fase húmeda de menor amplitud pero sustancial se produjo alrededor de 4-5 ka (de Porrás et al., 2017; Rech et al., 2003). Aproximadamente a los 3 ka el clima cambió al régimen actual más seco, según las evidencias de los sitios paleohúmedos y las observaciones de los núcleos de sedimentos del salar (Placzek et al., 2013; Quade et al., 2008; Rech et al., 2002). Estos períodos húmedos alteraron drásticamente las condiciones hidrológicas y ecológicas de la cuenca (Pfeiffer et al., 2018), y es probable que los efectos sigan siendo evidentes en el sistema hidrológico moderno en forma de cambios transitorios en el almacenamiento de agua subterránea dentro de los profundos y extensos acuíferos regionales que responden en escalas temporales de 100 a 10.000 años (Moran et al., 2019).

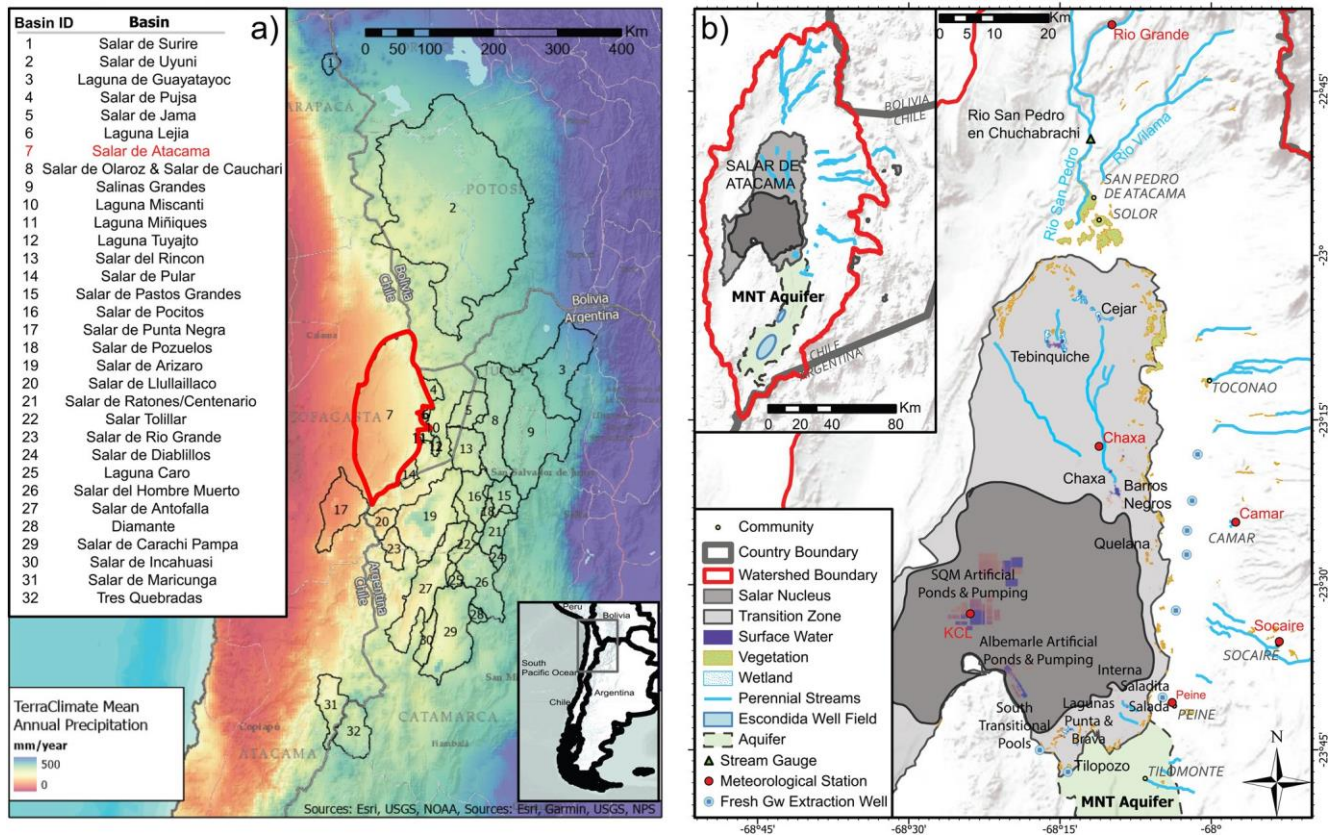


Figura 1. Principales cuencas de litio de la Meseta Seca Andina de Sudamérica. (a) La precipitación media anual de la región y la cuenca topográfica del Salar de Atacama (SdA) están delineadas en rojo. (b) Mapa de la cuenca del SdA y sus características hidrologicas. Se señalan el núcleo del salar, la zona de transición, las aguas superficiales, los humedales con vegetación y los arroyos perennes. Las estaciones meteorológicas y el aforo de arroyos están etiquetados junto con la ubicación de los pozos de extracción de agua dulce subterránea. El acuífero Monturaqui-Negrillar-Tilopocho (MNT) está resaltado en verde, y los arroyos (ríos) están en azul.

2.2. Hidrología de la cuenca

La cuenca del SdA es una gran y profunda depresión topográfica de unos 17.000 km² que abarca un perfil vertical de >3.500 m, su fondo de cuenca (2.900 km²) está cubierto principalmente por sedimentos evaporíticos con algo de material clástico y alberga un vasto núcleo de halita que cubre unos 1.700 km². El balance hídrico y la hidrología física de la región del SdA han sido objeto de varios estudios recientes (Boutt et al., 2021; Corenthal et al., 2016; Houston, 2007; Munk et al., 2018). Aquí se presenta un resumen de los atributos hidrologicos clave en SdA (Figura 1b). Debido a la extrema aridez, solo hay un río (Río San Pedro) que alimenta directamente el suelo de la cuenca, mientras que varios arroyos más pequeños se infiltran completamente antes de llegar al suelo de la cuenca. Alrededor de dos tercios de la afluencia a la cuenca provienen de arroyos alimentados por manantiales de baja a media altitud (~2.450-2.600 msnm) y de la afluencia difusa de agua subterránea a través de láminas de ignimbrita tabular y abanicos aluviales. Estos flujos de entrada que descargan por encima del fondo de la cuenca se reinfiltran en los depósitos permeables de los abanicos aluviales antes de que al menos una parte emerja de nuevo como manantiales cerca del fondo del salar. El agua sale de la cuenca a través de la evaporación directa (y la transpiración limitada) en las zonas marginales, aquí llamadas zonas de transición. La intensa evaporación que supera con creces las precipitaciones en el fondo de la cuenca ha creado un depósito masivo de evaporita (Corenthal et al., 2016) y una masa de salmuera. La salmuera de alta densidad interactúa con el agua dulce entrante para crear condiciones de flujo de agua subterránea impulsadas por la densidad y el afloramiento de agua dulce subterránea, lo que a su vez da lugar a la descarga de agua dulce de los manantiales de baja elevación (McKnight et al., 2021). El acuífero de salmuera rico en halita, dentro del núcleo, se está explotando actualmente por su recurso de litio (Munk et al., 2016). Las pruebas geoquímicas y la conceptualización física hidrogeológica (Munk et al., 2021) no apoyan una fuente de entrada de agua subterránea moderna al acuífero de salmuera, mientras que Boutt et al. (2016) documentan la recarga del cuerpo de salmuera a través de la precipitación directa y la infiltración de aguas superficiales que se acumulan a lo largo del margen del núcleo de halita.

En una contribución reciente, Boutt et al. (2021) presentaron una revisión exhaustiva del balance hídrico y analizaron diferentes conceptualizaciones de la hidrología de las cuencas. Muestran que la cantidad de afluencia de agua observada en el fondo de la cuenca es un gran porcentaje (~25%) de las entradas totales de precipitación modernas estimadas. Los rendimientos de las cuencas que se acercan incluso al 4%-8% de la precipitación total no son realistas en entornos áridos con capas freáticas profundas, zonas vadosas gruesas y elevadas tasas de evaporación (Scanlon et al., 2002). Siguiendo a Coenthall et al. (2016) que mostraron que el balance hidrológico anual moderno dentro de la cuenca topográfica no se cierra e implicaron el flujo de agua subterránea entre cuencas y las entradas de agua relicta o "fósil" para cerrar el presupuesto, Moran et al. (2019) proporcionaron evidencia geoquímica e hidrofísica para apoyar esta conclusión. Independientemente del mecanismo invocado para equilibrar el balance, estos resultados tienen un impacto significativo en la forma en que debe tratarse y gestionarse el presupuesto hídrico de la cuenca.

2.3. Uso del agua

El uso del agua en el SdA tiene una larga historia que se origina en las comunidades indígenas, como los atacameños, que han utilizado las aguas superficiales para la agricultura y los usos domésticos durante milenios (Babidge et al., 2019). Sólo en las últimas tres décadas el agua ha sido gestionada por la agencia nacional de gobierno conocida como Dirección General de Aguas (DGA) a medida que aumentaba la extracción de agua subterránea con fines mineros (Anderson et al., 2002). Durante ese periodo, los derechos de agua asignados por la DGA dieron lugar al desarrollo de pozos de extracción de aguas subterráneas. Antes de esto, el agua se consumía principalmente de arroyos y manantiales perennes en la superficie y casi todo el uso no industrial del agua sigue procediendo de estas fuentes de agua superficiales. El consumo de agua sirve actualmente para diversos fines en la cuenca, como la minería, la agricultura y el uso doméstico (Babidge et al., 2019; DGA, 2013). La comprensión del consumo real se limita a las tasas de bombeo informadas de los usuarios industriales y a las estimaciones poco precisas del uso no industrial (AMPHOS21, 2018). Por lo tanto, como mostramos además en este estudio, la comprensión del uso del agua se limita a lo que se informa y se permite, y puede no abarcar completamente el uso total del agua que ocurre en la cuenca.

Sin embargo, con las estimaciones de uso de agua actualmente disponibles, no existe un análisis significativo sobre si este uso de agua puede considerarse sostenible dentro del marco actual del presupuesto de agua.

3. Métodos y enfoque

3.1. Sensores remotos

Este estudio utiliza múltiples conjuntos de datos de teledetección para evaluar los regímenes hidrológicos y climatológicos recientes en SdA. Entre ellos se encuentran las imágenes del satélite Landsat (con una resolución espacial de 30 m e imágenes cada ~16 días), la interpolación de las precipitaciones con ayuda del clima de TerraClimate y el Experimento de Recuperación de la Gravedad y el Clima (GRACE). Para extraer series temporales estacionales a largo plazo de la extensión del agua superficial (SWE) utilizamos las imágenes mensuales globales de extensión del agua del Centro de Investigación Conjunta (JRC) (Pekel et al., 2016). Utilizando el motor de Google Earth (GEE), extrajimos una serie completa de imágenes de Landsat 5 y 7 Surface Reflectance Tier 1 (sensor ETM corregido atmosféricamente) de 1984 a 2020 y determinamos el número de píxeles cubiertos por vegetación a partir de los cuales se calculó un área geográfica total utilizando un conjunto de funciones estándar proporcionadas por la API de GEE. Esto proporciona una serie temporal del área total cubierta por vegetación viva o "verde" dentro de la región de interés. En el Texto S1 de la Información de apoyo S1 se describen más detalladamente estos métodos y se analiza la fiabilidad del conjunto de datos de TerraClimate en relación con otras fuentes de datos.

Para ampliar nuestra evaluación hidroclimática utilizamos los datos de GRACE, que proporciona la Anomalía de Almacenamiento de Agua Terrestre (TWSA) con una resolución mensual basada en pequeños cambios en el campo de gravedad de la Tierra. La resolución espacial del conjunto de datos es gruesa (3,0° reducido a 0,5°) pero es una herramienta excelente para evaluar los cambios en el almacenamiento total de agua a escala de cuenca (Reager y Famiglietti, 2013). Las series temporales de TWSA (en relación con una línea de base de 2004-2009), presentadas como un espesor equivalente de agua líquida, se produjeron para la cuenca del SdA a partir de grillas de masa mensuales producidas por dos centros: CSR (Universidad de Texas/Centro de Investigación Espacial) y JPL (Laboratorio de Propulsión a Chorro de la NASA) disponibles públicamente desde GRACE Tellus (<https://grace.jpl.nasa.gov/data/get-data/>; Landerer, 2021).

3.2. Datos sobre aguas subterráneas, aguas superficiales y precipitaciones

Este estudio utiliza mediciones de caudales, precipitaciones y niveles de aguas subterráneas en toda la cuenca del SdA para evaluar los cambios en las condiciones hidrológicas. Obtuvimos registros de caudales de la estación de medición del Río San Pedro en Cuchabrachi y registros de precipitación para las estaciones meteorológicas Camar, Peine, Río Grande y Socaire de la DGA (<https://snia.mop.gob.cl/BNAConsultas/reportes>) (Figura 1b). Los registros adicionales de precipitación para las estaciones meteorológicas de Chaxa y KCL vinieron de la base de datos de monitoreo ambiental de Sociedad Química y Minera S.A. (SQM) (<https://www.sqmsenlinea.com/meteorology>).

3.3. Tiempos de residencia del agua

Para evaluar los tiempos de residencia del agua espacialmente explícitos dentro del sistema hidrológico utilizamos trazadores isotópicos estables ($\delta^{18}\text{O}$ & $\delta^2\text{H}$) y radiogénicos (^3H), junto con cloruro disuelto (Cl^-) en 106 muestras de agua a lo largo de la cuenca del SdA. Estas incluyen aguas superficiales y subterráneas recogidas durante numerosas campañas de campo entre octubre de 2011 y marzo de 2021. Las muestras se recogieron con un procedimiento consistente y estandarizado y se realizaron mediciones in situ de la temperatura, la conductancia específica y el pH en cada lugar de muestreo durante la recogida. Estos datos se presentan en su totalidad en el material suplementario (Tabla S1) y también se proporciona un procedimiento analítico detallado (Texto S1 en la Información de apoyo S1).

3.3.1. Clasificación física del tipo de agua

Las aguas muestreadas se agruparon en siete grupos de agua para facilitar la interpretación y comunicación de nuestros resultados. Estas distinciones se basan en un amplio conocimiento de la hidrogeología regional recopilado durante más de 10 campañas de terreno, en trabajos publicados anteriormente y en el análisis de resultados de muestras geoquímicas (Munk et al., 2021). Las Salmueras del Núcleo son aguas subterráneas del núcleo del acuífero de salmuera dominado por la halita, muestreadas a profundidades someras <13 m bajo el nivel del suelo (mbgl), y las Salmueras Marginales son aguas subterráneas de los márgenes del acuífero de salmuera, muestreadas en el nivel freático (<2 mbgl). Las piscinas de transición son piscinas poco profundas y altamente salinas que se forman en el margen de la corteza de halita y que crecen y se reducen rápidamente, principalmente en respuesta a las precipitaciones. Suelen ser adyacentes (~1-2 km de distancia) pero distintas de las lagunas, que incluyen las lagunas ecológicamente importantes Brava, Chaxa y Tebinquiche. Muchas de estas masas de agua también crecen y se reducen estacionalmente y después de eventos de precipitación, pero son perennes. También son muy poco profundas (<1 m) pero mucho menos salinas que las Piscinas de Transición. Las aguas de entrada a la cuenca se dividen en tres grupos: los arroyos son aguas superficiales frescas que fluyen perennemente, las aguas subterráneas de entrada (Inflow Gw) son aguas frescas a salobres muestreadas de pozos situados en la zona de transición del salar y las aguas subterráneas de la zona de transición son aguas salobres a salinas muestreadas en el nivel freático dentro de la zona de transición del salar.

3.3.2. Enfoque de seguimiento de la edad del tritio

El sistema hidrológico del SdA es complejo y heterogéneo a todas las escalas y existen grandes vacíos en la cobertura de datos hidrogeológicos e hidroclimatológicos, especialmente por encima en la parte alta de la cuenca y en la meseta adyacente. Las napas freáticas muy profundas y el terreno accidentado hacen que la observación directa del sistema de aguas subterráneas sea difícil en gran parte del paisaje, y el seguimiento terrestre de alta calidad a largo plazo de la hidrología es escaso. Por lo tanto, los modelos altamente parametrizados y los trazadores que requieren suposiciones adicionales no son las herramientas más eficaces en este entorno. El rastreo de la propia molécula de agua integra con mayor precisión la variabilidad a pequeña escala con los procesos a gran escala (Birkel y Soulsby, 2015; Buttle, 1994). Las relaciones de isótopos estables ($\delta^{18}\text{O}$, $\delta^2\text{H}$) y los radioisótopos (^3H) del agua ofrecen muchas ventajas únicas en estos sistemas (Cook & Bohlke, 2000; Kendall & Caldwell, 1998). Las firmas de $\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^2\text{H}$ en el agua subterránea permanecen inalteradas desde el punto de recarga hasta su reemergencia del suelo (Beria et al., 2018; Clark & Fritz, 1997; Kendall & McDonnell, 1998). Las firmas radioisotópicas (^3H) también son conservadoras en este sentido, pero también siguen un decaimiento predecible (vida media de 12,32 años) durante el tránsito. Para utilizar eficazmente este trazador, debemos restringir el contenido de ^3H de la precipitación moderna como la firma de recarga moderna para los flujos de entrada.

Este valor, también presentado por Boutt et al. (2016) y Moran et al. (2019), se determina como $3,23 \pm 0,6$ TU (1σ) a partir de cinco muestras de lluvia cuidadosamente seleccionadas y ponderadas por cantidad, recogidas entre 2013 y 2014. Este valor está dentro del rango reportado por otros en la región (Cortecci et al., 2005; Grosjean et al., 1995; Herrera et al., 2016; Houston, 2002, 2007).

Las pruebas de bombas nucleares atmosféricas generalizadas a finales de la década de 1950 y principios de la década de 1960 crearon un pico grande e inconfundible en las concentraciones atmosféricas globales de ^3H que aumentó las concentraciones en el agua meteórica a nivel mundial en más de un orden de magnitud (Cartwright et al., 2017). Esta firma inconfundible permite una diferenciación fiable entre el agua recargada después de 1955 y la emplazada antes. Suponemos que el valor moderno en agua meteórica descrito anteriormente es representativo de la precipitación media desde aproximadamente el año 2000 hasta el presente, ya que la firma del pico de la bomba ya no es resoluble después de esa fecha en el hemisferio sur (Rooyen et al., 2021). Esta firma de fondo también debería ser representativa de la precipitación antes de mediados de la década de 1950, ya que el pico de la bomba aún no se había producido (Houston, 2007; Jasechko, 2016). Dado que la actividad de ^3H en cualquier muestra dada es una muestra a granel que representa mezclas de fuentes desconocidas y cantidades respectivas, debemos tener cuidado de no sobreinterpretar los valores específicos de actividad de ^3H en muestras individuales. Para asegurar una interpretación fiable y conservadora, determinamos un ratio de "porcentaje de agua moderna" en cada muestra como la relación entre la actividad de entrada meteórica de fondo y la actividad medida en la muestra. En este entorno extremo y árido, básicamente toda el agua contiene de forma fiable o bien cantidades muy pequeñas de ^3H medibles ($<0,15$ TU) o bien una cantidad sustancial ($>1,0$ TU). El agua recargada en 1955 antes del pico de la bomba con un contenido de ^3H de $3,23 \pm 0,6$ TU tendría entre 0,08 y 0,11 TU en julio de 2018, o entre el 2% y el 3% del valor de entrada meteórica (Stewart et al., 2017). Debido a la pequeña pero no despreciable incertidumbre analítica ($\sim 0,02$ - $0,07$ TU en actividades bajas) y a los posibles niveles muy bajos de creación in situ de ^3H , las muestras con estas actividades tan pequeñas se consideran aquí efectivamente aguas muertas ^3H o indistinguibles de cero. Se supone que las aguas que registran actividades tan bajas contienen volúmenes insignificantes de agua recargada después del pico de la bomba (1955), ya que incluso pequeñas cantidades de agua con actividades más altas sesgarían fácilmente las actividades totales en estas muestras aguas muertas ^3H hasta un efecto observable. Dado que la mayoría de las aguas medidas en este entorno no contienen efectivamente ^3H , nuestro objetivo no es estimar directamente las distribuciones de tiempo de residencia medio discreto, sino describir las proporciones relativas de ^3H muertas a la recarga reciente (<65 años) en estas aguas (Cartwright et al., 2017). Este valor de la edad relativa del agua permite interpretar de forma fiable las conexiones con los aportes meteóricos modernos, así como la ausencia de los mismos.

3.4. Cuantificación del uso del agua

Recopilamos todos los datos disponibles sobre el uso del agua en la cuenca del SdA para elaborar una evaluación exhaustiva del uso antropogénico del agua en toda la cuenca. La DGA mantiene y publica una base de datos nacional de todos los derechos de uso del agua en Chile. Varios informes públicos que analizan las estimaciones de recursos y reservas de litio han utilizado esta base de datos para analizar los posibles impactos del uso del agua (AMPHOS21, 2018). Utilizamos esta base de datos de la DGA junto con las comunicaciones con las comunidades locales para presentar y evaluar la asignación total de agua dulce en SdA. Para calcular el uso real estimado de agua dulce en la cuenca, utilizamos las tasas de bombeo de aguas subterráneas de las empresas mineras, disponibles en informes públicos. En el Texto S1 de la Información de apoyo S1 se describe detalladamente cómo se recogieron estos datos.

4. Resultados

4.1. Cambios en el clima, la hidrología y el almacenamiento de agua

4.1.1. Precipitación

Caracterizamos el régimen climático de SdA desde 1984 utilizando el conjunto de datos de TerraClimate y los datos meteorológicos basados en estaciones de los seis registros más largos y completos, identificando varios periodos distintos que incluyen dos sequías y tres intervalos húmedos (Figura 2). Para enmarcar adecuadamente estos resultados, es importante señalar las diferencias entre los registros instrumentales y los de teledetección.

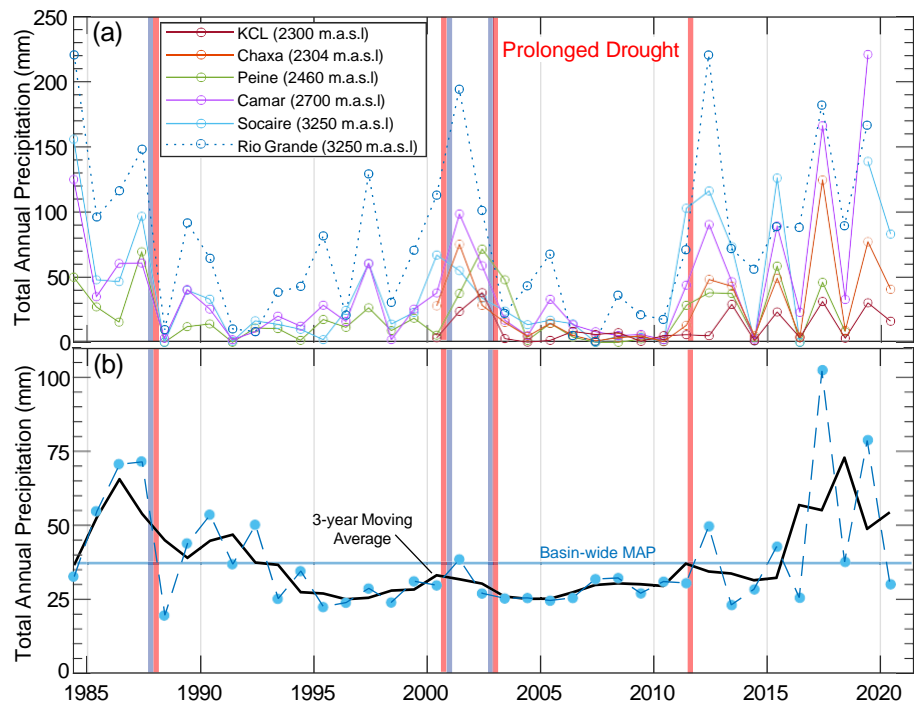


Figura 2. Precipitación anual de 1984 a 2020. Las barras verticales rojo/azul representan los principales intervalos climáticos identificados. (a) Registros de estaciones meteorológicas dentro de la cuenca; el registro de la estación de Río Grande es una línea punteada debido a su ubicación en el extremo norte de la cuenca. (b) La precipitación anual integrada en toda la cuenca a partir del conjunto de datos de TerraClimate con la media móvil de 3 años. La línea horizontal azul indica la precipitación media anual (MAP) del registro de TerraClimate (1958-presente).

En primer lugar, TerraClimate representa un valor medio de acumulación anual integrado en toda la cuenca topográfica del SdA, incluyendo el fondo de la cuenca (~20% del área de la cuenca) que tiene un promedio de <math><15\text{ mm/año}</math>. Estos datos proporcionan una evaluación fiable del clima a escala de la cuenca y de las tendencias plurianuales, pero suavizan las grandes variaciones interanuales y espaciales de las precipitaciones. Por ejemplo, la precipitación media anual de SdA en el registro de TerraClimate (1958-2020) es de

Las variaciones localizadas e interanuales son captadas por los datos de las estaciones; sin embargo, se pueden registrar grandes eventos en ciertas estaciones y apenas registrarlos en otras o producirse con varias semanas de diferencia. Por ejemplo, febrero-marzo de 2001 fue uno de los periodos más lluviosos registrados en el norte y noreste de la cuenca, donde Río Grande (

Se identifican cinco intervalos climáticos distintos desde 1984; el más destacado de estos periodos es la sequía prolongada que comenzó en 2003 tras un periodo de sequía menos pronunciada y dos años muy húmedos. Identificamos esta sequía por los años consecutivos de déficits de precipitación anual de entre el 12% y el 33% en la precipitación de toda la cuenca durante casi una década, junto con fuertes descensos en la precipitación en todas las estaciones después de 2002. En el centro de Chile, una sequía extrema en toda la región durante la última década ha sido etiquetada como megasequía (Garreaud et al., 2020), y los investigadores del noroeste de Argentina también han documentado importantes déficits durante este período (Ferrero y Villalba, 2019). Aunque una conexión directa entre estas sequías no es definitiva y hay algunas distinciones en la magnitud y el tiempo de estos eventos, su naturaleza pronunciada y prolongada, y la evidencia de sequías de tiempo similar en múltiples lugares sugieren que esto puede ser un fenómeno de toda la región. Tras esta sequía, el régimen climático del SdA se ha vuelto más húmedo, pero también significativamente más variable, con varios años de precipitaciones anómalamente altas seguidos de años de totales anómalamente bajos. Este período reciente está puntuado por tres de los mayores eventos de precipitación generalizada en el registro instrumental que ocurrieron en 2015, 2017 y 2019. Desde finales de enero hasta principios de febrero de 2019, todas las estaciones de la cuenca registraron un total superior a su media anual en menos de 3 semanas. Este evento, particularmente en las partes sur y este de la cuenca, fue el evento de precipitación más significativo registrado. Estos grandes eventos se han vuelto notablemente más comunes en la última década y tienen importantes impactos observables en las masas de agua superficiales, la vegetación de los humedales y el almacenamiento general en la cuenca.

4.1.2. Cambios hidrológicos

Los cambios observados en el sistema hidrológico del SdA (es decir, en las aguas superficiales, la vegetación y los caudales) y la TWSA a escala de la cuenca se correlacionan bien con los intervalos climáticos descritos anteriormente; sin embargo, existen importantes diferencias en el momento y la magnitud de la respuesta a las precipitaciones y la sequía. En general, durante los periodos de sequía el promedio de SWE, la extensión de la vegetación y la TWSA se reducen y se mantienen estables año tras año, mientras que durante los intervalos húmedos y los grandes eventos de precipitación se producen los correspondientes aumentos (Figura 3). Los cambios de la SWE en la cuenca siguen un ciclo estacional de mayores extensiones en invierno, cuando la evaporación potencial es baja, y alcanzan los mínimos anuales en verano (Figura 3a). Este comportamiento anual está desfasado con la precipitación, predominantemente entre diciembre y marzo, aunque parece que después de grandes eventos como en 2001, 2017 y 2019, el SWE respondió fuerte y rápidamente y no retrocedió completamente hasta el verano siguiente. Los grandes aumentos en el SWE promedio observados después de 2012, que se aceleraron después de 2015 son principalmente el resultado de estos eventos que agregan grandes pulsos de agua al sistema. Durante el periodo de sequía prolongada, las extensiones medias son consistentemente bajas, de forma similar a la sequía de la década de 1990, sin embargo, los máximos de invierno son consistentemente más bajos que ese periodo. La extensión de la vegetación parece en general menos variable que el SWE, siguiendo un ciclo anual en fase con las precipitaciones de verano, y muestra una respuesta fuerte y rápida a los grandes eventos de lluvia (Figura 3b). El periodo de grandes eventos desde 2015 ha incrementado la extensión total de la vegetación y del SWE en la cuenca hasta los niveles más altos desde al menos la década de 1980.

El caudal del Río San Pedro muestra una clara respuesta a los grandes eventos de precipitación, particularmente en 2001 (un máximo de 13 m³/s en marzo) y 2012 (Figura 3c). Esta fuerte respuesta probablemente refleja la eficiente canalización de la escorrentía en este gran río permanente durante estos eventos. Estas respuestas rápidas se superponen a una señal anual relativamente pequeña, pero consistente, de caudales más altos en el invierno, cuando la evaporación es baja, y una tendencia consistente a la disminución a lo largo del registro. Una prueba estacional de Mann-Kendall de la descarga media mensual en el río registrada desde 1984 hasta 2015 muestra una tendencia decreciente estadísticamente significativa (*valor p* = 7,57E-09) que asciende a una disminución total del caudal mensual de 0,01 m³ /s. Los cambios en la TWSA de GRACE muestran un periodo de almacenamiento relativamente bajo durante la prolongada sequía y una fuerte tendencia al aumento desde entonces (Figura 3d). Dado que esta sequía también coincide con el periodo de referencia sobre el que se determina la anomalía, no podemos cuantificar directamente el efecto que tuvo esta sequía sobre los volúmenes de almacenamiento en relación con el periodo anterior. Sin embargo, podemos observar que había menos agua total almacenada en la cuenca durante la sequía que tras los grandes eventos de 2012 y, especialmente, durante el período más húmedo que siguió. Desde el final de la prolongada sequía, el almacenamiento de agua terrestre en el SdA ha aumentado en un espesor equivalente en toda la cuenca de 3 a 10 cm.

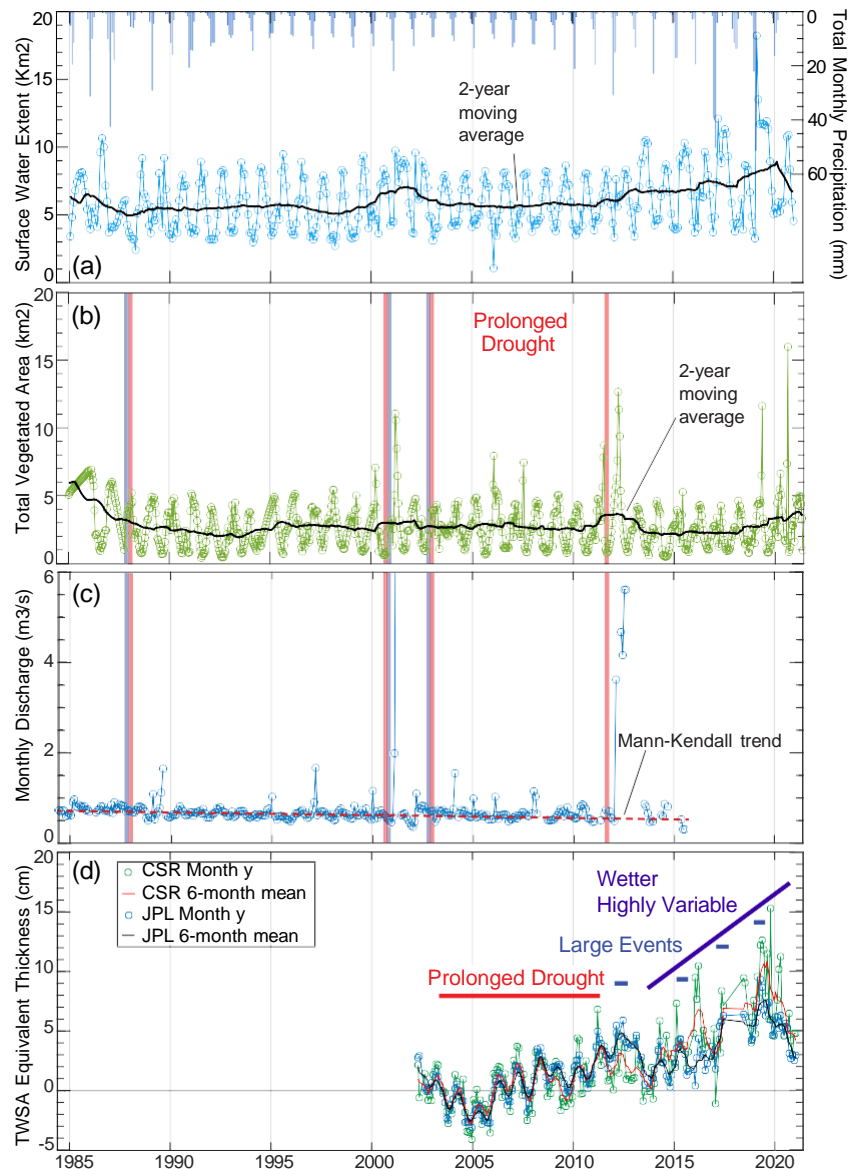


Figura 3. Cambios en las condiciones hidrológicas de la cuenca desde 1985. (a) Extensión mensual total de agua superficial y precipitación mensual total de TerraClimate, (b) extensión mensual total de vegetación viva, (c) descarga mensual media en el aforo del arroyo San Pedro, y (d) espesor equivalente de anomalía de almacenamiento de agua terrestre mensual derivado de GRACE producido por JPL (verde) y CSR (azul). Los intervalos climáticos se indican con barras verticales y se detallan en (d) con el calendario de los grandes eventos de precipitación.

Desde el final de la prolongada sequía, el almacenamiento de agua terrestre en el SdA ha aumentado en un espesor equivalente en toda la cuenca de 3 a 10 cm. La clara señal anual de estos datos, al igual que la extensión de la vegetación, está en fase con la precipitación estival y responde fuerte y rápidamente a los grandes eventos de precipitación, mientras que también muestra rápidos descensos durante los años con poca precipitación. Como demuestran Ahamed et al. (2021), GRACE es bastante eficaz a la hora de captar las respuestas a los grandes eventos de recarga. La respuesta similar en la vegetación y el almacenamiento de agua en la cuenca puede reflejar que estos sistemas están respondiendo principalmente a los cambios en la humedad del suelo de la zona vadosa poco profunda.

4.2. Uso del agua y del litio

Presentamos la primera evaluación a nivel de cuenca del uso de agua dulce asignado y real para el SdA. La figura 4a muestra la distribución espacial de las concesiones de agua en función de los derechos de extracción permitidos. Además, diferenciamos y agregamos estos datos por tipo de uso del agua tanto para el uso

asignado (Figura 4c) como para el uso real estimado (Figura 4d). Una revisión de la base de datos nacional realizada en colaboración con las partes locales arrojó varias observaciones sobre estas asignaciones. La mayor parte de los permisos de uso del agua están asignados al cobre ("otra minería") y a la agricultura, que reclaman el 47% y el 34% del total de los derechos de agua. El tercer y cuarto puesto lo ocupan las empresas mineras de litio y potasio, con un 10%, y "otros" usos, con un 7%. Los usos domésticos representan el 2% del total de asignaciones, y la extracción de agua estrictamente relacionada con la industria del turismo comprende el 0,5% restante.

Además de otras extracciones mineras, la agricultura es el segundo tipo de uso más importante por categoría, por lo que observamos la relativa disrupción espacial de la agricultura frente a la minería en la cuenca. En primer lugar, la mayor parte del consumo agrícola se encuentra en la zona ascendente de la extracción de agua dulce subterránea para la minería del litio y la potasa (Figura 4). En segundo lugar, el consumo agrícola de agua dulce consiste principalmente en el agua superficial de los arroyos situados a lo largo de las laderas norte y este de la cuenca. Por último, es importante señalar que los conocimientos sobre el consumo real se limitan a las tasas de bombeo comunicadas por los usuarios industriales y a las estimaciones poco precisas basadas en las observaciones hidrológicas de los usuarios no industriales. Por lo tanto, existe una gran incertidumbre en la estimación del uso de agua dulce para fines agrícolas. Sin embargo, las estimaciones utilizadas en este estudio son conservadoras si se tiene en cuenta el impacto relativo de la agricultura en el consumo de agua dulce en toda la cuenca.

Nuestros resultados ilustran que las cantidades de extracción de agua disponibles públicamente no equivalen a la extracción real en la cuenca. Mientras que varios informes públicos han cotejado los límites de extracción antropogénica basados en los permisos de uso del agua emitidos por el gobierno, encontramos que el uso real del agua ha sido históricamente monitoreado para los usuarios industriales y prácticamente no monitoreado para los usuarios privados no industriales (AMPHOS21, 2018). La Figura 5 presenta la historia de la extracción de salmuera y de agua dulce dentro de la cuenca. La extracción de agua dulce (Figura 5a) se separa por usuario para mostrar las contribuciones relativas al total de extracciones de litio y potasio y de otros minerales en la Figura 4d. Específicamente para la minería de litio y potasa, la extracción de agua dulce es aproximadamente el 41% del agua asignada (es decir, 235,1 de 572,5 L/s), con Albemarle Corporation consumiendo 6,5 L/s y SQM usando 228,6 L/s en 2014 (barra azul en la Figura 5). Por lo tanto, la extracción de agua dulce para la minería del litio equivale a aproximadamente el 8% de la extracción total de agua dulce de la cuenca. El uso real del agua se divide a su vez por zonas de subcuencas para ilustrar su distribución espacial y sus posibles impactos (Figura 4b). La mayoría de las extracciones reales (1.518,0 L/s) proceden de la zona MNT. Diffuse North East, Diffuse North Tumisa, Diffuse South Tumisa y Peine representan 211,4, 177,5, 106,1 y 0,0 L/s, respectivamente. En la Figura S2 de la Información de apoyo S1 se incluye una comparación entre el uso real de agua dulce en 2014 y en 2020.

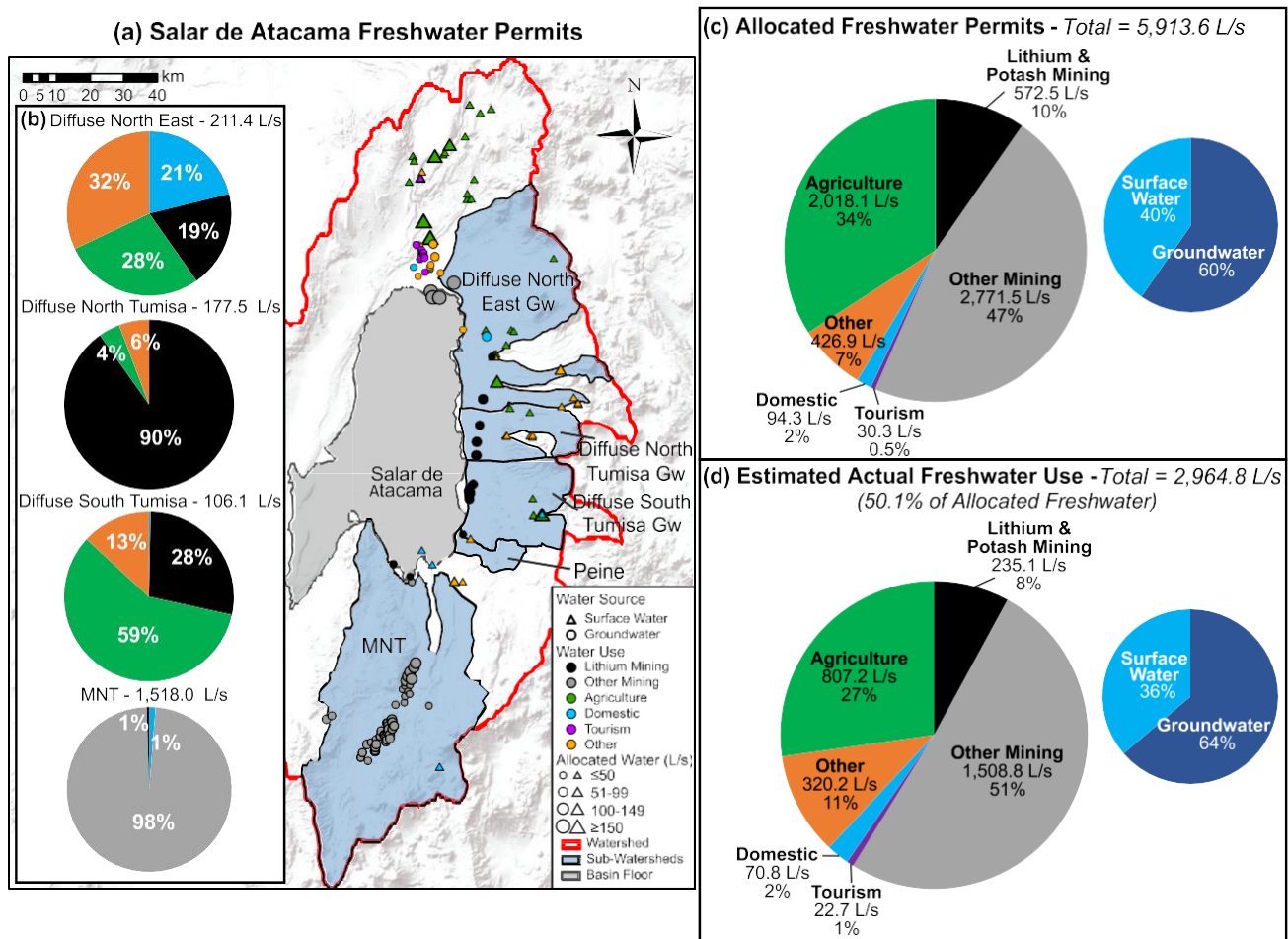


Figura 4. Asignación y uso de agua dulce en la cuenca del Salar de Atacama (SdA). Con (a) permisos de agua dulce asignados divididos por fuente de agua (forma del símbolo), categoría de uso (color del símbolo) y cantidad asignada (tamaño del símbolo). (b) Gráficos circulares del uso real estimado de agua dulce en 2014 dentro de cada zona de subcuenca dividido por categoría de uso: minería del litio (negro), otra minería (gris), agricultura (verde), doméstico (azul), turismo (púrpura) y otros (naranja). En la zona de la subcuenca del Peine no se producen extracciones. Los gráficos circulares de (c) y (d) representan el total de permisos de agua dulce asignados y el uso real estimado de agua dulce en 2014, respectivamente.

4.3. Agua Relicta/Moderna

Los flujos de entrada al sistema hidrológico del SdA pueden dividirse en tres compartimentos o fuentes de agua únicos, definidos por sus trayectorias de flujo y tiempos de tránsito medios. Esta comprensión refinada se basa en trabajos anteriores de Jordan et al. (2002), Houston y Hart (2004), Rissmann et al. (2015), Corenthal et al. (2016), Boutt et al. (2016), Moran et al. (2019) y Munk et al. (2021). Estas fuentes son: (a) la precipitación directa y la escorrentía (la mayor parte de la cual no se convierte en recarga de aguas subterráneas, excepto tal vez dentro del núcleo del salar) con tiempos medios de tránsito y residencia cortos en el sistema (de semanas a meses), la mayor parte de esta agua sale de la cuenca como evaporación del suelo o de aguas abiertas cerca del suelo del salar; (b) la afluencia de aguas subterráneas del sistema regional de aguas subterráneas, amplio y profundo, que constituye el flujo de base de los manantiales y arroyos y la mayor parte de la afluencia total a la cuenca; estas aguas tienen tiempos de residencia medios largos ($\gg 65$ años) y están en gran medida desvinculadas de la influencia del clima moderno; y (c) las aguas subterráneas locales e intermedias con tiempos de tránsito medios del orden de 1 a 10 años, procedentes principalmente de la recarga moderna local dentro de los acuíferos aluviales de alta capacidad de infiltración a lo largo del margen del fondo de la cuenca. Esta tercera fuente de agua también contiene probablemente grandes contribuciones de agua de arroyos y manantiales muertos ^3H y escorrentías de grandes eventos de lluvia que se re-infiltran a lo largo de vías preferenciales aluviales, por lo tanto, su distribución de edad es probablemente muy variable espacialmente. Definimos la distribución de estas tres fuentes generales de agua, sus contribuciones al presupuesto hidrológico y sus contribuciones a masas de agua superficiales y subterráneas específicas usando ^3H como trazador de la edad relativa combinado con otras firmas geoquímicas.

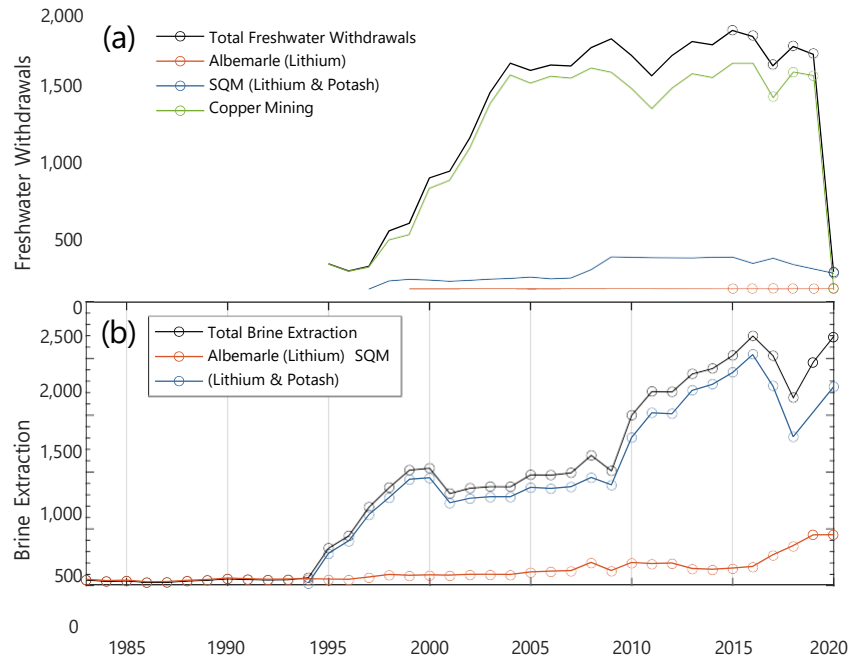


Figura 5. Extracciones anuales de agua dulce (a) y salmuera (b) asociadas a las operaciones mineras en la cuenca del Salar de Atacama (SdA). Las extracciones de agua dulce para la minería del cobre finalizaron en 2020. La barra azul representa el marco temporal (2014) de la evaluación del uso del agua presentada en la Figura 4d.

Definimos la edad relativa de todas las masas de agua superficiales y subterráneas de la cuenca del SdA utilizando un amplio y exhaustivo conjunto de datos recogidos a lo largo de 10 años (Figura 6). Nuestros resultados muestran un bajo contenido de agua moderna entre las aguas de entrada que alimentan el fondo de la cuenca, incluyendo todos los arroyos, manantiales y aguas subterráneas. Los valores oscilan entre el 0% y el 7% entre las 45 muestras. Una muestra adicional es un valor atípico notable, que contiene un 15% de agua moderna, debido a su ubicación en un abanico aluvial cerca del margen del salar a ~10 mbgl puede representar una ruta de flujo de agua subterránea local descrita anteriormente. Al dividir todos los flujos de entrada a la cuenca en subcuencas donde el flujo relativo fue cuantificado por Munk et al. (2018), mostramos que la mayor parte del flujo a la cuenca (57%) contiene muy poco contenido de agua moderna ($\leq 4\%$), otro 12% del flujo contiene un promedio de 6% de agua moderna, pero está sesgado por la única muestra atípica señalada anteriormente. El último 31% de la afluencia a la cuenca procede del río San Pedro, en el norte, con un 5% de contenido de agua moderna. Este río, teniendo en cuenta su gran contribución a la afluencia total, puede actuar transportando cantidades pequeñas pero concentradas de agua moderna al fondo de la cuenca. Sin embargo, nuestros resultados muestran que la mayor parte del volumen de agua de entrada a la cuenca se compone de aguas con un contenido esencialmente moderno. Otro resultado importante, que se aprecia en la figura 6, es la fuerte y consistente diferencia en el contenido de agua moderna entre las aguas de entrada y las aguas superficiales y subterráneas del fondo de la cuenca.

A diferencia de las entradas, todas las masas de agua del fondo de la cuenca (definidas en la Figura 6a) contienen una proporción considerable de agua moderna. Las aguas subterráneas de la zona de transición tienen una media de sólo el 6% de agua moderna, pero oscilan entre el 0% y el 21%, lo que ilustra su posición en la interfaz entre las entradas de la cuenca y las masas de agua del fondo del salar (la distribución estadística completa de estas masas de agua se muestra en la Figura 7a). En las masas de agua de la superficie del salar, las aguas de la laguna oscilan entre el 8% y el 28% y las de la piscina de transición entre el 16% y el 53%, lo que indica una fuerte influencia de los aportes modernos, más fuerte en esta última. Como punto de referencia, las muestras de un par de lagos de gran altitud cercanos a la divisoria de aguas tienen un promedio de alrededor del 30% de agua moderna, lo que ilustra que el alto contenido de agua moderna en las masas de agua superficiales de esta región no es exclusivo del fondo de la cuenca del SdA. En los acuíferos de salmuera, la salmuera marginal contiene entre un 2% y un 36% de agua moderna, y la salmuera del núcleo contiene entre un 2% y un 20%.

La presencia tanto de ^3H -muerto como de aguas de alto contenido moderno sugiere que estos acuíferos de salmuera reciben afluencia de múltiples fuentes compartimentadas. La compartimentación de las masas de agua y sus interacciones en el sistema del SdA se ilustra en la Figura 7.

La relación entre la edad relativa del agua y el exceso de deuterio, así como las concentraciones de Cl^- en las aguas muestreadas, permite diferenciar distintas masas de agua en función de su fuente dominante y del grado de interacción con la atmósfera. Esta interacción en este entorno tan árido imprime una fuerte firma evaporativa en los isótopos estables de H y O en el agua, lo que resulta en un creciente exceso negativo de deuterio. Entre los resultados más importantes se encuentra la fuerte diferenciación de las aguas de entrada con respecto a las salmueras y las aguas superficiales del fondo de la cuenca. Esta firma consistente sugiere que estas aguas de entrada han sido segregadas de la atmósfera durante todo su tránsito, ya que no hay evidencia de evaporación. Estas aguas proceden de la recarga relicta; casi todo su volumen es agua que entró en el suelo hace al menos 65 años. En contraste con estas aguas, las masas de agua superficiales y las salmueras muestran tanto una fuerte señal de evaporación como una mayor proporción de agua moderna. Las Piscinas de Transición tienen el valor medio más alto de porcentaje moderno y la señal de evaporación más fuerte (Figura 7a), lo que probablemente refleja que su fuente principal son los grandes eventos de lluvia modernos que inundan el margen del salar, luego se evaporan rápidamente y se vuelven salinos. Curiosamente, las salmueras marginales tienen una firma bastante similar a la de estas aguas superficiales, lo que sugiere que una parte de estas aguas comparten una fuente similar. Las salmueras contenidas en el acuífero del núcleo son bastante distintas tanto de la afluencia como de las salmueras marginales y de las aguas superficiales, lo que indica que los aportes provienen de varias fuentes que pueden estar algo compartimentadas, algunas de ellas de mezclas que contienen principalmente agua relicta pero evaporada, y otras de una fuente que contiene agua más moderna pero menos evaporada. Los resultados del Gw de las aguas de la laguna y de la zona de transición indican que probablemente proceden de una combinación de agua de entrada relicta y de agua de lluvia moderna. Las aguas de la laguna contienen un alto contenido de agua moderna y fuertes signos de evaporación, pero también son más frescas que las salmueras y las piscinas transicionales. Por otro lado, las aguas subterráneas poco profundas de la zona de transición son bastante variables, algunas parecen muy similares a las aguas de entrada Relictas y frescas, y otras se parecen más a las salmueras del núcleo y a las aguas de la laguna. Esto refleja probablemente el hecho de que se encuentran en la interfaz entre la afluencia regional y el fondo de la cuenca, por lo que se alimentan de aguas de flujo subterráneo pero también de aguas meteóricas modernas que alimentan las aguas superficiales cerca de la base de la cuenca. Estos resultados reiteran una vez más que el balance hídrico de la cuenca está dominado por las aguas de entrada regionales, pero también que se puede obtener una visión crítica si se comprenden las distintas fuentes del sistema.

Las proporciones de agua moderna/premoderna (relicta) que se presentan aquí son valores relativos basados en la actividad de entrada estimada de las precipitaciones y de las muestras de aguas superficiales y subterráneas cuyo valor representa una distribución desconocida de las edades. Por lo tanto, para contextualizar mejor estos valores dentro de un marco físico, utilizamos un sencillo modelo de tránsito de flujo de pistón para predecir el contenido de agua moderna en los lugares de las muestras basándonos en las propiedades físicas lógicas. Esto permite una comparación directa entre nuestras observaciones de la edad del agua en el campo y las predichas dentro de un marco estrictamente físico. Este modelo es altamente conservador, reduciendo intencionadamente los supuestos en la medida de lo posible, y utiliza parámetros de un modelo simple en un entorno árido similar presentado por Houston (2007). Calculamos la distancia y el gradiente desde la división de la cuenca directamente ascendente de 16 aguas de entrada muestreadas dispersas a lo largo del margen de la cuenca y aplicamos un rango de propiedades físicas para estimar las velocidades de infiltración y los tiempos de tránsito entre el área de recarga y el sitio de muestreo. Asumiendo que las aguas de recarga tienen una actividad ^3H igual a la del agua meteórica moderna, descompusimos esa entrada durante el tiempo de tránsito hasta el punto de descarga. Como se ha descrito anteriormente, sabemos que la mayor parte del flujo de entrada a la cuenca es agua subterránea, por lo que asumimos (de forma conservadora) que el agua que emerge en el lugar de la muestra será una mezcla de 2/3 de esta agua de recarga descompuesta y 1/3 de agua meteórica que se ha descompuesto 1 año para representar la recarga reciente que se infiltra y se mezcla con estas aguas.

La actividad en esta mezcla es la actividad predicha por el modelo del agua que emerge de la tierra en el sitio de la muestra. Comparando la composición del agua predicha por este modelo usando un rango de conductividades hidráulicas plausibles y nuestras mediciones en terreno, el modelo con base física consistentemente predice el porcentaje de contenido de agua moderna en las aguas subterráneas superior a un orden de magnitud más alto que el que observamos (Figura 8).

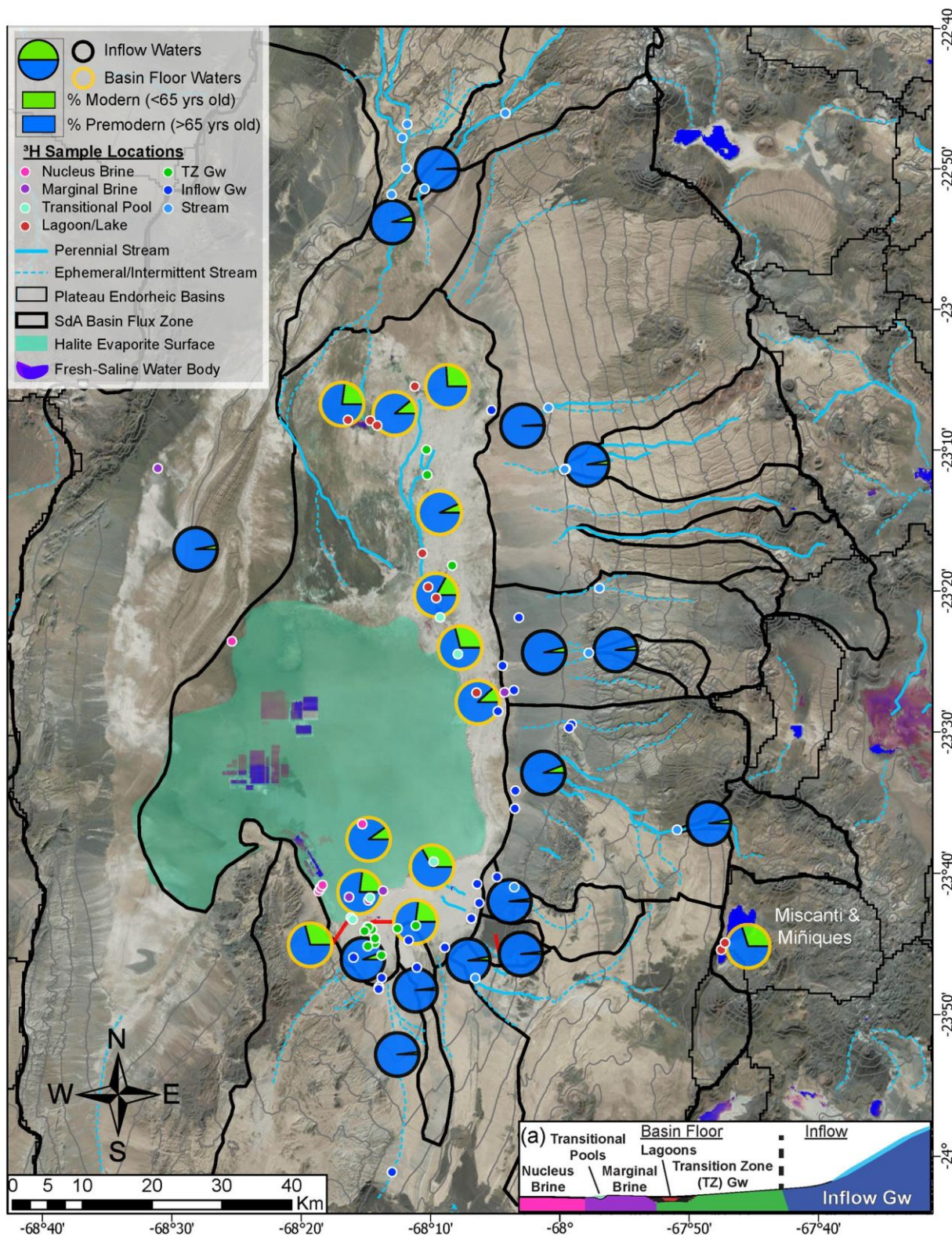


Figura 6. Distribución del contenido de agua moderna/pre moderna (relicta). Los gráficos circulares muestran esta relación agrupada por zona de afluencia (contorno negro) que incluye manantiales, arroyos y aguas subterráneas, y masas de agua del fondo de la cuenca (contorno amarillo). Se incluyen los lagos de gran altitud Miscanti y Miñiques fuera de la cuenca topográfica. Las líneas negras delimitan las zonas de flujo en la cuenca y el contorno aproximado del fondo de la cuenca (según la definición de Munk et al., 2018). Las líneas grises claras son contornos de elevación de 250 m. Los puntos de color muestran todas las muestras recogidas para este trabajo clasificadas por tipo de agua ($n = 106$). (a) Esquema de sección transversal en el que se definen las clasificaciones físicas de las masas de agua.

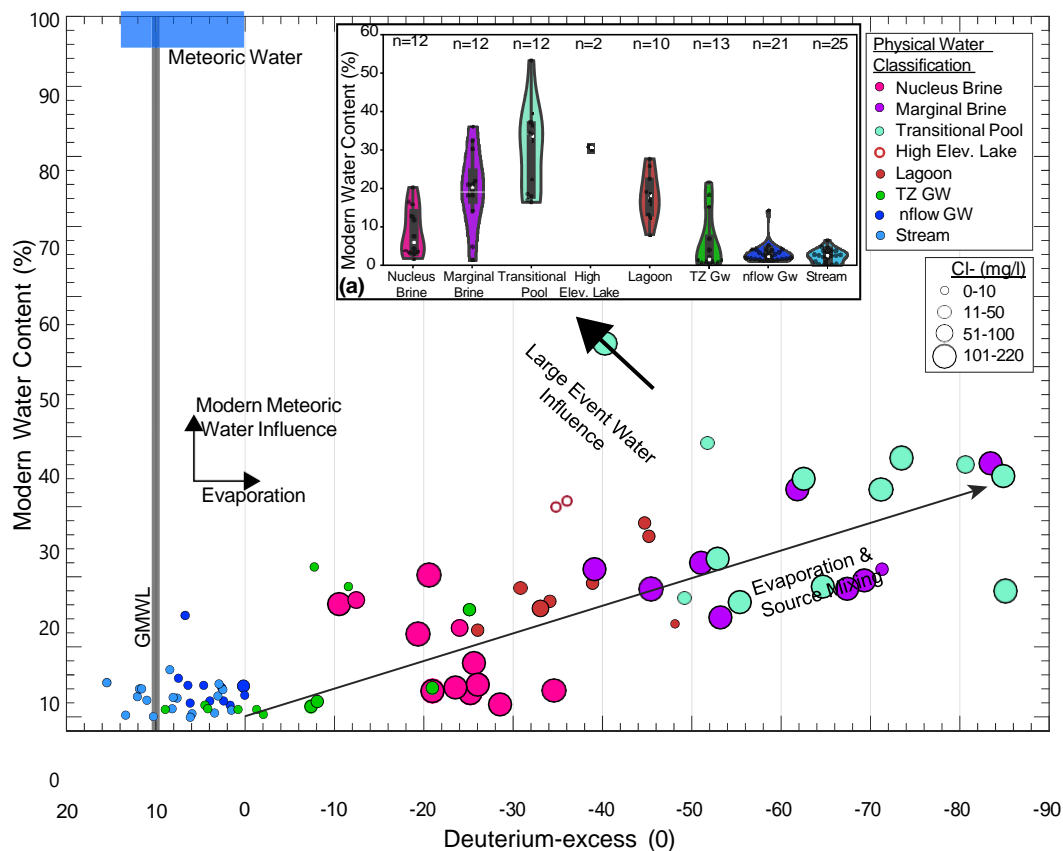


Figura 7. Procesos que controlan las distinciones e interacciones físicas del agua. Los círculos son proporcionales a la concentración de cloruro en cada muestra. La barra vertical gris es la Línea Global de Agua Meteórica (GMWL), y el recuadro azul representa el rango aproximado de las aguas meteóricas de entrada (basado en los datos de Moran et al., 2019). Las flechas representan la influencia de importantes procesos e interacciones hidrológicas. (a) Diagrama de violín de todos los datos agrupados por tipo de agua física. Los recuadros grises muestran el rango intercuartil; los puntos blancos son la mediana y los polígonos coloreados representan la distribución de frecuencia de los datos (puntos negros).

De nuevo, este modelo es muy conservador y no está diseñado para modelar directamente el flujo de agua subterránea regional en la cuenca, pero sirve para ilustrar que la suposición de que los manantiales, las aguas subterráneas y los arroyos, que son esencialmente ^3H -muerto, proceden de la recarga que entra y se descarga en la cuenca en escalas de tiempo modernas no puede conciliarse con las observaciones. La discrepancia entre los valores observados y los modelados también pone de manifiesto que los modelos conceptuales existentes de este sistema, en el equilibrio hidrológico moderno, no están captando la dinámica hidrológica fundamental necesaria para restringir adecuadamente el balance hídrico. En la Tabla S2 se presenta una descripción completa de los datos y cálculos de este modelo.

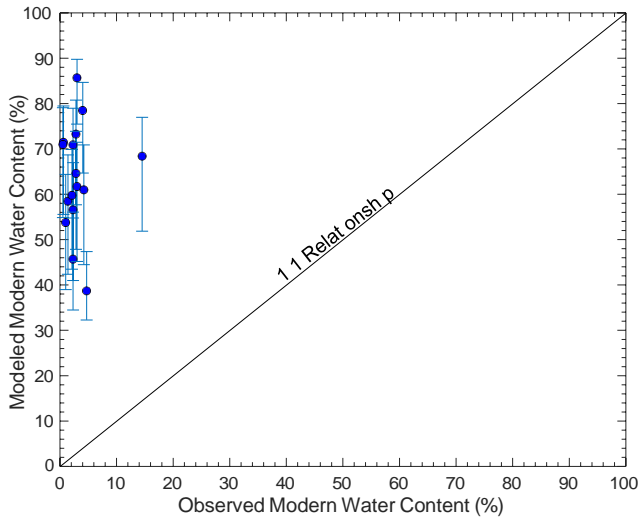


Figura 8. Valores modernos porcentuales modelados versus observados en los principales sitios de muestreo con la línea de relación directa 1:1. Los valores modelados se basan en el modelo de tránsito de flujo de pistón descrito en la sección 4.2. Los puntos azules son los valores modelados ($K = 10$ m/d), el rango alto-bajo representado por $K = 15,5$ m/d y $K = 5$ m/d, respectivamente.

4.4. Presupuesto de agua con agua relicta

Para ilustrar el significado de nuestros hallazgos, comparamos la conceptualización existente del presupuesto hídrico del SdA utilizada por la DGA para gestionar el uso del agua en la cuenca (DGA, 2013) con una conceptualización revisada que incorpora nuestra comprensión de los flujos y fuentes de agua (Boutt et al., 2021). Estas conceptualizaciones se resumen en un diagrama de Sankey (Figura 9) que muestra la comprensión previa al desarrollo del presupuesto hídrico (Figura 9a, 9c) y los impactos que el uso antropogénico del agua tendría en el presupuesto hídrico (Figura 9b, 9d). Los detalles de los datos y los cálculos se proporcionan en el texto S2 de la información de apoyo S1.

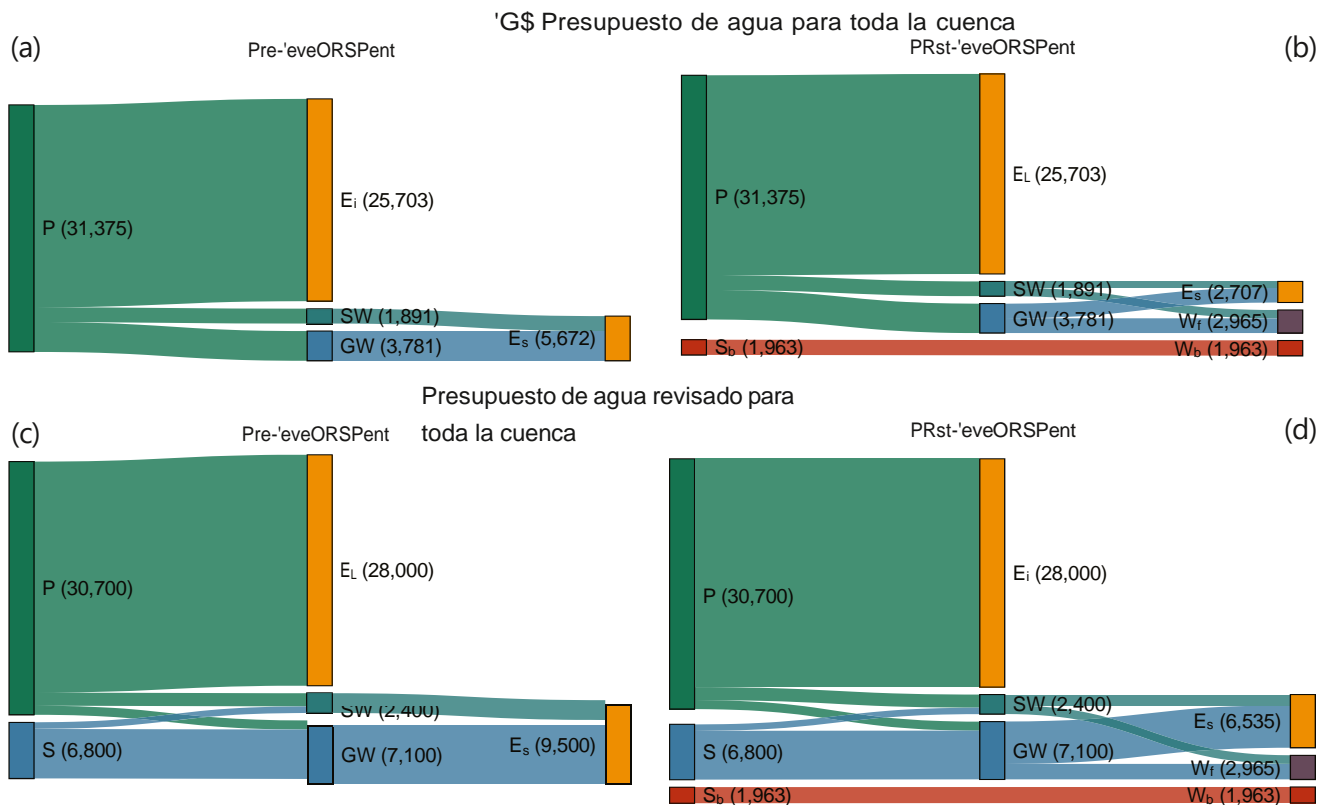


Figura 9. Conceptos actuales (DGA) y revisados del presupuesto hídrico de la cuenca del Salar de Atacama (SdA). Las fuentes de agua están en el lado izquierdo de los diagramas de Sankey y los sumideros en el derecho. Todos los términos representan el flujo de agua o salmuera en unidades de L/s. La precipitación (P) se convierte en pérdidas por infiltración debidas a la evaporación (E_i) o al componente de recarga moderna a las aguas superficiales (SW) y subterráneas (GW). (a) Conceptualización actual de la DGA del balance hídrico sin extracciones antropogénicas, con todo el flujo de SW y GW resultando en la evaporación en el suelo del salar o cerca (E_s). (b) Conceptualización actual de la DGA del presupuesto de agua con extracciones de agua antropogénicas (W_i) y extracciones de salmuera (W_b) del almacenamiento en el cuerpo de salmuera (S_b). (c) Conceptualización revisada del presupuesto de agua con flujo adicional de agua subterránea desde el almacenamiento (S). (d) Conceptualización revisada del presupuesto de agua incluido extracciones antropogénicas.

La conceptualización de la DGA (DGA, 2013) presentada en la Figura 9a supone que el sistema se encuentra en estado estacionario dentro de la cuenca topográfica. Con esta suposición, la recarga moderna, que es la suma del flujo de precipitación (P) a las aguas superficiales (SW) y a las aguas subterráneas (GW), equilibra toda la evapotranspiración del salar (Es) sin flujo de almacenamiento neto (S). Como se ha presentado anteriormente, la suposición de que todo el flujo proviene de la recarga moderna y fluye a lo largo de las trayectorias de flujo dentro de la cuenca (<50 km) hacia el fondo de la cuenca no está respaldada por nuestras observaciones de la edad relativa del agua. Además, sobre la base de esta conceptualización, el rendimiento neto de la cuenca es el 18% de P, un número que es extremadamente grande para las cuencas áridas, incluso cuando se tiene en cuenta la infiltración de eventos de precipitación grandes y poco frecuentes (Boutt et al., 2021; Houston, 2009; Scanlon et al., 2006).

A continuación, aplicamos las estimaciones de extracción antropogénica de agua dulce (Wf) y de salmuera (Wb) para la cuenca a la conceptualización de la DGA del balance hídrico (Figura 9b), suponiendo que todo el flujo de Wb da lugar a un flujo de almacenamiento neto correspondiente de la masa de salmuera (Sb). Encontramos que Wf da lugar a una reducción del 48% en Es para mantener el equilibrio hidrológico dentro del supuesto de estado estacionario. Una parte de Es incluye el requisito de flujo ambiental para los ecosistemas de humedales sensibles a lo largo del margen del salar. Aunque no se evalúan aquí los efectos de una reducción de Es en los caudales ambientales, suponemos que una reducción de Es debería dar lugar a una cierta reducción de los caudales ambientales.

La conceptualización revisada que se presenta en la Figura 9c no asume condiciones de estado estacionario dentro de la cuenca topográfica y, en cambio, se basa en datos de estimación de flujo de 1998 a 2009 (Boutt et al., 2021). La estimación de la recarga moderna de 2.700 L/s (1.600 L/s al SO y 1.100 L/s al GW) resulta en un rendimiento neto de la cuenca del 9%, que es significativamente menor que la conceptualización de la DGA. En esta conceptualización, la mayor parte (86%) del flujo de GW proviene del S, lo que incluye tanto el almacenamiento pluvial de agua subterránea dentro de la cuenca a partir de regímenes climáticos pasados más húmedos, así como largas trayectorias de flujo de agua subterránea desde fuera de la cuenca topográfica (Boutt et al., 2021; Corenthal et al., 2016), ambos apoyados por nuestras observaciones de edad relativa. En la figura 9d se aplican los parámetros Wf y Wb a la conceptualización revisada con los mismos supuestos aplicados a Sb y Es. El resultado es un 31% de reducción en Es para mantener el equilibrio hidrológico.

La conceptualización revisada muestra que, al sobrestimar la recarga moderna y el rendimiento neto de la cuenca, la conceptualización de la DGA subestima las pérdidas de almacenamiento de aguas subterráneas y sobrestima el cambio relativo de Es. Además, las reducciones de las precipitaciones debidas a las sequías recientes se manifestarán de manera diferente según la conceptualización del balance hídrico. La reducción de la recarga moderna debida a la disminución de las precipitaciones durante los últimos períodos de sequía, aunque no se cuantifica directamente aquí, tendría un mayor impacto en el flujo de SW y GW bajo la conceptualización DGA en comparación con la conceptualización revisada.

5. Discusión

5.1. Importancia del tiempo de residencia de las aguas subterráneas y de las variaciones naturales para las interpretaciones hidrológicas del terreno

Aunque el sistema hidrológico del SdA está controlado por las aguas subterráneas regionales que drenan desde el almacenamiento, desconectadas del clima moderno, las variaciones climáticas a corto plazo (sequías y grandes eventos de lluvia) impactan significativamente en las masas de agua superficiales y en la humedad del suelo de la cuenca. Además, el prolongado periodo de sequía redujo el SWE y la extensión de la vegetación, mientras que al mismo tiempo aumentaron drásticamente las extracciones de agua relacionadas con la minería (de litio y cobre). Los intervalos húmedos y los episodios de precipitaciones extremas también tuvieron efectos fuertes y rápidos en los humedales y las masas de agua superficiales de la cuenca. A pesar de las continuas extracciones de salmuera y agua dulce, los múltiples eventos de lluvia extrema desde 2015 han aumentado el SWE y la extensión de la vegetación en general, y el almacenamiento total de agua terrestre también ha aumentado sustancialmente (Figura 3d), probablemente debido a los grandes pulsos de recarga de estos eventos de lluvia extrema que se abren paso a través de las gruesas zonas vadosas por encima de la capa freática regional. Estos resultados ponen de manifiesto el importante papel que tienen las variaciones climáticas en el balance hídrico, independientemente de la influencia antropogénica. Cualquier análisis de los impactos hidrológicos en regiones áridas como ésta debe separar estas variaciones climáticas de los efectos antropogénicos.

A medida que el cambio climático global se hace más evidente, la evaluación de los impactos en el SdA en el contexto de estos cambios será aún más importante. De hecho, un estudio reciente ha revelado que las temperaturas medias anuales ya han aumentado en más de 0,5 °C en amplias zonas de los Andes secos desde la década de 1980 (Frau et al., 2021). Las proyecciones más recientes del cambio climático en esta región durante las próximas décadas muestran que las temperaturas medias seguirán aumentando (entre 2 y 5°C para 2100), aunque es importante señalar que, debido a la fuerte influencia de las temperaturas superficiales del mar del Pacífico en el clima regional, los modos naturales de variabilidad han provocado hiatos en esta tendencia de calentamiento más amplia que también puede darse en el futuro (Vuille et al., 2015). Es probable que la duración de la capa de nieve y hielo estacional disminuya (en ~30 días de aquí a 2100) (Bambach et al., 2021), y aunque todavía no se sabe con certeza si es más probable que las precipitaciones regionales aumenten o disminuyan en general en el futuro (Minvielle & Garreaud, 2011; Neukom et al., 2015; Segura et al., 2020), es probable que cambie el calendario de los eventos de lluvia y que aumente su intensidad (Bambach et al., 2021; Pabón-Caicedo et al., 2020). Trabajos recientes muestran la posibilidad de que aumente el transporte de humedad global y los grandes eventos de precipitación en esta región debido a la dinámica cambiante del Monzón Sudamericano, el fortalecimiento de los vientos de levante y el suministro de humedad disponible desde la cuenca del Amazonas (Jordan et al., 2019; Langenbrunner et al., 2019; Pascale et al., 2019; Segura et al., 2020). El período más reciente de eventos extremos (2015-presente) puede ser un reflejo directo de estos cambios climáticos, y por lo tanto estos eventos pueden ser más frecuentes. Como hemos señalado en este trabajo, estos eventos extremos tienen un gran impacto en los sistemas de aguas superficiales y humedales del SdA.

Aunque puede parecer intuitivo atribuir los periodos de declive de las aguas superficiales, la vegetación de los humedales y los niveles de las aguas subterráneas en el margen del salar a la extracción intensiva a escala industrial de salmuera rica en litio y de agua dulce subterránea en un entorno muy seco, el marco que describimos aquí muestra cómo la variabilidad climática confunde esta atribución. La correlación no equivale a la causalidad y, por las razones expuestas en este trabajo, hay que tener mucho cuidado a la hora de atribuir causas a impactos específicos. Por ejemplo, el Río San Pedro, que está aislado de cualquier impacto potencial del largo legado de extracción de agua para las operaciones mineras, muestra un descenso constante y estadísticamente significativo de la descarga desde la década de 1980 (Figura 3c). La cuenca de este río es grande y probablemente recibe agua de una combinación de las tres fuentes de afluencia descritas en la sección 4.3. Aunque los resultados de ³H muestran que la mayor parte de su caudal procede de aguas subterráneas relictas, la disminución de los aportes a más corto plazo, debida a los déficits de precipitación acumulados por dos sequías de larga duración, puede contribuir a una disminución del caudal global en escalas de tiempo decenales. Además, es difícil cuantificar los impactos de los cambios en el uso del agua en los numerosos sectores agrícolas de la cuenca (Figura 4a), que también pueden contribuir a la disminución de la descarga del mayor río de la cuenca.

El uso de agua dulce para la minería del litio y del potasio ha tenido un pequeño impacto en comparación con la minería del cobre y otros usos del agua. La disminución del almacenamiento de agua subterránea se ha producido en toda la cuenca, pero es más pronunciada en el acuífero MNT, donde se concentran las extracciones de agua subterránea para la minería del cobre, y en la zona de la subcuenca difusa del noreste, donde los principales usuarios del agua son otros usos, la agricultura y el uso doméstico (Figura S3 en la Información de apoyo S1 y Figura 4a). De las zonas de agua dulce subterránea en las que se produce la extracción antropogénica, las dos subcuencas en las que las extracciones de litio y potasio están más concentradas (Tumisa Norte Difuso y Tumisa Sur Difuso) experimentaron los menores descensos de almacenamiento de agua subterránea. Centrar los esfuerzos de conservación del agua en los usuarios del acuífero MNT y en la subcuenca Difusa Norte-Este tendría el mayor impacto en la minimización de los daños derivados de la sobreasignación de derechos de agua en la cuenca.

Como hemos descrito aquí, las aguas superficiales y los humedales con vegetación se sustentan en gran parte en los flujos de base hacia las capas freáticas poco profundas procedentes de la descarga regional de aguas subterráneas, pero también son bastante sensibles a los cambios en las precipitaciones modernas. La disminución de la afluencia regional de aguas subterráneas tiene un impacto importante y duradero en estos sistemas; sin embargo, estos efectos pueden ser compensados, al menos a escala de cuenca, por los aumentos de las precipitaciones relacionados con las variaciones naturales del clima. Las evaluaciones del impacto en los humedales locales deben tener en cuenta ambos procesos.

5.2. Asignación de derechos de agua e implicancias de la extracción de salmuera bajo un entendimiento hidrológico inadecuado

Las asignaciones actuales de agua en el SdA se basan en una representación hidrológica inadecuada del sistema y, como resultado, son sustancialmente mayores de lo que puede reponerse en las escalas de tiempo modernas. La mayor parte del agua que se utiliza actualmente no procede de las precipitaciones modernas, sino de aguas subterráneas relictas almacenadas en acuíferos locales y regionales; esta agua puede ser una fuente "sostenible" de agua, pero deben determinarse umbrales específicos para la extracción de estas aguas Relictas. Lo que constituye una extracción sostenible depende en gran medida de la ubicación de la extracción, ya que las extracciones de acuíferos de agua dulce tienen un potencial de impacto en los humedales mayor y más rápido que las extracciones de acuíferos de salmuera. La asignación responsable del agua debe incorporar este importante hecho. Tal y como se indica en este estudio, las concepciones actuales sobre el origen y el tiempo de residencia de las aguas extraídas son inadecuadas y, por tanto, es probable que nunca se hayan cumplido los criterios de uso verdaderamente sostenible del agua.

Esta mala distribución del agua en la cuenca tiene algunas consecuencias importantes. El supuesto en el que se basan las asignaciones de agua actuales es que el uso del agua es sostenible o renovable si las extracciones totales no superan las entradas de la recarga moderna dentro de la cuenca topográfica y la escorrentía menos las pérdidas por evaporación. La mayor parte de las aguas subterráneas que entran en la cuenca están, de hecho, desvinculadas de la recarga moderna y, por tanto, no se reponen en escalas de tiempo humanas. La asignación de estas aguas subterráneas bajo el supuesto de que se reponen inmediatamente es la principal razón por la que se ha sobreasignado el agua. Los impactos de esta suposición inexacta se localizan probablemente en las zonas cercanas a la extracción real. Por ejemplo, las grandes cantidades de agua asignadas a las compañías mineras de cobre en la parte superior del acuífero MNT serían totalmente sostenibles si la conceptualización del presupuesto del agua de la DGA fuera correcta. Sin embargo, como hemos demostrado aquí, el uso concentrado de esta agua a lo largo de varias décadas ha provocado reducciones en el acuífero significativamente mayores que en otros acuíferos de la cuenca (Figura S3 en la Información de apoyo S1), lo que indica que este uso del agua no es sostenible. Esta reducción del acuífero puede afectar a los humedales alimentados por esta agua. Las métricas sostenibles deben determinarse basándose en la fuente y el tiempo de residencia de las aguas específicas que se extraen, no en las estimaciones de afluencia de toda la cuenca dentro de un presupuesto de agua en estado estacionario.

No todas las extracciones de agua son iguales en la cuenca, como ilustran los compartimentos fuertemente discretizados de la Figura 7. Los impactos de la extracción de salmuera no pueden equipararse a los impactos de la extracción de agua dulce subterránea. Como se muestra aquí y en trabajos anteriores (por ejemplo, Munk et al., 2021), las salmueras que se extraen para el litio se alojan en acuíferos que están desconectados (en escalas de tiempo humanas) de los sistemas de aguas superficiales y humedales en el margen del salar, mientras que las entradas de agua subterránea regional proporcionan flujos de base críticos que mantienen estos sistemas. En 2014, la minería del litio representó solo ~8% del total de la extracción de agua dulce en la cuenca, mientras que la minería del cobre representó ~51%; estos valores son representativos de la tasa de extracción media anual aproximada durante la última década. Aunque las minas de cobre han dejado de extraer agua dulce a partir de 2020 (Figura 5a), debido a los largos tiempos de respuesta de estos sistemas, el impacto de dos décadas de extracción intensiva probablemente continuará durante algún tiempo. Aunque las minas de litio están situadas mucho más cerca de los sistemas de humedales sensibles, los impactos reales de su uso del agua son significativamente menores que los de la minería del cobre, correspondientes a los volúmenes de extracción relativos de las mismas aguas de entrada. Por lo tanto, las asignaciones de agua deben ajustarse dentro de este entendimiento conceptual revisado si se quiere cumplir y mantener unos parámetros verdaderamente sostenibles, al tiempo que se evitan los impactos locales en las aguas superficiales y subterráneas.

5.3. Problemas relacionados con las evaluaciones anteriores del almacenamiento de agua y los cambios en la vegetación de la cuenca

Los impactos ambientales de la minería de salmuera de litio necesitan ser investigados, sin embargo, varias publicaciones científicas que abordan el tema asumen impactos ambientales basados en conceptualizaciones que son tanto disonantes con la comprensión actual de la dinámica hidrológica de la cuenca como inconsistentes con las observaciones basadas en datos. Un ejemplo es Liu et al. (2019), que intentan correlacionar directamente la degradación ambiental con el crecimiento areal de la minería utilizando varios productos de teledetección del CCI y MODIS. Aunque utilizan el producto NDVI de MODIS como métrica clave en este estudio, los autores atribuyen todo el rango de NDVI (-1 a 1) como directamente proporcional a la pérdida de vegetación verde, mientras que las aplicaciones publicadas de NDVI aplican umbrales a rangos específicos para la identificación y diferenciación de la vegetación. El enfoque de los autores no se justifica en el artículo ni se ha probado en estudios anteriores y es discordante con nuestro análisis que utiliza el NDVI dentro de rangos previamente definidos para identificar áreas de vegetación, lo que indica que el área con vegetación ha aumentado durante la última década (Figura 3b). Otro problema de confusión es la inclusión de los estanques de evaporación construidos en su evaluación del NDVI, las masas de agua dan lugar a valores negativos en el índice y, por tanto, sesgarían el NDVI hacia números más negativos. Su conclusión sobre la expansión de la degradación es cada vez más inverosímil si se tiene en cuenta que no tiene fundamento en la hidrología de la cuenca; las precipitaciones han aumentado en los últimos años tras la prolongada sequía y la recarga de agua de primavera y superficial está dominada por el agua Relicta.

Otra publicación reciente de Liu y Agusdinata (2020) argumenta que la extracción de salmuera en el SdA durante las últimas décadas ha llevado directamente a una disminución del almacenamiento de agua terrestre en la cuenca, contradiciendo directamente los resultados presentados en este trabajo (Figura 3d). Usando GRACE TWSA, argumentan que entre 2002 y 2017 el almacenamiento de agua en la cuenca del SdA disminuyó a un ritmo de 1,16 mm/año; sin embargo, el método presentado para extraer, procesar, analizar e interpretar estos datos es fundamentalmente defectuoso por varias razones. La fuente de datos es un conjunto de datos GRACE preprocesado alojado en la Universidad de Colorado Boulder (<http://geoid.colorado.edu/grace/index.html>), pero los autores no describen adecuadamente el procesamiento realizado para justificar sus resultados, lo que hace que sus resultados no sean reproducibles. El dominio sobre el que se realizó su análisis no está claramente definido, y los autores no justifican por qué la región evaluada es apropiada para llegar a sus conclusiones sobre el SdA. El límite de la cuenca fluvial de nivel 2 del USGS (descrito como el dominio de su análisis) abarca un área mucho mayor que la cuenca del SdA, incluyendo una gran parte del hiperárido desierto de Atacama y la costa del Pacífico, >100 km al oeste de la cuenca del SdA. Suponen que las tendencias observadas en este dominio mucho más amplio reflejan los cambios en el almacenamiento de agua en la cuenca del SdA sin aportar pruebas que lo justifiquen. El conjunto de datos utilizado para sus resultados utiliza un modelo hidrológico de superficie terrestre (GLDAS-CLM Hydrology) como factor de ganancia para escalar los datos GRACE filtrados. Sin embargo, una evaluación independiente de este modelo en la cuenca del SdA mostró una fuerte tendencia al aumento del almacenamiento, opuesta a la presentada por los autores (Figura S4 en la Información de apoyo S1). Como se describe en Landerer y Swenson (2012), los factores de ganancia derivados de los resultados del modelo utilizados para escalar los datos de GRACE tienen como objetivo reducir los pequeños errores en los datos de GRACE derivados de la modificación de la señal (por ejemplo, la atenuación). En este caso, el escalado ha invertido la tendencia resultante, no sólo ha reducido los pequeños errores. Incluso si la tendencia negativa que describen es creíble, la magnitud del cambio es muy pequeña (1,16 mm/año), y dado que la magnitud de los cambios en el almacenamiento observados por GRACE y que la incertidumbre asociada a esos datos es a escala centimétrica, esta tendencia podría estar dentro del margen de error del conjunto de datos. No se explica si esta tendencia es estadísticamente significativa ni se evalúa el error. Además de SdA, nuestro análisis independiente de GLDAS también encontró una tendencia positiva en la región de Atacama dentro de su dominio, lo que nos lleva a concluir que esta importante discrepancia probablemente sea el resultado de problemas conocidos con el uso de los datos de GRACE y los factores de escala del modelo para las regiones cercanas a la costa (Wiese et al., 2016). Estos problemas, además del hecho de que una evaluación del GRACE dentro de la cuenca del SdA realizada por Montecino et al. (2016) y nuestro análisis de la cuenca del SdA muestran un fuerte aumento de la TWSA total durante el mismo periodo de ~5 cm (Figura 3d), ilustran los graves defectos del análisis de Liu y Agusdinata (2020). La falta de confianza en la validez de estos resultados desacredita cualquier conclusión alcanzada en ellos sobre los cambios en la disponibilidad de agua en SdA.

5.4. Implicancias globales del enfoque y los resultados

Este trabajo constituye una evaluación exhaustiva del sistema hidrológico del SdA en concreto; sin embargo, este trabajo tiene implicaciones tanto regionales como globales en relación con la evaluación de la sostenibilidad de los recursos hídricos en las zonas áridas. En primer lugar, la prolongada sequía que hemos identificado en el SdA es concomitante y probablemente está sinópticamente asociada a fenómenos de escala continental que han causado una de las sequías más largas y severas del último milenio en Chile central (Garreaud et al., 2020; Morales et al., 2020). La región alberga decenas de sistemas de salares que presentan un conjunto similar de condiciones climáticas e hidrogeológicas que se manifiestan en controles hidrológicos fundamentales similares (Moran, 2022). Por lo tanto, las respuestas a los cambios antropogénicos y naturales que documentamos en el SdA pueden aplicarse directamente para comprender estos impactos ambientales en las cuencas de toda la región. Esta sequía también se ha vinculado directamente a la Mega Sequía, igualmente anómala, que se está produciendo actualmente en el oeste de Estados Unidos; es probable que ambas se hayan desencadenado o agravado en gran medida por el cambio climático global (Garreaud et al., 2021; Steiger et al., 2021). El oeste de los Estados Unidos también contiene muchos salares que contienen litio y que actualmente se están explorando para su desarrollo; los recursos hídricos de estas cuencas áridas también pueden beneficiarse en gran medida de una mejor comprensión de estos sistemas. El método que hemos aplicado para documentar e interpretar los cambios y las respuestas hidrológicas en estos entornos aborda cuestiones clave sobre el agua, el bienestar humano, los ecosistemas y el clima en relación con las necesidades globales de recursos y energía, fundamentales para nuestro futuro común. Nuestros hallazgos suponen un avance clave en nuestra comprensión de los ciclos naturales del agua en las regiones áridas, de los impactos actuales y futuros del cambio climático global y de los nuevos conocimientos sobre las características únicas y esquivas de la hidrología de las aguas subterráneas salobres.

6. Conclusiones

La utilización de las salmueras de litio y de los recursos de agua dulce en las cuencas áridas, al tiempo que se mitigan eficazmente los impactos de su extracción, es inalcanzable sin una comprensión exhaustiva de estos sistemas hidrológicos y geoquímicos basada en la ciencia. Nuestro enfoque es la evaluación hidrológica más rigurosa y completa de la cuenca del SdA hasta la fecha, y pone de manifiesto las deficiencias persistentes en las actuales asignaciones de agua y la evaluación de los impactos. Esbozamos un método para abordar estas cuestiones en la cuenca del SdA que puede aplicarse directamente a las numerosas cuencas endorreicas áridas del mundo con importantes demandas de agua actuales o futuras. Nuestro análisis muestra que las variaciones climatológicas en el SdA han provocado importantes cambios naturales en la extensión de las aguas superficiales y de la vegetación, en los caudales y en el almacenamiento de agua a escala de la cuenca en escalas anuales y decenales. La extracción antropogénica de agua ha tenido importantes impactos localizados en las aguas superficiales y subterráneas, que se discuten aquí, pero estos cambios sólo pueden atribuirse después de tener en cuenta la influencia de la variación natural. La extracción relativa por parte de los diferentes usuarios también debe considerarse al atribuir los impactos, especialmente con la extracción de agua dulce que tiene un impacto mucho mayor en los humedales, lagunas y recursos de agua dulce que la extracción de salmuera. Los mayores usuarios de agua dulce en la cuenca han sido la minería del cobre y la agricultura, y las mayores pérdidas de almacenamiento de agua subterránea se han producido donde se concentran estos dos usuarios.

Además, demostramos que el actual presupuesto hídrico del SdA se basa en una comprensión anticuada e inadecuada de los procesos hidrológicos fundamentales, lo que lo hace insuficiente para asignar derechos de agua a tasas de extracción sostenibles. Documentamos que la mayor parte de la afluencia actual a la cuenca se recargó antes del régimen climático moderno; por tanto, la asignación de derechos de agua basada en la suposición de un sistema en estado estacionario con el clima moderno es intrínsecamente defectuosa. La considerable sobreasignación de agua en las subcuencas de la cuenca durante las últimas décadas se ha derivado principalmente de supuestos que sobrestiman la sostenibilidad de los recursos hídricos, ilustrados en nuestro presupuesto hídrico revisado. Los futuros trabajos sobre el balance hídrico del SdA (y de otras cuencas áridas con litio) deben reconocer y explicar el papel de las aguas subterráneas relictas en el balance hídrico e incorporar explícitamente datos de trazadores geoquímicos en los modelos hidrológicos físicos. Además, nuestro nuevo marco conceptual subraya la necesidad de evaluar las tasas de extracción de agua en el contexto de las fuentes del agua que se extrae, ya que las respuestas a las perturbaciones (naturales o antropogénicas) pueden ser muy diferentes dependiendo de dónde se produzca la extracción (es decir, acuíferos de salmuera frente a acuíferos marginales frescos). Este trabajo tiene implicaciones de gran alcance para la futura gestión del agua y la mitigación de los impactos en la cuenca del SdA y constituye una guía eficaz para la utilización sostenible de los recursos de agua y salmuera a nivel mundial.

Conflicto de Interés

Los autores declaran no tener ningún conflicto de intereses relacionado con este estudio.

Declaración de disponibilidad de datos

Los datos brutos utilizados para producir los resultados de la teledetección presentados en la sección 4.1, y todos los datos incluidos en la información complementaria están compilados en un repositorio de datos de acceso abierto para este trabajo: Moran et al., 2021 (<https://doi.org/10.7275/e7t9-ta95>).

Agradecimientos

Los autores desean agradecer a BMW Group y BASF por financiar y apoyar esta investigación. También queremos agradecer a Ricki Sheldon, al Consejo de Pueblos Atacameños, a la Asociación de Agricultores Zapar, a la Asociación de Agricultores Soncor, Comunidad de Toconao, Comunidad de Catarpe, Comunidad de Coyo, Familia Bautista de Tambillo, y CONAF por su gentil colaboración para acceder y realizar una campaña de muestreo que fue fundamental para este estudio. Además, nos gustaría agradecer al Dr. Matt Winnick y al Dr. Justin Richardson por el acceso a sus instrumentos y equipos de geoquímica analítica, y a Alex Grant por su valiosa perspectiva y comentarios sobre este artículo.

Referencias

- AghaKouchak, A., Mirchi, A., Madani, K., Di Baldassarre, G., Nazemi, A., Alborzi, A., et al. (2021). Anthropogenic drought: Definition, challenges, and opportunities. *Reviews of Geophysics*, 59(2), 1–23. <https://doi.org/10.1029/2019RG000683>
- Ahamed, A., Knight, R., Alam, S., Pauloo, R., & Melton, F. (2021). Assessing the utility of remote sensing data to accurately estimate changes in groundwater storage. *Science of the Total Environment*, 807, 150635. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.150635>
- Ambrose, H., & Kendall, A. (2020). Understanding the future of lithium: Part 1, resource model. *Journal of Industrial Ecology*, 24(1), 80–89. <https://doi.org/10.1111/jiec.12949>
- AMPHOS21. (2018). *Estudio de modelos hidrogeológicos conceptuales integrados, para los salares de Atacama, Maricunga y Pedernales* (p. 368). Comité de Minería No Metálica CORFO.
- Anderson, M., Low, R., & Foot, S. (2002). Sustainable groundwater development in arid, high Andean basins. *Geological Society, London, Special Publications*, 193(1), 133–144. <https://doi.org/10.1144/GSL.SP.2002.193.01.11>
- Ashraf, S., Nazemi, A., & AghaKouchak, A. (2021). Anthropogenic drought dominates groundwater depletion in Iran. *Scientific Reports*, 11(1), 9135. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-88522-y>
- Babidge, S., Kalazich, F., Prieto, M., & Yager, K. (2019). “That’s the problem with that lake; it changes sides”: Mapping extraction and ecological exhaustion in the Atacama. *Journal of Political Ecology*, 26(1), 738–760. <https://doi.org/10.2458/v26i1.23169>
- Bambach, N. E., Rhoades, A. M., Hatchett, B. J., Jones, A. D., Ullrich, P. A., & Zarzycki, C. M. (2021). Projecting climate change in South America using variable-resolution Community Earth System Model: An application to Chile. *International Journal of Climatology*, 42(4), 2514–2542. <https://doi.org/10.1002/joc.7379>
- Beria, H., Larsen, J. R., Ceperley, N. C., Michelon, A., Vennemann, T., & Schaeffli, B. (2018). Understanding snow hydrological processes through the lens of stable water isotopes. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 5(6), e1311. <https://doi.org/10.1002/wat2.1311>
- Bierkens, M. F. P., & Wada, Y. (2019). Non-renewable groundwater use and groundwater depletion: A review. *Environmental Research Letters*, 14(6), 063002. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab1a5f>
- Birkel, C., & Soulsby, C. (2015). Advancing tracer-aided rainfall-runoff modelling: A review of progress, problems and unrealised potential. *Hydrological Processes*, 29(25), 5227–5240. <https://doi.org/10.1002/hyp.10594>
- Blard, P.-H., Sylvestre, F., Tripathi, A. K., Claude, C., Causse, C., Coudrain, A., et al. (2011). Lake highstands on the Altiplano (Tropical Andes) contemporaneous with Heinrich 1 and the Younger Dryas: New insights from ¹⁴C, U–Th dating and δ¹⁸O of carbonates. *Quaternary Science Reviews*, 30(27–28), 3973–3989. <https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2011.11.001>
- Bobst, A. L., Lowenstein, T. K., Jordan, T. E., Godfrey, L. V., Ku, T. L., & Luo, S. (2001). A 106 ka paleoclimate record from drill core of the Salar de Atacama, northern Chile. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 173(1–2), 21–42. [https://doi.org/10.1016/S0031-0182\(01\)00308-X](https://doi.org/10.1016/S0031-0182(01)00308-X)
- Boulay, A.-M., Bare, J., Benini, L., Berger, M., Lathuillière, M. J., Manzardo, A., et al. (2018). The WULCA consensus characterization model for water scarcity footprints: Assessing impacts of water consumption based on available water remaining (AWARE). *International Journal of Life Cycle Assessment*, 23(2), 368–378. <https://doi.org/10.1007/s11367-017-1333-8>

- Boutt, D. F., Corenthal, L. G., Moran, B. J., Munk, L. A., & Hynek, S. A. (2021). Imbalance in the modern hydrologic budget of topographic catchments along the western slope of the Andes (21–25°S): Implications for groundwater recharge assessment. *Hydrogeology Journal*, 29, 985–1007. <https://doi.org/10.1007/s10040-021-02309-z>
- Boutt, D. F., Hynek, S. A., Munk, L. A., & Corenthal, L. G. (2016). Rapid recharge of fresh water to the halite-hosted brine aquifer of Salar de Atacama, Chile. *Hydrological Processes*, 30(25), 4720–4740. <https://doi.org/10.1002/hyp.10994>
- Bredehoeft, J. D. (2002). The water budget myth revisited: Why hydrogeologists model. *Ground Water*, 40, 340–345. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.2002.tb02511.x>
- Buttle, J. M. (1994). Isotope hydrograph separations and rapid delivery of pre-event water from basins drainage. *Physical Geography*, 18, 16–41. <https://doi.org/10.1177/030913339401800102>
- Cabello, J. (2021). Lithium brine production, reserves, resources and exploration in Chile: An updated review. *Ore Geology Reviews*, 128(2020), 103883. <https://doi.org/10.1016/j.oregeorev.2020.103883>
- Cartwright, I., Cendón, D., Currell, M., & Meredith, K. (2017). A review of radioactive isotopes and other residence time tracers in understanding groundwater recharge: Possibilities, challenges, and limitations. *Journal of Hydrology*, 555, 797–811. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.10.053>
- Clark, I., & Fritz, P. (1997). *Environmental isotopes in hydrogeology*. Lewis Publications.
- Cook, P. G., & Bohlke, J. K. (2000). Determining timescales for groundwater flow and solute transport. In P. G. Cook, & A. L. Herczeg (Eds.), *Environmental tracers in subsurface hydrology* (pp. 1–30). Kluwer. https://doi.org/10.1007/978-1-4615-4557-6_1
- Cordero, R. R., Asencio, V., Feron, S., Damiani, A., Llanillo, P. J., Sepulveda, E., et al. (2019). Dry-season snow cover losses in the Andes (18°–40°S) driven by changes in large-scale climate modes. *Scientific Reports*, 9(1), 16945. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-53486-7>
- Corenthal, L. G., Boutt, D. F., Hynek, S. A., & Munk, L. A. (2016). Regional groundwater flow and accumulation of a massive evaporite deposit at the margin of the Chilean Altiplano. *Geophysical Research Letters*, 43(15), 8017–8025. <https://doi.org/10.1002/2016GL070076>
- Cortecci, G., Boschetti, T., Mussi, M., Lameli, C. H., Mucchino, C., & Barbieri, M. (2005). New chemical and original isotopic data on waters from El Tatio geothermal field, northern Chile. *Geochemical Journal*, 39(6), 547–571. <https://doi.org/10.2343/geochemj.39.547>
- de Porras, M. E., Maldonado, A., De Pol-Holz, R., Latorre, C., & Betancourt, J. L. (2017). Late Quaternary environmental dynamics in the Atacama Desert reconstructed from rodent midden pollen records. *Journal of Quaternary Science*, 32(6), 665–684. <https://doi.org/10.1002/jqs.2980>
- DGA (Dirección General de Aguas). (2013). Análisis de la Oferta Hídrica del Salar de Atacama. Santiago, Chile.
- Fan, Y., Li, H., & Miguez-Macho, G. (2013). Global patterns of groundwater table depth. *Science*, 339(6122), 940–943. <https://doi.org/10.1126/science.1229881>
- Ferrero, M. E., & Villalba, R. (2019). Interannual and long-term precipitation variability along the subtropical mountains and adjacent Chaco (22–29°S) in Argentina. *Frontiers of Earth Science*, 7(July). <https://doi.org/10.3389/feart.2019.00148>
- Frau, D., Moran, B. J., Arengo, F., Marconi, P., Battauz, Y., Mora, C., et al. (2021). Hydroclimatological patterns and limnological characteristics of unique wetland systems on the Argentine high Andean Plateau. *Hydrology*, 8(4), 164. <https://doi.org/10.3390/hydrology8040164>
- Gajardo, G., & Redón, S. (2019). Andean hypersaline lakes in the Atacama Desert, northern Chile: Between lithium exploitation and unique biodiversity conservation. *Conservation Science and Practice*, 1(9), 1–8. <https://doi.org/10.1111/csp.294>
- Garreaud, R., Vuille, M., & Clement, A. C. (2003). The climate of the Altiplano: Observed current conditions and mechanisms of past changes. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 194(1–3), 5–22. [https://doi.org/10.1016/S0031-0182\(03\)00269-4](https://doi.org/10.1016/S0031-0182(03)00269-4)
- Garreaud, R. D., Boisier, J. P., Rondanelli, R., Montecinos, A., Sepúlveda, H. H., & Veloso-Aguila, D. (2020). The Central Chile mega drought (2010–2018): A climate dynamics perspective. *International Journal of Climatology*, 40(1), 421–439. <https://doi.org/10.1002/joc.6219>
- Garreaud, R. D., Clem, K., & Veloso, J. V. (2021). The South Pacific pressure trend dipole and the southern blob. *Journal of Climate*, 34(18), 7661–7676. <https://doi.org/10.1175/JCLI-D-20-0886.1>
- Gayo, E. M., Latorre, C., Jordan, T. E., Nester, P. L., Estay, S. A., Ojeda, K. F., & Santoro, C. M. (2012). Late Quaternary hydrological and ecological changes in the hyperarid core of the northern Atacama Desert (~21°S). *Earth-Science Reviews*, 113(3–4), 120–140. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2012.04.003>
- Gleeson, T., Marklund, L., Smith, L., & Manning, A. H. (2011). Classifying the water table at regional to continental scales. *Geophysical Research Letters*, 38(5). <https://doi.org/10.1029/2010GL046427>
- Godfrey, L., Jordan, T., Lowenstein, T., & Alonso, R. (2003). Stable isotope constraints on the transport of water to the Andes between 22° and 26°S during the last glacial cycle. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 194(1–3), 299–317. [https://doi.org/10.1016/S0031-0182\(03\)00283-9](https://doi.org/10.1016/S0031-0182(03)00283-9)
- Grosjean, M., Geyh, M. A., Messerli, B., & Schotterer, U. (1995). Late-glacial and early Holocene lake sediments, groundwater formation and climate in the Atacama Altiplano 22–24°S. *Journal of Paleolimnology*, 14, 241–252. <https://doi.org/10.1007/bf00682426>
- Grosjean, M., & Núñez, A. L. (1994). Lateglacial, early and middle holocene environments, human occupation, and resource use in the Atacama (Northern Chile). *Geoarchaeology*, 9(4), 271–286. <https://doi.org/10.1002/geo.3340090402>
- Gutiérrez, J. S., Navedo, J. G., & Soriano-Redondo, A. (2018). Chilean Atacama site imperilled by lithium mining. *Nature*, 557(7706), 492. <https://doi.org/10.1038/d41586-018-05233-7>
- Herrera, C., Custodio, E., Chong, G., Lambán, L. J., Riquelme, R., Wilke, H., et al. (2016). Groundwater flow in a closed basin with a saline shallow lake in a volcanic area: Laguna Tuyajto, northern Chilean Altiplano of the Andes. *Science of the Total Environment*, 541, 303–318. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.09.060>
- Houston, J. (2002). Groundwater recharge through an alluvial fan in the Atacama Desert, northern Chile: Mechanisms, magnitudes and causes. *Hydrological Processes*, 16(15), 3019–3035. <https://doi.org/10.1002/hyp.1086>
- Houston, J. (2006). Variability of precipitation in the Atacama Desert: Its causes and hydrological impact. *International Journal of Climatology*, 26(July), 2181–2198. <https://doi.org/10.1002/joc.1359>
- Houston, J. (2007). Recharge to groundwater in the Turi Basin, northern Chile: An evaluation based on tritium and chloride mass balance techniques. *Journal of Hydrology*, 334(3–4), 534–544. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2006.10.030>
- Houston, J. (2009). A recharge model for high altitude, arid, Andean aquifers. *Hydrological Processes*, 23(16), 2383–2393. <https://doi.org/10.1002/hyp.7350>
- Houston, J., & Hart, D. (2004). Theoretical head decay in closed basin aquifers: An insight into fossil groundwater and recharge events in the Andes of northern Chile. *The Quarterly Journal of Engineering Geology and Hydrogeology*, 37(2), 131–139. <https://doi.org/10.1144/1470-9236/04-007>
- Jasechko, S. (2016). Partitioning young and old groundwater with geochemical tracers. *Chemical Geology*, 427, 35–42. <https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2016.02.012>
- Jones, D. B., Harrison, S., Anderson, K., & Whalley, W. B. (2019). Rock glaciers and mountain hydrology: A review. *Earth-Science Reviews*, 193, 66–90. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2019.04.001>

- Jordan, T. E., Herrera, L. C., Godfrey, L. V., Colucci, S. J., Gamboa, P. C., Urrutia, M. J., et al. (2019). Isotopic characteristics and paleoclimate implications of the extreme precipitation event of March 2015 in northern Chile. *Andean Geology*, *46*(1), 1. <https://doi.org/10.5027/andgeoV46n1-3087>
- Jordan, T. E., Munoz, N., Hein, M., Lowenstein, T., Godfrey, L., & Yu, J. (2002). Active faulting and folding without topographic expression in an evaporite basin, Chile. *Bulletin of the Geological Society of America*, *114*(11), 1406–1421. [https://doi.org/10.1130/0016-7606\(2002\)114<1406:AFAFWT>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1130/0016-7606(2002)114<1406:AFAFWT>2.0.CO;2)
- Kendall, C., & Caldwell, E. A. (1998). Fundamentals of isotope geochemistry. In C. Kendall, & J. J. McDonnell (Eds.), *Isotope tracers in catchment hydrology* (pp. 51–86). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/b978-0-444-81546-0.50009-4>
- Kendall, C., & McDonnell, J. J. (1998). *Isotope tracers in catchment hydrology* (p. 839). Elsevier.
- Kesler, S. E., Gruber, P. W., Medina, P. A., Keoleian, G. A., Everson, M. P., & Wallington, T. J. (2012). Global lithium resources: Relative importance of pegmatite, brine and other deposits. *Ore Geology Reviews*, *48*, 55–69. <https://doi.org/10.1016/j.oregeorev.2012.05.006>
- Kinnard, C., Ginot, P., Surazakov, A., MacDonell, S., Nicholson, L., Patris, N., et al. (2020). Mass balance and climate history of a high-altitude glacier, Desert Andes of Chile. *Frontiers of Earth Science*, *8*(February), 1–20. <https://doi.org/10.3389/feart.2020.00040>
- Landerer, F. (2021). *TELLUS_GRAC_L3_CSR_RL06_LND_v04*. Ver. RL06 v04. PO.DAAC. Dataset accessed [2021-02-14]. <https://doi.org/10.5067/TELDND-3AC64>
- Landerer, F. W., & Swenson, S. C. (2012). Accuracy of scaled GRACE terrestrial water storage estimates. *Water Resources Research*, *48*(4), 1–11. <https://doi.org/10.1029/2011WR011453>
- Langenbrunner, B., Pritchard, M. S., Kooperman, G. J., & Randerson, J. T. (2019). Why does Amazon precipitation decrease when tropical forests respond to increasing CO₂. *Earth's Future*, *7*(4), 450–468. <https://doi.org/10.1029/2018EF001026>
- Liu, W., & Agusdinata, D. B. (2020). Interdependencies of lithium mining and communities sustainability in Salar de Atacama, Chile. *Journal of Cleaner Production*, *260*, 120838. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.120838>
- Liu, W., Agusdinata, D. B., & Myint, S. W. (2019). Spatiotemporal patterns of lithium mining and environmental degradation in the Atacama Salt Flat, Chile. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, *80*(January), 145–156. <https://doi.org/10.1016/j.jag.2019.04.016>
- Liu, Y., Wagener, T., Beck, H. E., & Hartmann, A. (2020). What is the hydrologically effective area of a catchment? *Environmental Research Letters*, *15*(10), 104024. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/aba7e5>
- Martin, L. C. P., Blard, P.-H., Lavé, J., Condom, T., Prémaillon, M., Jomelli, V., et al. (2018). Lake Tauca highstand (Heinrich Stadial 1a) driven by a southward shift of the Bolivian High. *Science Advances*, *4*(8). <https://doi.org/10.1126/sciadv.aar2514>
- Masbruch, M. D., Rumsey, C. A., Gangopadhyay, S., Susong, D. D., & Pruitt, T. (2016). Analyses of infrequent (quasi-decadal) large groundwater recharge events in the northern Great Basin: Their importance for groundwater availability, use, and management. *Water Resources Research*, *52*(10), 7819–7836. <https://doi.org/10.1002/2016WR019060>
- McDonnell, J. J. (2017). Beyond the water balance. *Nature Geoscience*, *10*(6), 396. <https://doi.org/10.1038/ngeo2964>
- McKnight, S. V., Boutt, D. F., & Munk, L. A. (2021). Impact of hydrostratigraphic continuity on brine-to-freshwater interface dynamics: Implications from a two-dimensional parametric study in an arid and endorheic basin. *Water Resources Research*, *57*(4). <https://doi.org/10.1029/2020WR028302>
- MEL (Minera Escondida Ltda). (2017). Informe “Plan de Alerta Temprana para el Acuífero Monturaqui-Negrillar-Tilopozo”.
- Minvielle, M., & Garreaud, R. D. (2011). Projecting rainfall changes over the south American Altiplano. *Journal of Climate*, *24*(17), 4577–4583. <https://doi.org/10.1175/JCLI-D-11-00051.1>
- Montecino, H. C., Staub, G., Ferreira, V. G., & Parra, L. B. (2016). Monitoring groundwater storage in northern Chile based on satellite observations and data simulation. *Boletim de Ciências Geodésicas*, *22*(1), 1–15. <https://doi.org/10.1590/S1982-21702016000100001>
- Morales, M. S., Cook, E. R., Barichivich, J., Christie, D. A., Villalba, R., LeQuesne, C., et al. (2020). Six hundred years of South American tree rings reveal an increase in severe hydroclimatic events since mid-20th century. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *117*(29), 16816–16823. <https://doi.org/10.1073/pnas.2002411117>
- Moran, B. J. (2022). Fundamental controls on the water cycle in arid environments: A mechanistic framework for spatiotemporal connectivity between hydroclimate and groundwaters in the Dry Andes. Doctoral Dissertations. Retrieved from https://scholarworks.umass.edu/dissertations_2/1
- Moran, B. J., Boutt, D. F., McKnight, S. V., Jenckes, J., Munk, L. A., Corkran, D., & Kirshen, A. (2021). Data for “relic groundwater and mega drought confound interpretations of water sustainability and lithium extraction in arid lands”. Data and Datasets. 145. Retrieved from <https://scholarworks.umass.edu/data/145>
- Moran, B. J., Boutt, D. F., & Munk, L. A. (2019). Stable and radioisotope systematics reveal fossil water as fundamental characteristic of arid orogenic-scale groundwater systems. *Water Resources Research*, *55*(12), 11295–11315. <https://doi.org/10.1029/2019WR026386>
- Munk, L. A., Boutt, D. F., Hynek, S. A., & Moran, B. J. (2018). Hydrogeochemical fluxes and processes contributing to the formation of lithium-enriched brines in a hyper-arid continental basin. *Chemical Geology*, *493*, 37–57. <https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2018.05.013>
- Munk, L. A., Boutt, D. F., Moran, B. J., McKnight, S. V., & Jenckes, J. (2021). Hydrogeologic and geochemical distinctions in freshwater-brine systems of an Andean salar. *Geochemistry, Geophysics, Geosystems*, *22*, e2020GC009345. <https://doi.org/10.1029/2020GC009345>
- Munk, L. A., Hynek, S. A., Bradley, D. C., Boutt, D. F., Labay, K., & Jochens, H. (2016). Lithium brines: A global perspective. In P. L. Verplanck, & M. W. Hitzman (Eds.), *Rare Earth and critical elements in ore deposits*. *Reviews in Economic Geology* (Vol. 18, pp. 339–365).
- Neukom, R., Rohrer, M., Calanca, P., Salzmann, N., Huggel, C., Acuña, D., et al. (2015). Facing unprecedented drying of the Central Andes? Precipitation variability over the period AD 1000–2100. *Environmental Research Letters*, *10*(8), 084017. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/10/8/084017>
- Oyarzún, J., & Oyarzún, R. (2011). Sustainable development threats, inter-sector conflicts and environmental policy requirements in the arid, mining rich, northern Chile territory. *Sustainable Development*, *19*(4), 263–274. <https://doi.org/10.1002/sd.441>
- Pabón-Caicedo, J. D., Arias, P. A., Carril, A. F., Espinoza, J. C., Borrel, L. F., Goubanova, K., et al. (2020). Observed and projected hydroclimate changes in the Andes. *Frontiers of Earth Science*, *8*(March), 1–29. <https://doi.org/10.3389/feart.2020.00061>
- Pascale, S., Carvalho, L. M. V., Adams, D. K., Castro, C. L., & Cavalcanti, I. F. A. (2019). Current and future variations of the monsoons of the Americas in a warming climate. *Current Climate Change Reports*. <https://doi.org/10.1007/s40641-019-00135-w>
- Pekel, J.-F., Cottam, A., Gorelick, N., & Belward, A. S. (2016). High-resolution mapping of global surface water and its long-term changes. *Nature*, *540*(7633), 418–422. <https://doi.org/10.1038/nature20584>
- Pfeiffer, M., Latorre, C., Santoro, C. M., Gayo, E. M., Rojas, R., Carrevedo, M. L., et al. (2018). Chronology, stratigraphy and hydrological modelling of extensive wetlands and paleolakes in the hyperarid core of the Atacama Desert during the late quaternary. *Quaternary Science Reviews*, *197*, 224–245. <https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2018.08.001>

- Pfister, S., Koehler, A., & Hellweg, S. (2009). Assessing the environmental impacts of freshwater consumption in LCA. *Environmental Science & Technology*, 43(11), 4098–4104. <https://doi.org/10.1021/es802423e>
- Placzek, C. J., Quade, J., & Patchett, P. J. (2013). A 130ka reconstruction of rainfall on the Bolivian Altiplano. *Earth and Planetary Science Letters*, 363, 97–108. <https://doi.org/10.1016/j.epsl.2012.12.017>
- Quade, J., Rech, J. A., Betancourt, J. L., Latorre, C., Quade, B., Rylander, K. A., & Fisher, T. (2008). Paleowetlands and regional climate change in the central Atacama Desert, northern Chile. *Quaternary Research*, 69(3), 343–360. <https://doi.org/10.1016/j.yqres.2008.01.003>
- Reager, J. T., & Famiglietti, J. S. (2013). Characteristic mega-basin water storage behavior using GRACE. *Water Resources Research*, 49(6), 3314–3329. <https://doi.org/10.1002/wrcr.20264>
- Rech, J. A., Pigati, J. S., Quade, J., & Betancourt, J. L. (2003). Re-evaluation of mid-Holocene deposits at Quebrada Puripica, northern Chile. *Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology*, 194(1–3), 207–222. [https://doi.org/10.1016/S0031-0182\(03\)00278-5](https://doi.org/10.1016/S0031-0182(03)00278-5)
- Rech, J. A., Quade, J., & Betancourt, J. L. (2002). Late quaternary paleohydrology of the central Atacama Desert (lat 22°–24°S), Chile. *The Geological Society of America Bulletin*, 114(3), 334–348. [https://doi.org/10.1130/0016-7606\(2002\)114<0334:LQPOTC>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1130/0016-7606(2002)114<0334:LQPOTC>2.0.CO;2)
- Ridoutt, B. G., & Pfister, S. (2010). A revised approach to water footprinting to make transparent the impacts of consumption and production on global freshwater scarcity. *Global Environmental Change*, 20(1), 113–120. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2009.08.003>
- Rissmann, C., Leybourne, M., Benn, C., & Christenson, B. (2015). The origin of solutes within the groundwaters of a high Andean aquifer. *Chemical Geology*, 396, 164–181. <https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2014.11.029>
- Rivera, J. A., Otta, S., Lauro, C., & Zazulie, N. (2021). A decade of hydrological drought in Central-Western Argentina. *Frontiers in Water*, 3(April), 1–20. <https://doi.org/10.3389/frwa.2021.640544>
- Rooyen, J. D., Watson, A. P., Palcsu, L., & Miller, J. A. (2021). Constraining the spatial distribution of tritium in groundwater across South Africa. *Water Resources Research*, 57(8). <https://doi.org/10.1029/2020WR028985>
- 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>
- Schaffer, N., MacDonell, S., Réveillet, M., Yáñez, E., & Valois, R. (2019). Rock glaciers as a water resource in a changing climate in the semiarid Chilean Andes. *Regional Environmental Change*, 19(5), 1263–1279. <https://doi.org/10.1007/s10113-018-01459-3>
- Schaller, M. F., & Fan, Y. (2009). River basins as groundwater exporters and importers: Implications for water cycle and climate modeling. *Journal of Geophysical Research*, 114(D4), D04103. <https://doi.org/10.1029/2008JD010636>
- Schomberg, A. C., Bringezu, S., & Flörke, M. (2021). Extended life cycle assessment reveals the spatially-explicit water scarcity footprint of a lithium-ion battery storage. *Communications Earth & Environment*, 2(1), 11. <https://doi.org/10.1038/s43247-020-00080-9>
- Segura, H., Espinoza, J. C., Junquas, C., Lebel, T., Vuille, M., & Garreaud, R. (2020). Recent changes in the precipitation-driving processes over the southern tropical Andes/western Amazon. *Climate Dynamics*, 54(5–6), 2613–2631. <https://doi.org/10.1007/s00382-020-05132-6>
- Somers, L. D., & McKenzie, J. M. (2020). A review of groundwater in high mountain environments. *WIREs Water*, 7(6). <https://doi.org/10.1002/wat2.1475>
- Sontter, L. J., Dade, M. C., Watson, J. E. M., & Valenta, R. K. (2020). Renewable energy production will exacerbate mining threats to biodiversity. *Nature Communications*, 11(1), 4174. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-17928-5>
- Steiger, N., Smerdon, J. E., Seager, R., Williams, A. P., & Varuolo-Clarke, A. M. (2021). ENSO-driven coupled megadroughts in North and South America over the last millennium. *Nature Geoscience*, 14(10), 739–744. <https://doi.org/10.1038/s41561-021-00819-9>
- Stewart, M. K., Morgenstern, U., Gusyev, M. A., & Małozewski, P. (2017). Aggregation effects on tritium-based mean transit times and young water fractions in spatially heterogeneous catchments and groundwater systems. *Hydrology and Earth System Sciences*, 21(9), 4615–4627. <https://doi.org/10.5194/hess-21-4615-2017>
- Stonestrom, D., & Harrill, R. (2007). Ground-water recharge in the arid and semiarid Southwestern United States—Climatic and geologic framework. Ground-Water Resources Program; National Research Program. Chapter A. Retrieved from http://pubs.er.usgs.gov/thumbnails/usgs_thumb.jpg%5Cnhhttp://pubs.usgs.gov/pp/pp1703/
- Valdivielso, S., Vázquez-Suñé, E., & Custodio, E. (2020). Origin and variability of oxygen and hydrogen isotopic composition of precipitation in the Central Andes: A review. *Journal of Hydrology*, 587(December 2019), 124899. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2020.124899>
- Vuille, M., & Ammann, C. (1997). Regional snowfall patterns in the high, arid Andes. *Climatic Change*, 36, 413–423. https://doi.org/10.1007/978-94-015-8905-5_10
- Vuille, M., Franquist, E., Garreaud, R., Lavado Casimiro, W. S., & Cáceres, B. (2015). Impact of the global warming hiatus on Andean temperature. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres*, 120, 3745–3757. <https://doi.org/10.1002/2015JD023126>
- Wada, Y., Bierkens, M. F. P., de Roo, A., Dirmeyer, P. A., Famiglietti, J. S., Hanasaki, N., et al. (2017). Human–water interface in hydrological modelling: Current status and future directions. *Hydrology and Earth System Sciences*, 21(8), 4169–4193. <https://doi.org/10.5194/hess-21-4169-2017>
- Wang, J., Song, C., Reager, J. T., Yao, F., Famiglietti, J. S., Sheng, Y., et al. (2018). Recent global decline in endorheic basin water storages. *Nature Geoscience*, 11(12), 926–932. <https://doi.org/10.1038/s41561-018-0265-7>
- Wiese, D. N., Landerer, F. W., & Watkins, M. M. (2016). Quantifying and reducing leakage errors in the JPL RL05M GRACE mascon solution. *Water Resources Research*, 52(9), 7490–7502. <https://doi.org/10.1002/2016WR019344>
- Zipper, S. C., Jaramillo, F., Wang-Erlandsson, L., Cornell, S. E., Gleeson, T., Porkka, M., et al. (2020). Integrating the water planetary boundary with water management from local to global scales. *Earth's Future*, 8(2). <https://doi.org/10.1029/2019EF001377>

Referencias de la información de soporte

- Clarke, W. B., Jenkins, W. J., & Top, Z. (1976). Determination of tritium by mass spectrometric measurement of ³He. *The International Journal of Applied Radiation and Isotopes*, 27(9), 515e522.
- Condom, T., Martínez, R., Pabón, J. D., Costa, F., Pineda, L., Nieto, J. J., et al. (2020). Climatological and hydrological observations for the South American Andes: In situ stations, satellite, and reanalysis data sets. *Frontiers of Earth Science*, 8(April), 1–20. <https://doi.org/10.3389/feart.2020.00092>
- Dubey, S., Gupta, H., Goyal, M. K., & Joshi, N. (2021). Evaluation of precipitation datasets available on Google Earth engine over India. *International Journal of Climatology*, 41(10), 4844–4863. <https://doi.org/10.1002/joc.7102>
- Eshel, G., Arous, V., Undurraga, S., Soto, D. C., Moraga, C., Montecinos, A., et al. (2021). Plant ecological genomics at the limits of life in the Atacama Desert. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(46), e2101177118. <https://doi.org/10.1073/pnas.2101177118>

- Gorelick, N., Hancher, M., Dixon, M., Ilyushchenko, S., Thau, D., & Moore, R. (2017). Google Earth engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. *Remote Sensing of Environment*, 202, 18–27. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2017.06.031>
- Hipel, K. W., & McLeod, A. I. (1994). *Time series modelling of water resources and environmental systems*. Elsevier Science.
- Hirsch, R. M., Slack, J. R., & Smith, R. A. (1982). Techniques of trend analysis for monthly water quality data. *Water Resources Research*, 18(1), 107–121. <https://doi.org/10.1029/WR018i001p00107>
- Hussain, M. M., & Mahmud, I. (2019). pyMannKendall: A python package for non parametric Mann Kendall family of trend tests. *Journal of Open Source Software*, 4(39), 1556. <https://doi.org/10.21105/joss.01556>
- Jordan, T. E., Mpodozis, C., Muñoz, N., Blanco, N., Pananont, P., & Gardeweg, M. (2007). Cenozoic subsurface stratigraphy and structure of the Salar de Atacama Basin, northern Chile. *Journal of South American Earth Sciences*, 23(2–3), 122–146. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2006.09.024>
- Lucas, L., & Unterwieser, M. (2000). Comprehensive review and critical evaluation of the half-life of tritium. *Journal of Research of the National Institute of Standards and Technology*, 105(4), 541–549. <https://doi.org/10.6028/jres.105.043>
- NASA. (2000). Measuring vegetation, normalized difference vegetation index (NDVI). Retrieved from https://www.usgs.gov/core-science-systems/eros/phenology/science/ndvi-foundation-remote-sensing-phenology?qt-science_center_objects=0#qt-science_center_objects
- Rubilar, J., Martínez, F., Arriagada, C., Becerra, J., & Bascañán, S. (2018). Structure of the Cordillera de la Sal: A key tectonic element for the Oligocene-Neogene evolution of the Salar de Atacama basin, Central Andes, northern Chile. *Journal of South American Earth Sciences*, 87, 200–210. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2017.11.013>
- Salio, P., Hobouchian, M. P., García Skabar, Y., & Vila, D. (2015). Evaluation of high-resolution satellite precipitation estimates over southern South America using a dense rain gauge network. *Atmospheric Research*, 163, 146–161. <https://doi.org/10.1016/j.atmosres.2014.11.017>
- Schween, J. H., Hoffmeister, D., & Löhnert, U. (2020). Filling the observational gap in the Atacama Desert with a new network of climate stations. *Global and Planetary Change*, 184, 103034. <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2019.103034>
- Tucker, C. J. (1979). Red and photographic infrared linear combinations monitoring vegetation. *Journal of Remote Sensing Environment*, 8(2), 127–150. [https://doi.org/10.1016/0034-4257\(79\)90013-0](https://doi.org/10.1016/0034-4257(79)90013-0)
- USGS (U.S. Geological Survey). (2018). NDVI, the foundation for remote sensing phenology. Retrieved from https://www.usgs.gov/core-science-systems/eros/phenology/science/ndvi-foundation-remote-sensing-phenology?qt-science_center_objects=0#qt-science_center_objects
- USGS (U.S. Geological Survey). (2022). Mineral commodity summaries 2022: U.S. Geological Survey (p. 202). <https://doi.org/10.3133/mcs2022>