

Caracterización de acuíferos y de sus procesos hidrogeoquímicos asociados: Caso del acuífero de Tongoy, Chile

Ernesto Cortés-Pizarro*

Escuela de Prevención de Riesgos y Medio Ambiente. Universidad Católica del Norte, Larrondo 1281, C.P. 1780000, Coquimbo, Chile.

* *ecortes@ucn.cl*

RESUMEN

Se desarrolló una metodología, con un enfoque integral (geológico, estadístico, hidrológico, hidroquímico, interacción suelo-agua), que a partir de la caracterización hidroquímica de cualquier acuífero permite identificar y establecer de manera consistente su relación con los tipos de suelo y los procesos hidrogeoquímicos asociados a las interacciones suelo-agua del lugar. Se aplicó dicha metodología por primera vez en el acuífero costero entre Río Elqui y Río Limarí (Región de Coquimbo, Chile), dado que no existen estudios previos de este tipo en esa zona, siendo un recurso hídrico de gran importancia para uso humano, agrícola y ganadero en el lugar. Se realizó un muestreo dinámico de las aguas de pozos distribuidos en el área de estudio midiendo in situ conductividad eléctrica, pH y temperatura, y posteriormente, en laboratorio, las concentraciones de iones mayores son determinadas mediante técnicas ICP-MS (EPA 200.8), Cromatografía iónica (EPA 300.1) y Volumetría (APHA/AWWA/WEF, 2012). El análisis estadístico por conglomerado y de componentes principales evidencia la relación de la composición química de dichas aguas con cuatro tipos de suelo (depósitos eólicos, depósitos aluviales, secuencias marinas transgresivas, rocas intrusivas) donde se ubican los pozos. La mayoría de las aguas muestreadas en el sector de estudio se clasifican como mixtas hacia el interior del continente (cloruradas-bicarbonatadas-sulfatadas, sódicas-magnésicas-cálcicas). Solamente en el borde costero se observan iones dominantes (cloruro, sodio). Se observa que la presencia de los iones mayores está determinada en primer lugar por procesos catiónicos en ambiente marino y lixiviación de carbonatos, los cuales están asociados a meteorización, intrusión marina, lixiviación e intercambio catiónico reverso. En segundo lugar, los iones mayores se originan por procesos de lixiviación de carbonatos en ambientes no marinos, asociados a meteorización y lixiviación principalmente en sectores alejados de la cuña salina y/o de transgresiones marinas. La sobresaturación de sales (aragonita, calcita, dolomita) y el comportamiento de la conductividad eléctrica también se co-relacionan con los tipos de suelo en función de los componentes principales (CP1, CP2). El proceso ambiental más importante identificado, que da cuenta del comportamiento de la conductividad eléctrica en el acuífero, corresponde a los procesos catiónicos en ambiente marino (CP1). La cercanía al borde costero y la distribución espacial de las transgresiones marinas son los factores que más inciden en una mayor concentración de los iones mayores y en los procesos de interacción suelo-agua. El análisis integral permite describir y explicar las características hidroquímicas espaciales

del acuífero, y cómo sus principales iones y procesos de interacción suelo-agua identificados son consistentes con los tipos de suelo donde se ubican los pozos.

Palabras clave: hidrogeoquímica; interacción suelo-agua; cuenca; acuífero; intrusión marina; Chile.

ABSTRACT

A methodology is developed, with an integral approach (geological, statistical, hydrological, hydrochemical, soil-water interaction), which, based on the hydrochemical characterization of any aquifer, allows to identify and consistently establish its relationship, with the types of soil and the hydrogeochemical processes associated with the soil-water interactions of the place. This methodology is applied for the first time in the coastal aquifer between Río Elqui and Río Limarí (Coquimbo Region, Chile), since there are no previous studies of this type in that area, being a water resource of great importance for human consumption and productive activities. A dynamic sampling of the water from wells distributed in the study area is carried out measuring in situ electrical conductivity, pH and temperature, and later, in the laboratory, the concentrations of major ions are determined using ICP-MS (EPA 200.8), Ionic Chromatography (EPA 300.1) and Volumetric technics (APHA/AWWA/WEF, 2012). Statistical analysis in conglomerates and principal components shows the relationship between the chemical composition of these waters and four soil types (wind deposits, alluvial deposits, transgressive marine sequences, intrusive rocks) where the wells are located. Most of the waters sampled in the study sector are classified as mixed towards the interior of the continent (chlorinated-bicarbonated-sulfated, sodium-magnesium-calcium). Dominant ions (chloride, sodium) are observed only at the coastline. It is observed that the presence of the majority ions is determined in the first place by cationic processes in the marine environment and carbonate leaching, which are associated with weathering, seawater intrusion, leaching and reverse cation exchange. Secondly, the major ions originated from carbonate leaching processes in non-marine environments, associated with weathering and leaching, mainly in sectors far away from the salt wedge and/or marine transgressions. The supersaturation of salts (aragonite, calcite, dolomite) and the behavior of electrical conductivity are also correlated with the soil types based on the main components (CP1, CP2). The most important environmental process identified, which accounts for the behavior of electrical

conductivity in the aquifer, corresponds to the cationic processes in the marine environment (CPI). The proximity to the coastline and the spatial distribution of marine transgressions are the factors that mostly affect a higher concentration of major ions and soil-water interaction processes. The comprehensive analysis allows to describe and explain the spatial hydrochemical characteristics of the aquifer, and how its major ions and soil-water interaction processes identified are consistent with the types of soil where the wells are located.

Keywords: hydrogeochemistry; soil-water interaction; basin; aquifer; saltwater intrusion; Chile.

INTRODUCCIÓN

Chile es un país largo y angosto que se extiende por el borde suroccidental de Sudamérica, con más de 6000 km de costa en el océano Pacífico (ver Figura 1a). Sus territorios comprenden parte del continente americano, Oceanía y la Antártica. Su proyección en coordenadas UTM corresponde a huso 19 y huso 18. Se divide en 16

regiones territoriales, con una gran extensión de norte a sur, lo que le confiere marcadas diferencias en las características climáticas: en el norte clima desértico y semi-desértico, en el centro clima templado y en el sur clima húmedo lluvioso y polar en el extremo sur. Sus características geográficas determinan que las zonas costeras sean de relevancia económica y social, dado que una importante cantidad de actividades se realizan cercanas al mar (García-Huidobro, 2007).

La región de Coquimbo se ubica entre las coordenadas 6752949 m Sur y los 6429599 m Sur, Huso 19 (WGS 84) (Figura 1b). De norte a sur son tres los valles regionales (Elqui, Limarí, Choapa) asociados a los cordones montañosos cuyas cuencas hidrográficas corresponden a los ríos homónimos que desembocan en el mar (DGA, 2016) y al mismo tiempo determinan las provincias homónimas en que se organiza administrativamente la región de Coquimbo. Los valles, ríos y provincias se identifican en la Figura 1b. La región tiene características semidesérticas, presentando un desbalance en sus recursos hídricos debido a que la demanda de las distintas actividades económicas supera la oferta (Fundación Chile, 2018); esto se ve agravado por los periodos de sequía que en los últimos 50 años se han vuelto más frecuentes, intensos y extensos (GORE, 2015).

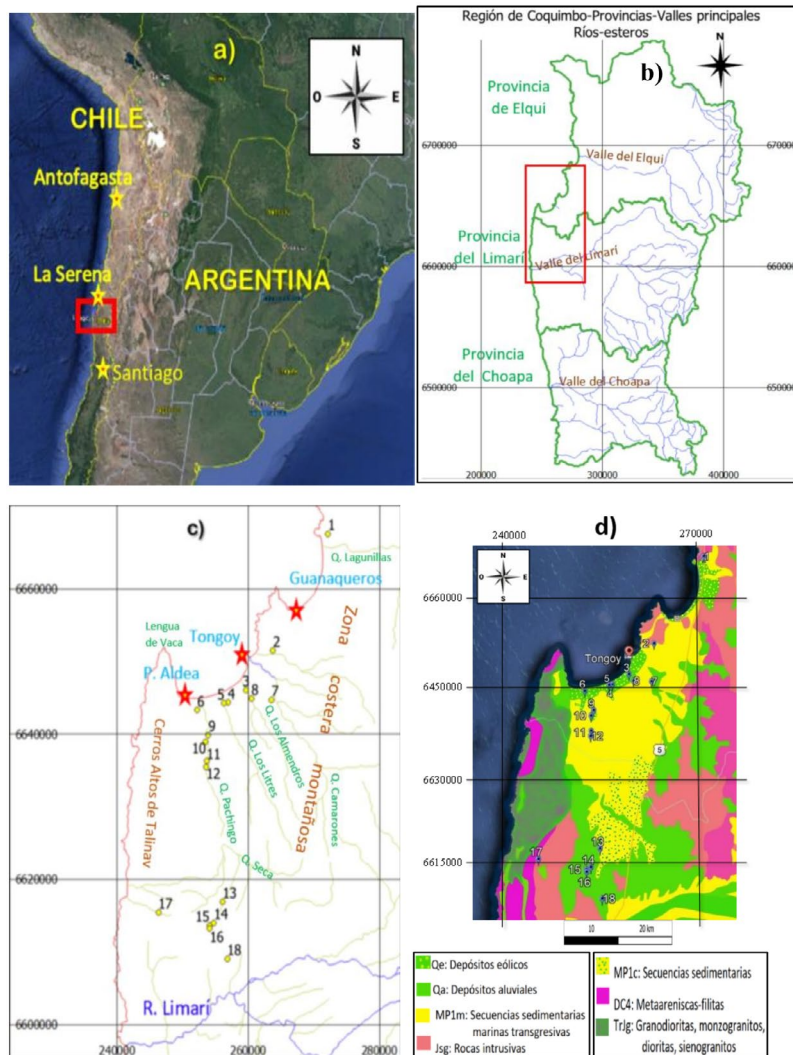


Figura 1. Mapa de la zona de estudio (cuadrado color rojo): a) Ubicación general referencial continental (Adaptación: Google Earth); b) Región de Coquimbo con límites provinciales y principales cuencas (Elaboración propia); c) Subcuenca entre Río Elqui y Río Limarí, con identificación de ríos y quebradas y puntos de muestreo (Elaboración propia); d) Geología de la subcuenca entre Río Elqui y Río Limarí (Adaptación: SERNAGEOMIN, 2003).

En la región de Coquimbo los derechos subterráneos otorgados están relacionados principalmente con agricultura (76 %), agua potable (16 %) y minería (4 %). El acuífero costero de Tongoy se identifica en el cuadrado rojo de la Figura 1a y 1b, y se ubica administrativamente en la provincia de Elqui (ver Figura 1b). Esta provincia posee al 46 % de todos los derechos otorgados en la región (GORE, 2013). Lo anterior da cuenta de la importancia local que tiene el agua subterránea en cuanto a uso y cantidad (MOP, 2013; Fundación Chile, 2018). Este, además de ser un componente esencial del Ciclo Hidrológico (Takase y Fujihara, 2019; Chao *et al.*, 2019), tiene una alta influencia en el estado de ecosistemas de alto valor patrimonial regional y nacional, como son la existencia de humedales costeros en la presente zona de estudio (Squeo *et al.*, 2006; Figueroa *et al.*, 2009). Así, dentro de la provincia de Elqui, la subcuenca entre el Río Elqui y el Río Limarí es una de las más importantes (Figura 1b), si se consideran las actividades económicas sustentadas por las aguas subterráneas (minería, turismo, agricultura, ganadería), el impacto social en zonas rurales (consumo humano) y los servicios eco-sistémicos en el borde costero relacionados (humedales). Sin embargo, la caracterización del acuífero es escasa en cuanto a la calidad del agua y al conocimiento disponible de los procesos hidrogeoquímicos existentes, que apoyen la toma de decisiones en cuanto a planificación y uso del recurso. Actualmente, para la Región de Coquimbo, solamente se dispone de descripciones hidrológicas y geológicas generales (DGA, 2017a; DGA, 2017b; Aravena, 1997).

Asegurar la disponibilidad del recurso hídrico no solo se relaciona con la cantidad sino también con su calidad. La geología del suelo y procesos hidrogeoquímicos que ocurren en la zona vadosa durante la infiltración y en la zona saturada, afectan la composición química del agua subterránea y los cambios de dicha composición (Lecomte *et al.*, 2008; Lecomte *et al.*, 2011; Bahir *et al.*, 2018; Cardona *et al.*, 2018; Mehr *et al.*, 2019). Adicionalmente, en sectores costeros, la intrusión marina puede presentarse con un incremento de la salinización del agua subterránea (Heydaridad *et al.*, 2019; Vallejos *et al.* 2020).

Actualmente, no hay estudios asociados a artículos científicos respecto a la caracterización hidrogeoquímica y la interacción suelo-agua para los acuíferos costeros en la región de Coquimbo, como tampoco en Chile. Si existen a nivel internacional y forman parte de la referencia del presente trabajo. Lo que sí se ha realizado en Chile son estudios de entidades gubernamentales que directamente ejecutan dichos trabajos o los subcontratan. Este trabajo aporta en nuevo conocimiento científico para la zona de estudio, con resultados generales para los acuíferos de tipo costeros y propone una metodología integral replicable a cualquier acuífero.

DESCRIPCIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO

Geomorfología e hidrogeología

La Región de Coquimbo (Figura 1b), se caracteriza por la presencia de valles transversales que van desde la Cordillera de los Andes hacia el Océano Pacífico, presentando tres tipos de relieve: la cordillera de los Andes, el complejo montañoso andino costero y las planicies litorales (Aravena, 1997; SERNAGEOMIN, 2003; SERNAGEOMIN 2006). El complejo montañoso andino costero se caracteriza por una serie de cordones montañosos, con orientación este-oeste, que atraviesan la depresión intermedia desde la cordillera hacia el mar. El agua que fluye de este a oeste por los ríos transversales, tiene su origen principalmente en el derretimiento de nieve que se acumula en la cordillera de Los Andes y de las limitadas lluvias que ocurren en la zona durante el invierno, con periodos de sequías cíclicas cada vez más extremos (Fundación Chile, 2018; GORE, 2013). Producto de esta realidad es que en la región existe la mayor infraestructura nacional

de embalses para el almacenamiento de agua. En la Cordillera de la Costa hay amplias zonas de planicies litorales que están en contacto directo con el océano Pacífico.

Los antecedentes hidrogeológicos (Hidrogestión, 2016; DGA, 2016) indican que el sistema acuífero de la zona de estudio se compone principalmente por los depósitos del río Limarí, y que antiguamente el cauce podría haber seguido una dirección norte, hacia la bahía de Tongoy, contrario a lo que ocurre actualmente, donde atraviesa los Altos de Talinay para desembocar en la costa hacia el oeste, estrechándose considerablemente. En el caso de que el Limarí hubiese seguido una dirección norte, es probable que la zona de Quebrada Seca correspondiera a un embalse subterráneo de gran relevancia acuífera. Las quebradas con orientación noreste (Pachingo, Los Litres, Los Almendros, Camarones y Romeral) también contienen relleno aluvial, que sobreyace a la unidad sedimentaria marina y a otros depósitos fluviales (ver Figura 1c).

En el sector de Tongoy es posible identificar 5 unidades hidrogeológicas: rocas intrusivas con baja permeabilidad, depósitos coluviales que sirven como vía de descenso de las aguas meteóricas, depósitos eólicos que también sirven como descenso de aguas meteóricas, sedimentos marinos semiconsolidados que se encuentran parcialmente saturados (permeabilidad 1–0.1 m/día) y relleno fluvial de quebradas (permeabilidad 1–10 m/día). Hacia el sector oeste la profundidad del basamento llega hasta el orden de los 650 m, hacia el norte la profundidad es del orden de 300 m, y hacia el sur y el este la profundidad es del orden de 100–300 m. La transmisividad presenta rango entre 7.95 m²/día en el sector costero y 200–800 m²/día en las quebradas, mientras que la permeabilidad varía entre 0.1–1 m/día en el borde costero, con valores 1–10 m/día en las quebradas y sobre 100 m/día en el sector sur.

Descripción geológica general

El área de estudio, subcuenca entre Río Elqui y Río Limarí, se ubica aproximadamente entre 6668000 m Sur y los 6600000 m Sur, Huso 19 (WGS 84). La geología asociada al área de estudio (Figura 1d), en general, se puede describir con: depósitos eólicos en la costa (Cenozoico), secuencias marinas transgresivas cercanas a la costa (Cenozoico), rocas intrusivas cercanas a la costa y en la depresión intermedia (Mesozoico), y depósitos aluviales en quebradas y en la depresión intermedia (Cenozoico) (SERNAGEOMIN, 2003; SERNAGEOMIN 2006; DGA, 2017a; Hidrogestión, 2016). Al este de la zona de estudio, con dirección norte-sur, se presenta una zona costera montañosa de rocas intrusivas (Mesozoico) que determina en la orientación de las quebradas. Hacia el sur del Balneario de Tongoy se identifican 3 quebradas costeras con orientación norte-suroeste, las que contienen relleno aluvial y otros depósitos fluviales: Pachingo, Los Litres y Los Almendros (ver Figura 1c). La Quebrada Pachingo se extiende hacia el interior del continente siendo todo ese sector el de mayor actividad agrícola y ganadera. En el costado nor-este de la Caleta de Tongoy desemboca el Estero Tongoy con orientación este-oeste. En el norte de Tongoy se identifican las Quebradas El Romeral y Lagunillas, con orientación este-oeste (ver Figura 1c). En la desembocadura de estas quebradas se encuentran humedales costeros y zonas protegidas con alto valor de biodiversidad (MBN, 2005; Squeo *et al.*, 2006; Figueroa *et al.*, 2009; MMA, 2019).

Descripción geológica específica

En el área específica de estudio (ver Figura 1c), la región costera montañosa está constituida por un macizo rocoso en el este (Altos de Talinay), que se extiende de manera alargada de Norte a Sur (SERNAGEOMIN, 2003; SERNAGEOMIN 2006; DGA, 2017a; Hidrogestión, 2016). Se presentan grandes fallas y diaclasas, presencia

de terrazas litorales costeras (terrazas de abrasión) producto de la acción erosiva de las olas, las cuales están expuestas en superficie debido a variaciones eutásticas y/o a eventos tectónicos permanentes en la región. La planicie central, de forma alargada, va de norte a sur desde la bahía de Tongoy hasta la Ciudad de Ovalle. En el sector de Tongoy su espesor es de 80 m de altura aumentando hasta 300 m en el sur. La región costera montañosa oriental se compone por el batolito de rocas graníticas mesozoicas (Cordón Colorado) alineándose de Norte a Sur alcanzando alturas de hasta 1000 m. La cordillera de la costa se orienta de norte a sur, componiéndose de suelos Paleozoicos, Mesozoicos y del Jurásico (complejo granítico). En los valles transversales se presenta sedimentación fluvial en los cauces medios y bajos. En los cauces altos hay encajonamiento en cerros con laderas escarpadas, aportando material coluvial a través de las quebradas.

En el sector de Quebrada Seca y Tongoy principalmente se observan rocas intrusivas mesozoicas (Figura 1d), y depósitos semi-consolidados a no consolidados del Cenozoico. Las rocas intrusivas y las secuencias sedimentarias y marinas transgresivas ocupan la mayor parte de la superficie. Se presentan algunas rocas metamórficas asociadas a la modificación de secuencias sedimentarias observadas ampliamente en dicho sector. Por otro lado, debido a la actividad volcánica del país hay afloramiento de rocas volcánicas andesíticas que se une al litoral por un cuerpo arenoso, el cual se encuentra urbanizado en el sector de Tongoy. En las cuencas de quebradas predominan los depósitos aluviales y en el borde costero los depósitos eólicos. Las rocas metamórficas, intrusivas y volcánicas son importantes desde un punto de vista de la hidrogeología pues configurarían el basamento rocoso de las subcuencas hidrográficas. Un complejo de rocas metamórficas del Paleozoico (Complejo Choapa) aflora en el sector nor-este de la zona de estudio (Punta Lengua de Vaca), encontrándose formado por rocas cataclásticas y miloníticas del Triásico (región costera montañosa). En la zona noreste afloran secuencias volcánicas, subvolcánicas continentales y efusivas, con escasa intercalación de areniscas y lutitas. En el sector este afloran secuencias volcánicas y volcanosedimentarias pertenecientes al Cretácico e hipabisales andesíticos basálticos-dioríticos, formando la Cadena Montañosa Oriental. La planicie central está formada por rocas sedimentarias del Cenozoico como relleno de la cuenca, observándose una secuencia sedimentaria fosilífera bien estratificada y con débil litificación, que indica un ambiente litoral y transicional en el sector de Quebrada Seca y de Tongoy. Al norte del Río Limarí hay rocas sedimentarias poco consolidadas, principalmente conglomerados medios a gruesos, soportados por clastos, con brechas soportadas por la matriz. Las secuencias sedimentarias no consolidadas corresponden a depósitos de playas marinas, eólicos, fluviales y coluviales del Pleistoceno-Holoceno, ubicándose estos cuatro últimos en las quebradas. Los depósitos de playas marinas solamente se encuentran en la bahía de Tongoy.

La subcuenca hidrográfica más importante identificada en la zona de estudio, se ubica al noreste de los Altos de Talinay, sector de Quebrada Pachingo- Quebrada Seca, la cual presenta profundidades promedio de 639 m al sur y de 655 m al norte (DGA, 2016; Hidrogestión, 2016). La profundidad del basamento disminuye hacia el norte y hacia el este.

METODOLOGÍA

Como estrategia general metodológica se identificaron y seleccionaron los puntos de muestreo considerando antecedentes geológicos e hidrológicos del sector de estudio. En dichos puntos se tomaron muestras de aguas midiendo parámetros *in situ* y realizando análisis químicos posteriores en laboratorio (iones mayores). Los datos se usaron para realizar el tratamiento estadístico de Análisis de Conglo-

merado (AC), asociando las características químicas generales de las aguas con los tipos de suelo. Posteriormente, se realizó la clasificación hidroquímica de los tipos de aguas identificando relaciones más específicas entre los iones mayores y dominantes con los tipos de suelo. El análisis anterior se profundizó realizando un Análisis de Componentes Principales (ACP) y un análisis de la relación hidroquímica teóricamente esperada entre los iones mayores, para identificar los procesos hidrogeoquímicos presentes. Se calcularon los índices de saturación de las sales identificadas en las especiaciones químicas y se generaron coberturas temáticas en SIG para los diferentes estados de saturación. La interpretación conjunta del AC, del ACP, de los tipos de agua, tipos de suelo, el comportamiento teórico y real de los iones mayores, el comportamiento espacial de los índices de saturación en Sistema de Información Geográfica (SIG), junto con un modelo estadístico-matemático que representa el comportamiento de la conductividad eléctrica, permitió completar un análisis integral de la interacción suelo-agua.

Puntos de muestreo

Los pozos existentes en la zona de estudio se identificaron desde el Catastro Público de Aguas de la Dirección General de Aguas (DGA) de Chile. La distribución espacial y posicionamiento de dichos pozos es consecuencia de la existencia y disponibilidad real de agua subterránea que responde a las características geológicas del lugar y de las subcuencas hidrográficas descritas anteriormente. Considerando los antecedentes geológicos (mapa, ubicación, tipo y descripción de suelos) e hidrogeológicos (quebradas, ríos, constantes elásticas del acuífero) descritos anteriormente, se definieron los sectores del borde costero y quebradas donde realizar el muestreo de aguas de pozo. Luego, a partir de los expedientes DGA se contactó a los dueños titulares de los pozos para obtener su autorización de acceso y muestreo. Entre junio y julio 2016, un total de 18 muestras fueron tomadas en la subcuenca entre Río Elqui y Río Limarí, que se identifican en la Figura 1, cubriendo toda la extensión de la costa (muestras 1 a 8) y de la Quebrada de Pachingo hacia el interior, donde existen pozos (muestras 9 a 18).

Toma de muestra y metodología analítica

Se realizó muestreo dinámico de las aguas purgando los pozos hasta que los valores de conductividad eléctrica, pH y temperatura, medidos *in situ*, se estabilizaron (NCh 411/11, INN 1998). Para estas mediciones de terreno se utilizó una sonda multiparámetro modelo HANNA HI 9829. Las muestras de agua fueron dispuestas en recipientes previamente ambientados, fueron rotuladas y trasladadas a laboratorio cumpliendo los estándares establecidos en la norma nacional (NCh 411/2.Of96, INN 1996a; NCh 411/3.Of96, INN,1996b). Esto incluye el material de recipiente adecuado y preservantes de acuerdo a cada parámetro a ser medido en laboratorio, como también las condiciones de cadena de frío establecidas en dicha norma. Usando cromatografía iónica por el método EPA 300.1 (EPA, 1997) se determinó Cl^- y SO_4^{2-} ; por ICP-MS utilizando el método EPA 200.8 (EPA, 1994) se determinó Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ ; y por volumetría usando el método SM 2320 B (APHA/AWWA/WEF, 2012) se determinó HCO_3^- y CO_3^{2-} , bajo condiciones analíticas establecidas en la literatura reconocida, siguiendo el método indicado entre paréntesis (ver referencias).

Tratamiento estadístico de los datos

En primer lugar, se realiza un análisis estadístico descriptivo de los iones mayores, junto con un Análisis de Conglomerado (AC) para identificar preliminarmente asociaciones de las características químicas de las aguas de pozo con los tipos de suelo en que se encuentran ubicados. Se utiliza el método de Ward con distancia Euclidiana (Bahir *et al.*, 2018; Heydarirad *et al.* 2019). Para estos efectos se consideran

18 individuos (muestras de agua) y 8 variables (iones mayores). Posteriormente se realizó un Análisis de Componentes Principales (ACP) para identificar diferencias o similitudes entre tipos de agua a partir de las características hidrogeoquímicas que estas presentan. El ACP busca reducir el número de variables en el análisis para facilitar la identificación de procesos hidrogeoquímicos presentes (Bahir *et al.*, 2018; Heydarirad *et al.* 2019; Umarani *et al.*, 2019).

Relaciones entre los iones mayores y la interacción suelo-agua

Se grafican las relaciones de concentraciones entre iones mayores asociados a especies químicas que dan cuenta de potenciales interacciones suelo-agua. Se compara el comportamiento teórico esperado con el observado, para interpretar los procesos de interacción identificados anteriormente. En dichos gráficos se representan con línea sólida la relación teórica que debería darse entre los iones correlacionados, y con línea punteada la tendencia lineal real del grupo completo de muestras, junto a su ecuación y coeficiente de correlación R^2 . Gráficamente se identifican los procesos de intercambio iónico presentes, inversos y directos, con los iones participantes.

Estado de saturación de las sales en el acuífero

A partir de la caracterización química de las aguas en los pozos, con el uso del software PHREEQC 2.18 se obtienen las actividades químicas de todas las especies químicas potencialmente presentes (compuestos de elementos químicos con carga positiva, negativa o neutra) y el estado de saturación (SI: Saturation Index) para las sales relacionadas. Estos datos georreferenciados son procesados con el software QGIS 3.10 para generar coberturas espaciales mediante interpolación IDW. Ambos software son de acceso gratuito, con permanente actualización, y su link se puede encontrar en el listado de referencias.

Comportamiento de la conductividad eléctrica

El análisis del comportamiento de la conductividad eléctrica por pozo, en el espacio de los componentes principales, permite obtener un modelo matemático con grado de representatividad estadística.

Finalmente, los resultados son discutidos de manera integral buscando obtener una caracterización hidrogeoquímica completa y consistente con los procesos de interacción suelo-agua.

RESULTADOS

Los resultados de los análisis químicos y mediciones in situ para cada muestra se presentan en la Tabla 1, junto a la posición georeferenciada en el sistema WGS 84. En la Figuras 1c y 1d se presentan mapas con la ubicación de los pozos, junto a localidades de referencia, geología, quebradas, río, esteros y escalas espaciales.

Agrupación de los pozos según los tipos de suelo

En promedio, el orden de abundancia de los cationes mayores es $\text{Na}^+ > \text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+} > \text{K}^+$ y el de los aniones mayores es $\text{Cl}^- > \text{SO}_4^{2-} > \text{HCO}_3^- > \text{CO}_3^{2-}$. Los coeficientes de variación en los cationes mayores presentan el siguiente orden: $\text{Ca}^{2+}(104\%) > \text{K}^+(97\%) > \text{Na}^+(88\%) > \text{Mg}^{2+}(64\%)$. En caso de los aniones mayores el orden es: $\text{SO}_4^{2-}(171\%) > \text{Cl}^-(78\%) > \text{CO}_3^{2-}(77\%) > \text{HCO}_3^-(21\%)$.

A partir de la Figura 1d, se identifican 5 tipos de suelo asociados a la ubicación de cada pozo. En la Figura 2, se muestra el dendograma resultado del Análisis de Componentes Principales (ACP), el cual agrupa estadísticamente por análisis multivariante los pozos según su similitud y características compartidas, en base a la composición química de sus aguas. Para facilitar la identificación de grupos, sus resultados y discusión, se codifican los 5 tipos suelos en donde se ubican los pozos según el mapa geológico de la Figura 1d (Código 1: suelo Qe; Código 2: suelo Qa; Código 3: MP1m; Código 4: Jsg; Código 5: MP1c).

En la Figura 2, el punto de corte aquel donde comienzan a producirse los saltos más bruscos (pequeños aumentos en la distancia euclídeana están asociados a gran aumento de número de grupos diferentes) corresponde a un valor entre 17 y 14. En este caso, entonces el valor 14 estaría asociado al valor óptimo del número de cluster para su interpretación. En este punto de corte se observa que los pozos, en la mayoría de los casos, se pueden asociar en grupos pertenecientes a

Tabla 1. Principales parámetros fisicoquímicos del agua de pozos muestreados en la subcuenca entre Río Elqui y Río Limarí, Chile.

Pozo de muestreo	Coordenada WGS 84		Na^+ (mg/L)	Mg^{2+} (mg/L)	K^+ (mg/L)	Ca^{2+} (mg/L)	Cl^- (mg/L)	SO_4^{2-} (mg/L)	CO_3^{2-} (mg/L)	HCO_3^- (mg/L)	Conductividad eléctrica ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	pH	Temperatura ($^\circ\text{C}$)
	Este	Norte											
1	272148	6667598	451.066	52.354	12.221	73.056	816.36	151.58	18.4	148.5	3220	8	20.6
2	263774	6651501	261.424	17.964	8.739	59.048	391.99	104.01	0	121.4	1764	8	20.9
3	259635	6646085	152.669	21.640	3.679	59.705	258.6	74.69	30.6	147.9	1388	8.1	19.4
4	256872	6644334	135.191	39.591	7.353	63.573	277.11	113.19	0	178.5	1542	8	21.2
5	256312	6644263	38.163	97.761	25.229	283.088	702.07	854.87	22.4	240.7	4000	8	16.4
6	252207	6643279	489.996	93.488	25.430	366.498	618.45	1171.62	42.8	174.4	4074	7.7	18.2
7	263537	6644739	76.146	16.038	3.657	59.104	162.18	45.07	24.5	142.8	922	7.9	20.9
8	260458	6644891	83.483	18.805	2.794	88.134	187.76	72.67	32.6	180.6	1255	7.9	17.2
9	253909	6639888	258.106	37.348	8.739	74.047	369.82	191.17	34.7	137.2	1736	7.5	19.9
10	253502	6638946	128.361	44.867	3.787	87.065	290.43	123.8	30.6	197.9	1868	8	16.2
11	253645	6636341	137.496	59.905	4.577	70.379	334.54	110.97	9.2	181.6	2136	7.3	29.5
12	253597	6635450	97.219	59.156	4.784	72.139	300.05	90.79	18.4	165.2	1844	7.2	18.7
13	256081	6616901	67.760	33.381	2.837	37.742	112.74	40.49	63.2	187.7	1503	7.1	19
14	254759	6614002	44.244	20.414	3.411	28.354	66.34	26.23	16.3	140.8	736	8.1	20.1
15	254030	6613678	50.621	39.067	4.353	51.066	115.79	34.67	11.2	184.6	956	8	18.3
16	254118	6613260	59.183	26.806	4.899	39.865	101.29	26.59	16.3	173.4	868	8	19.9
17	246279	6615443	27.528	11.472	1.989	16.616	25.7	21.49	0	82.6	641	7.2	18.1
18	256787	6609058	49.130	21.216	3.091	25.922	68.78	19.55	10.2	167.3	760	7	19.9

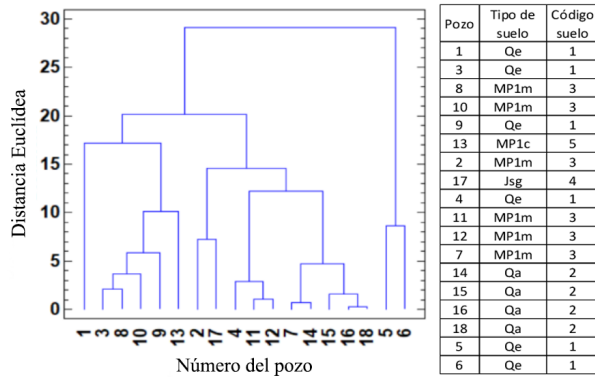


Figura 2. Dendrograma que agrupa los pozos a los tipos de suelo del mapa geológico, según características químicas de sus aguas.

un mismo tipo de suelo: Qe (1; 3, 9; 5, 6), Qa (14, 15, 16, 18), MP1m (11, 12) y Jsg (17). Los pozos que no cumplen con dicha asociación identificada son 2, 4, 7, 8, 10 y 13. Esto podría ocurrir porque el mapa geológico de SERNAGEOMIN no considera algunas situaciones que se observan en terreno, como se indica a continuación. Por ejemplo, algunos de estos pozos se ubican en quebradas con depósitos aluviales, coluviales y eólicos (Qe, Qa) (Figura 1d), correspondientes a periodos y eras geológicas más recientes, y que eventualmente se ubicarían sobre las secuencias marinas transgresivas (MP1m) y rocas intrusivas (Jsg) más antiguas (SERNAGEOMIN, 2003). Esta situación de las quebradas no está considerada en el mapa geológico de SERNAGEOMIN. Adicionalmente, estos pozos se ubican en zonas fronterizas entre diferentes tipos de suelo, lo que introduce un factor de incertidumbre en la asignación del suelo que efectivamente domina sobre el tipo de agua. Con estas consideraciones, el pozo 8 ubicado en la Quebrada Los Almendros, podría en realidad estar efectivamente más influenciado por el tipo de suelo Qe que por el tipo de suelo MP1m. De manera similar el pozo 10 (Quebrada Pachingo) podría verse influenciado también por suelo Qe al estar ubicado en quebrada y por su cercanía a la costa; y los pozos 13 (Quebrada La Cachina) y 7 (Estero Tongoy) podrían verse influenciados por suelo Qa por su ubicación más al inte-

rior del continente. Considerando que los pozos 2 y 4 están localizados en zonas limítrofes, estos podrían estar efectivamente influenciados por suelo tipo Jsg y MP1m, respectivamente.

Si se incorporan todas las consideraciones anteriores se genera una nueva asociación de suelo-pozo que se denomina en el presente trabajo como “asociación de suelo depurada” y es la que se utiliza de aquí en adelante: Tipo 1- Qe (depósitos eólicos: pozos 1, 3, 5, 6, 8, 9, 10); Tipo 2- Qa (depósitos aluviales: pozos 7, 13, 14, 15, 16, 18); Tipo 3- MP1m (secuencias sedimentarias marinas transgresivas: pozos 4, 11, 12); Tipo 4-Jsg (rocas intrusivas: pozos 2, 17). De lo anterior, se observa que la “asociación de suelo depurada” es coherente con el resultado del dendrograma de la Figura 2.

Tipos de agua y su relación con los tipos de suelo

Considerando la anterior asociación de suelo depurada se grafican los diagramas de Piper para cada muestra de agua (Piper, 1944; Moubark y Abdelkareem, 2018; Lecomte *et al*, 2011) (Figura 3). Los tipos de agua identificados son resumidos en la Tabla 2. Junto con ello se indican los aniones y cationes asociados, codificados en colores para facilitar su identificación y asignación.

Se observa que la mayoría de las aguas son mixtas, por cuanto no hay cationes y/o aniones dominantes. Las únicas aguas que muestran iones dominantes se encuentran en el borde costero (pozos 1, 2, 3 y 9). Como aniones dominantes se presentan: el cloruro en casi todos los pozos del borde costero, el sulfato en un pozo del borde costero y el bicarbonato en un pozo localizado lejos del borde costero, hacia el interior del continente. Solo el pozo 5 presenta mezcla cloruro-sulfato, y se ubica cercano al sector donde el sulfato es dominante (pozo 6). En ambos pozos la conductividad eléctrica fue la más alta medida durante la campaña de monitoreo (ver Tabla 1). En los pozos interiores 13 a 18 se observa mezcla de cloruro con bicarbonato, siendo este último el ion dominante solo en el pozo 14, asociado a depósitos aluviales.

En cuanto a los cationes dominantes solo se identifica al sodio, en algunos de los pozos del borde costero. En la mayoría de estos pozos, dicho ion se presenta mezclado con magnesio y calcio. Desde el pozo 5 al 10 se observa una mezcla de cationes Na-Ca y en los pozos 11 al 18 ubicados lejos del borde costero la mezcla de cationes es principalmente de Na-Mg. En estos últimos casos, los valores de pH son los

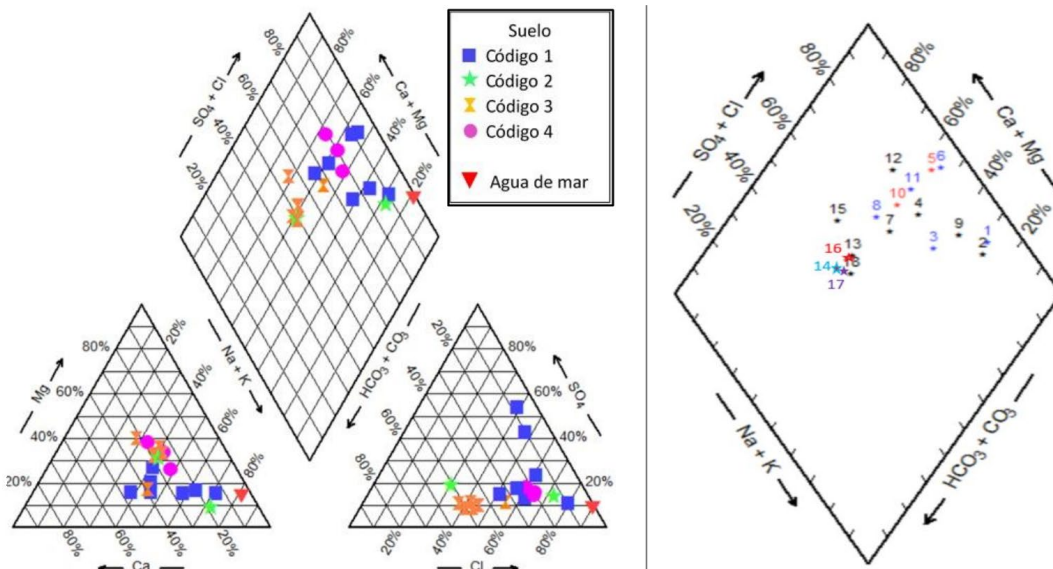


Figura 3. Diagrama de Piper para las muestras de agua subterránea en la zona de estudio, que permite establecer los tipos de agua en cada pozo.

Tabla 2. Tipos de agua e iones presentes en la forma dominante o mixta.

Pozo	Tipo de agua	Aniones	Cationes
1	Cl-Na	Cl	Na
2	Cl-Na	Cl	Na
3	Cl-Na	Cl	Na
4	Mixta Cl-(Na-Mg)	Cl	Na-Mg
5	Mixta (Cl-SO ₄)-(Na-Ca)	Cl-SO ₄	Na-Ca
6	Mixta SO ₄ -(Na-Ca)	SO ₄	Na-Ca
7	Mixta Cl-(Na-Ca)	Cl	Na-Ca
8	Mixta Cl-(Ca-Na)	Cl	Ca-Na
9	Cl-Na	Cl	Na
10	Mixta Cl-(Na-Ca)	Cl	Na-Ca
11	Mixta Cl-(Na-Mg)	Cl	Na-Mg
12	Mixta Cl-(Mg-Na)	Cl	Mg-Na
13	Mixta (HCO ₃ -Cl)-(Na-Mg)	HCO ₃ -Cl	Na-Mg
14	Mixta HCO ₃ -(Na-Mg)	HCO ₃	Na-Mg
15	Mixta (Cl-HCO ₃)-(Mg-Ca)	HCO ₃ -Cl	Mg-Ca
16	Mixta (HCO ₃ -Cl)-(Na-Mg)	HCO ₃ -Cl	Na-Mg
17	Mixta (HCO ₃ -Cl)-(Na-Mg)	HCO ₃ -Cl	Na-Mg
18	Mixta (HCO ₃ -Cl)-(Na-Mg)	HCO ₃ -Cl	Na-Mg

más bajos medidos y sus conductividades presentan valores cercanos al promedio de todos los pozos muestreados. Aun cuando en el pozo 15 el anión dominante es el bicarbonato, su concentración es similar en el resto de los pozos.

Del diagrama de Piper (Figura 3) se observa que la totalidad de las aguas relacionadas a depósitos eólicos (Código 1: pozos 1, 3, 5, 6, 8, 9 y 10) son el grupo más cercano al tipo agua de mar, presentando una alta dispersión tanto en el gráfico de tipos de agua como en el gráfico de los iones dominantes. Las aguas relacionadas a rocas intrusivas (Código 4: pozos 2 y 17) también presentan una alta dispersión diferenciándose claramente el pozo que está en el borde costero (pozo 2), del pozo que se encuentra hacia el interior (pozo 17). Las aguas asociadas a depósitos aluviales (Código 2: pozos 7, 13, 14, 15, 16 y 18) y secuencias marinas ransgresivas (Código 3: pozos 4, 11 y 12) se alejan del tipo de agua de mar y mantienen una baja dispersión en su grupo.

Identificación de procesos de interacción suelo-agua mediante ACP

Como lo demuestra Bahir *et al.* (2018), Heydarirad *et al.* (2019) y Umarani *et al.* (2019) el Análisis estadístico de Componentes Principales (ACP) facilita la interpretación de cualquier conjunto de datos, que en el presente trabajo es aplicado a los datos hidroquímicos. En este caso, se obtiene que las variables agrupadas en dos componentes principales, CP1 y CP2, con autovalores mayores que 1, en conjunto, permiten explicar el 82.75 % de la varianza. En la Tabla 3 se muestran los coeficientes de peso de cada ion mayor asociado a CP1 y CP2, considerando la estandarización de las variables mediante la resta de su media y la división por su desviación estándar correspondiente. Se observa que para el Componente Principal 1 (columna CP1) todos los pesos ponderados de la concentración de los iones son positivos. El orden descendente corresponde a $K^+ > Ca^{2+} > SO_4^{2-} > Mg^{2+} > Na^+ > Cl^- > HCO_3^- > CO_3^{2-}$. En el caso del Componente Principal 2 (columna CP2) los pesos ponderados de la concentración de los iones presentan valores positivos y negativos. En términos de su valor absoluto, el orden descendente es $CO_3^{2-} > HCO_3^- > Na^+ (-) > Cl^- (-) > K^+ (-) > Mg^{2+} > Ca^{2+} > SO_4^{2-} (-)$.

La proyección de las variables en el plano CP1 y CP2 se muestra en la Figura 4. Se observa la relación entre las variables identificándose 3 grupos: (K^+ , Ca^{2+} , SO_4^{2-} , Mg^{2+}), (Cl^- , Na^+) y (CO_3^{2-} , HCO_3^-). A través

Tabla 3. Coeficientes de peso de cada ion mayor, asociados a los componentes principales CP1 y CP2.

Ion mayoritario	CP1 (67.88 %)	CP2 (14.87 %)
Na ⁺	0.3794	-0.3070
Mg ²⁺	0.3932	0.0946
K ⁺	0.4134	-0.1492
Ca ²⁺	0.4062	0.0559
Cl ⁻	0.3655	-0.2829
SO ₄ ²⁻	0.4044	-0.0019
CO ₃ ²⁻	0.1357	0.6642
HCO ₃ ⁻	0.2236	0.5918

de CP2, el último grupo se separa claramente del resto de las variables indicando procesos que están particularmente asociados a CO_3^{2-} y HCO_3^- . CP1 está principalmente relacionado a los 2 primeros grupos de variables y CP2 está principalmente relacionado a CO_3^{2-} y HCO_3^- .

En la Figura 5 se proyectan los pozos en el espacio definido por CP1 y CP2, agrupándolos según la asociación de suelos depurada definida anteriormente, utilizada en el diagrama de Piper (Figura 3). Para el área de estudio se observa que los procesos catiónicos en ambiente marino y lixiviación de carbonatos (CP1) generan una mayor diferenciación entre los pozos que la lixiviación de carbonatos en ambientes no marinos (CP2). CP1 afecta mayormente a los pozos ubicados en depósitos eólicos (suelo 1) generando una mayor dispersión entre ellos. Valores positivos de CP1 se observan casi exclusivamente en suelo del tipo 1, excepto en los pozos 3 y 8. El efecto de CP2 en dicho tipo de suelos presenta valores positivos y negativos con una menor dispersión que CP1.

Los resultados anteriores indican la posible existencia de procesos de intrusión marina, de intercambio iónico y de lixiviación en ambientes marinos y no marinos.

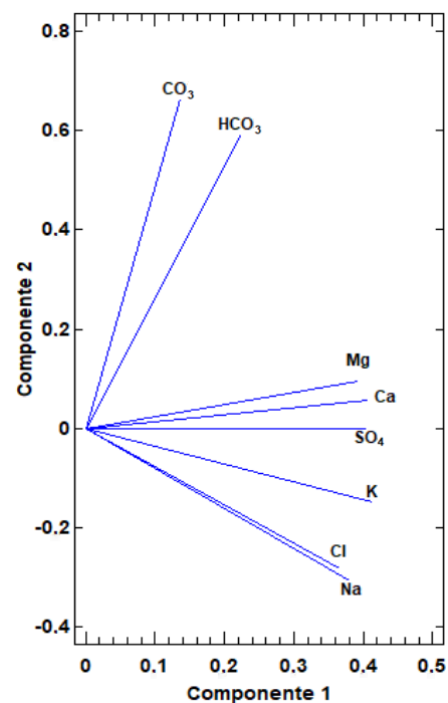


Figura 4. Proyección de las variables en componentes principales CP1 y CP2, resultado del Análisis estadístico de Componentes Principales.

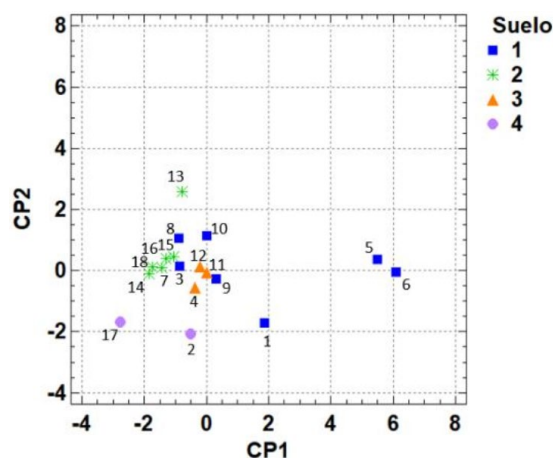


Figura 5. Proyección de los pozos en el plano definido por los componentes principales CP1-CP2.

Relaciones entre los iones mayores y la interacción suelo-agua

Para profundizar en los potenciales procesos de interacción suelo-agua se realizan diferentes correlaciones entre los componentes químicos de las aguas (Figura 6a-6g).

Se observa una alta correlación entre sodio y cloruro, cercana a la recta 1:1 (Figura 6a). Los depósitos eólicos, aluviales y rocas intrusivas mantienen claramente dicha relación, estos dos últimos con menores concentraciones de los iones. Los pozos en suelos eólicos presentan mayor dispersión respecto a la relación 1:1, sobre todo en los pozos 1, 5 y 6 que presentan las mayores concentraciones. Todos los pozos en suelo de secuencias marinas transgresivas (4, 11, 12) se ubican bajo la relación 1:1, pero cercana a ella debido posiblemente al ambiente marino de dichas secuencias.

En el gráfico de correlación entre potasio y calcio (Figura 6b) se observa que todas las aguas están notoriamente bajo la recta $Y=X$. El mayor alejamiento de la recta se da en los pozos influenciados por depósitos eólicos (Tipo 1) ubicados en el borde costero, pero que se encuentran cercanos a suelos con secuencias marinas transgresivas (Tipo 3). Los pozos que presentan mayor presencia de calcio y potasio están ubicados en depósitos eólicos en el borde costero cercanos a secuencias marinas transgresivas o están directamente ubicados en secuencias marinas transgresivas.

Existe una alta correlación entre calcio y sulfato (Figura 6c) con exceso de calcio en todos los tipos de suelo, excepto en los pozos 5 y 6 los cuales quedan bajo la relación 1:1, con alta presencia de sulfato y calcio. Las mayores concentraciones de calcio y sulfato se presentan en depósitos eólicos y secuencias marinas transgresivas.

El gráfico que relaciona calcio con magnesio (Figura 6d), indica que en los suelos del tipo 2, 3 y 4 la relación 1:1 tiende a mantenerse. La mayor dispersión se presenta en depósitos eólicos del borde costero, lo que es coherente con las dispersiones observadas en el diagrama de Piper. El exceso de calcio frente a magnesio está asociado a depósitos eólicos y secuencias marinas transgresivas.

De acuerdo con la Figura 6e principalmente los pozos ubicados en depósitos aluviales (Tipo 2) presentan exceso de bicarbonato respecto al calcio. Los principales casos de exceso de calcio versus bicarbonato se presentan en depósitos eólicos y en secuencia marina transgresiva cercana al mar.

Por otro lado, el exceso de calcio frente a sulfato identificado en la Figura 6c indica que puede existir otra fuente adicional de calcio como podría ser dolomita o calcita (Vallejos *et al.*, 2020). Al respecto, si al calcio total se le resta el calcio asociado a la disolución de anhidrita (o yeso) se obtiene una concentración de calcio (Ca^*) que estaría asociada

a la disolución de calcita. Esto se realiza graficando el número de equivalentes de Ca^* versus el número de equivalentes de bicarbonato, para considerar la estequiometría de las reacciones involucradas (Lecomte *et al.*, 2008). La Figura 6f muestra que la mayoría de los pozos presentan una tendencia en torno a la curva teórica de disolución de la calcita y que solo los pozos 5 y 6, que presentan sulfatación, se alejan notoriamente de dicha tendencia. El pozo 8, en Quebrada El Almendral, al sur de Tongoy, muestra un mayor exceso de calcio.

En la Figura 6g se observa que mayoritariamente se presentan intercambios iónicos reversos, posicionándose los pozos en el cuadrante superior izquierdo con relación 1:-1 (Bahir *et al.*, 2018). Todos los pozos ubicados en secuencias marinas transgresivas presentan fijación del sodio y liberación de magnesio y calcio (intercambio iónico reverso). Lo mismo ocurre para los pozos 1, 10 y 8 ubicados en depósitos eólicos del borde costero. Los restantes pozos en suelo con depósitos aluviales, depósitos eólicos y rocas intrusivas presentan intercambio iónico reverso menor al grupo anterior.

Estado de saturación de las sales en el acuífero

Utilizando el software PHREEQC 2.18 (PHREEQC, 2012) se obtiene el estado de saturación de las sales, datos que se entregan en la Tabla 4. En las Figuras 7a, 7b y 7c se presentan, respectivamente, las coberturas espaciales generadas con QGIS 3.10 (QGIS, 2019) para el estado de saturación de las sales aragonita, calcita y dolomita las cuales en algunas zonas presentan sobresaturación o se encuentran en estado de equilibrio. Se observa que el comportamiento espacial de la saturación de estas tres sales es similar, diferenciándose en el grado pues la saturación de la aragonita es menor a la calcita, y la calcita es menor a la dolomita. Los principales sectores de sobresaturación se observan en el borde costero, en depósitos eólicos, asociado a intercambio iónico reverso (Figura 6g) y eventualmente asociado a intrusión marina por su cercanía al mar. También se observa sobresaturación de dolomita en secuencias marinas transgresivas y depósitos aluviales, asociada a intercambio iónico reverso (Figura 6g). Las restantes sales yeso, halita y anhídrita presentan estado de subsaturación en todo el sector de estudio, por lo que no se entrega figura asociada a su comportamiento espacial.

Tabla 4. Índice de saturación (SI) de sales en el acuífero de Tongoy.

	CaSO ₄ Anhidrita	CaCO ₃ Aragonita	CaCO ₃ Calcita	CaMg(CO ₃) ₂ Dolomita	CaSO ₄ ·2H ₂ O Yeso	NaCl Halita
Pozo 1	-1.89	0.18	0.33	0.80	-1.65	-5.06
Pozo 2	-2.00	0.08	0.23	0.24	-1.77	-5.59
Pozo 3	-2.10	0.28	0.43	0.69	-1.86	-5.99
Pozo 4	-1.94	0.29	0.44	0.97	-1.71	-6.02
Pozo 5	-0.77	0.77	0.92	1.61	-0.52	-5.22
Pozo 6	-0.58	0.43	0.58	0.83	-0.34	-5.18
Pozo 7	-2.26	0.13	0.27	0.28	-2.03	-6.48
Pozo 8	-1.94	0.31	0.46	0.50	-1.70	-6.38
Pozo 9	-1.70	-0.31	-0.16	-0.34	-1.47	-5.63
Pozo 10	-1.80	0.38	0.53	1.01	-1.55	-6.02
Pozo 11	-1.93	-0.24	-0.10	0.12	-1.73	-5.96
Pozo 12	-2.00	-0.51	-0.37	-0.55	-1.76	-6.13
Pozo 13	-2.51	-0.77	-0.62	-1.02	-2.27	-6.69
Pozo 14	-2.75	0.03	0.17	0.49	-2.51	-7.09
Pozo 15	-2.47	0.22	0.37	0.89	-2.23	-6.80
Pozo 16	-2.65	0.14	0.28	0.68	-2.41	-6.79
Pozo 17	-2.98	-1.31	-1.17	-2.24	-2.74	-7.69
Pozo 18	-2.91	-1.03	-0.88	-1.57	-2.67	-7.03

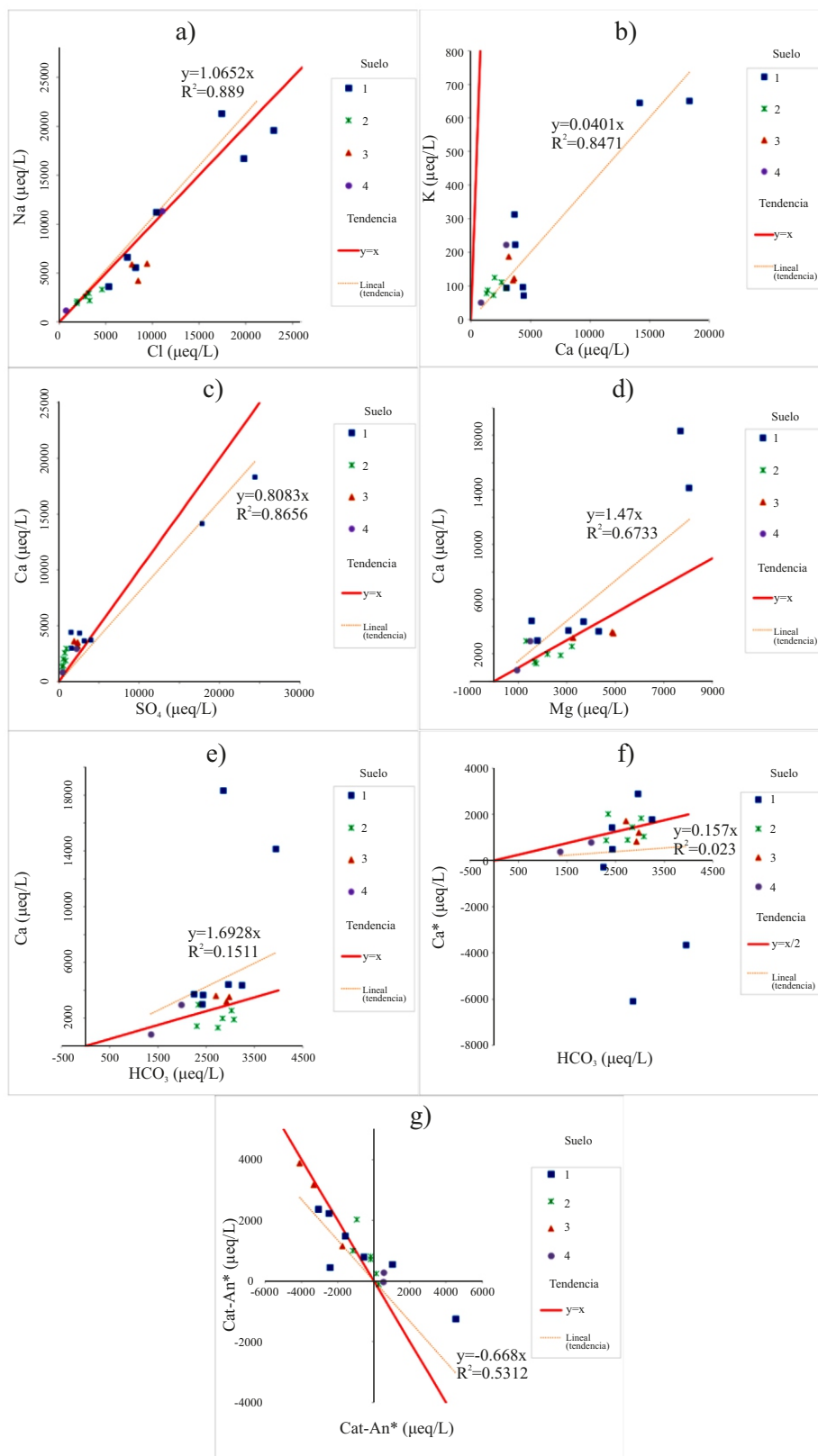


Figura 6. Diagramas de relación entre concentración de iones mayores: (a) Na^+/Cl^- (µeq/L); (b) K^+/Ca^{2+} (µeq/L); (c) Ca^{2+}/SO_4^{2-} (µeq/L); (d) Ca^{2+}/Mg^{2+} (µeq/L), (e) Ca^{2+}/HCO_3^- (µeq/L); (f) Ca^*/HCO_3^- (µeq/L); (g) $Cat-An^*$ [(Ca+Mg)-(HCO₃+SO₄)] / $Cat-An^*$ [(Na+K)-Cl] (µeq/L).

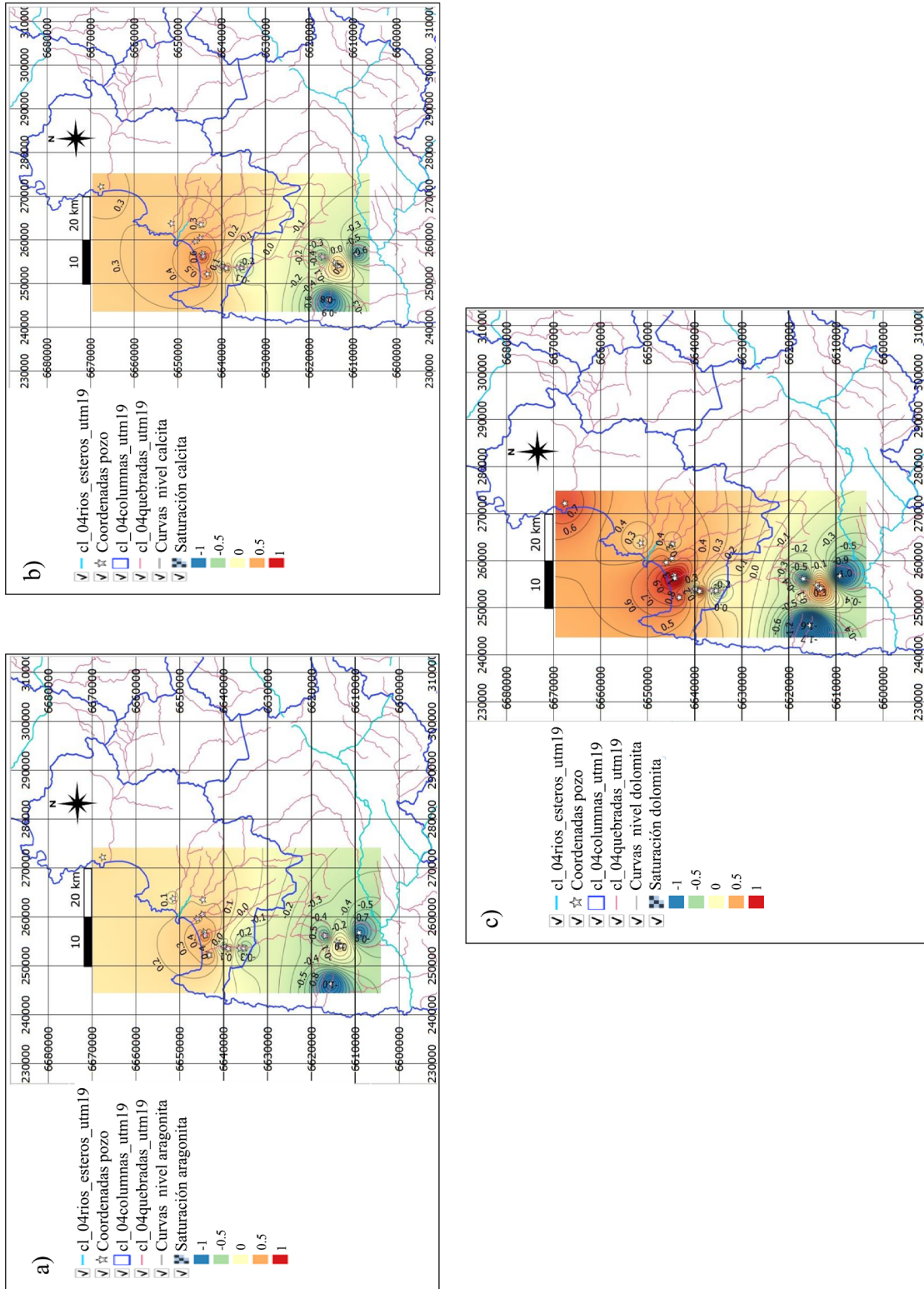


Figura 7. Comportamiento espacial (Datum WGS 84 UTM, Huso 19S) del estado de saturación de sales (SI: Saturation Index): (a) aragonita; (b) calcita, (c) dolomita.

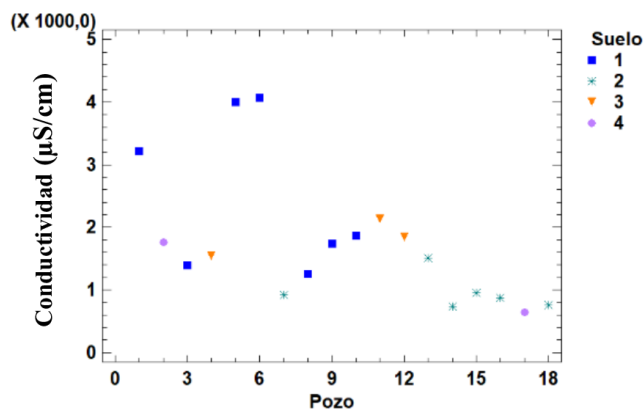


Figura 8. Conductividad medida ($\mu\text{S}/\text{cm}$) en los pozos de muestreo del área de estudio, por tipo de suelo.

Comportamiento de la conductividad eléctrica en el acuífero

En la Figura 8 se grafica la conductividad eléctrica en $\mu\text{S}/\text{cm}$ para cada pozo, como manifestación de la presencia de iones en el agua, al mismo tiempo de identificar la asociación a los diferentes tipos de suelo. Los mayores valores de conductividad eléctrica (mayor estado de salinización) están asociados a depósitos eólicos, seguidos de secuencias marinas transgresivas, depósitos aluviales y finalmente rocas intrusivas.

En la Tabla 5 se presenta el resultado de la regresión múltiple de la conductividad eléctrica en función de los componentes principales. Se observa que existe una relación estadísticamente significativa entre las variables con un nivel de confianza del 95.0 %. El estadístico R^2 indica que dicho modelo puede explicar el 94.3836 % de la variabilidad en la conductividad. CP2 presenta el valor más alto de P , siendo mayor que 0.05. Luego, este término no es estadísticamente significativo, con un nivel de confianza igual o mayor al 95.0 %, y por lo tanto puede no considerarse en el modelo.

DISCUSIÓN

Los resultados asociados a los pozos 5 y 6 indicarían probables procesos de intrusión marina en el borde costero (Aravena, 1997; Barlow y Reichard, 2010; Hussain *et al.*, 2019). Por otro lado, la caracterización de pozos 13 a 18, y la asociación del pozo 14 a depósitos aluviales es coherente por lo interpretado por Umarani *et al.* (2019) respecto a que la presencia de bicarbonato estaría asociada a procesos de mineralización en el agua subterránea.

El hecho que en los pozos 5 al 10 se observa una mezcla de cationes Na-Ca y que desde el pozo 11 hacia el interior la mezcla de cationes es principalmente de Na-Mg, indicaría eventuales procesos de interacción suelo-agua por intercambio iónico de sodio con calcio y magnesio (Lecomte *et al.*, 2011; Moubark y Abdelkareem, 2018; Cardona *et al.*, 2018; Bahir *et al.*, 2018). Observando al mismo tiempo los aniones y cationes, los pozos 11 y 12 podrían estar indicando el límite espacial de los efectos de penetración de la cuña salina en la Quebrada de Pachingo, asociada a la presencia de cloruro y sodio y a la aparición de magnesio a partir de dicha zona, hacia el interior del continente. En el caso del sector del pozo 15, donde el anión dominante es el bicarbonato, ocurre que los aniones cloruro y sulfato disminuyen de tal manera hacia el interior que el bicarbonato comienza a ser más importante, además que el valor de pH básico desplaza el equilibrio en desmedro de la forma carbonato.

A partir de la Tabla 3 y Figura 4, se puede interpretar que CP1, de mayor a menor importancia, está principalmente asociado a

interacciones suelo-agua, incluyendo meteorización, lixiviación e intercambio catiónico (K^+ , Ca^{2+} , SO_4^{2-} , Mg^{2+}) (Bahir *et al.*, 2018; Vallejos *at al.*, 2020) intrusión y/o presencia de transgresiones marinas (Na^+ , Cl^-) (Bahir *et al.*, 2018) y meteorización y lixiviación de carbonatos (HCO_3^- , CO_3^{2-}) (Heydarirad *et al.*, 2019). Para efectos de discusión CP1 se identifica entonces con procesos catiónicos en ambiente marino y lixiviación de carbonatos.

En el caso de CP2, de mayor a menor importancia, dicho componente estaría asociado a meteorización y lixiviación de carbonatos (HCO_3^- , CO_3^{2-}) (Heydarirad *et al.*, 2019), alejamiento de la cuña salina y/o ausencia de transgresiones marinas (Na^+ , Cl^- , K^+). El peso de Mg^{2+} , Ca^{2+} y SO_4^{2-} es tan bajo que no se incorpora en esta interpretación. Así, para efectos de discusión, CP2 se identifica con lixiviación de carbonatos en ambientes no marinos.

El hecho que los procesos catiónicos en ambiente marino y lixiviación de carbonatos (CP1) generen una mayor diferenciación entre los pozos que la lixiviación de carbonatos en ambientes no marinos (CP2) es coherente con el hecho que por ser sector costero el ambiente marino sea el más influyente, coincidiendo con lo observado por Vallejos *et al.* (2020). Por otro lado, se identifica un mayor efecto de CP1 en los pozos ubicados en depósitos eólicos (suelo 1) generando una mayor dispersión entre ellos principalmente con valores positivos (excepto en los pozos 3 y 8), y un menor efecto de CP2 con valores positivos y negativos. Esto se asocia a que los depósitos eólicos en el área de estudio tendrían una mayor permeabilidad en las desembocaduras de las quebradas (1–10 m/día) que los otros tipos de suelo (SERNAGEOMIN, 2006; DGA, 2016; DGA, 2017a; Hidrogestión, 2016), con una mayor área de influencia de las características de ambiente marino que se presentan.

En los suelos tipo depósitos aluviales (tipo 2) CP1 genera una menor diferenciación entre pozos dado que los procesos de intercambio iónico son lentos (Vallejos *et al.*, 2020). Los valores de CP1 observados son negativos dado que no presentarían ambiente marino por estar principalmente lejos del borde costero (Figura 1c). En estos suelos, CP2 se presenta siempre con valores positivos con una dispersión observable solo en el pozo 13. En este caso el aporte de carbonato y bicarbonato por lixiviación es lento por la baja pluviometría en la zona explicando la baja dispersión; y los valores son positivos porque la lixiviación siempre incrementará la presencia de dichos iones en el agua subterránea (Umarani *et al.*, 2019).

En los suelos de secuencias marinas transgresivas (tipo 3) la diferenciación de pozos es muy baja tanto por CP1 como por CP2, ambos con valores cercanos a cero. Esto por la baja pluviometría en la zona y la baja permeabilidad (0.1–1 m/día) en estos suelos (SERNAGEOMIN, 2006; DGA, 2016; DGA, 2017a; Hidrogestión, 2016), con procesos de intercambio iónico que son lentos (Vallejos *et al.*, 2020).

En suelos del tipo 4 tanto CP1 como CP2 presentan valores negativos con una alta dispersión entre las aguas de los pozos. En las rocas intrusivas del sector la permeabilidad es prácticamente nula (0.0001 m/día) por lo tanto la calidad de las aguas está determinada fuertemente

Tabla 5. Regresión múltiple de la conductividad eléctrica en función de los componentes principales CP1 y CP2.

Parámetro	Coficiente	Error Estándar	Valor-P
CONSTANTE	1734.06	62.2093	0
CP1	434.198	27.4687	0
CP2	-87.3253	58.6958	0.1575
R^2	94.3836 %		

por las características del sector puntual donde se ubica cada pozo. De la Figura 1c se observa cuan distantes están los pozos (2 y 17) en este tipo de suelo, explicando la alta dispersión. Los valores negativos pueden estar asociados a ausencia de ambiente marino, baja lixiviación por el tipo de suelo y a intercambio iónico prácticamente nulo, casi sin poder distinguirse de un proceso de dilución (Bahir *et al.*, 2018).

En general, se observa que los procesos catiónicos en ambiente marino y lixiviación de carbonatos (CP1) se presentan en orden descendiente de importancia por tipo de suelo según $1 > 4 > 2 > 3$. La lixiviación de carbonatos en ambiente no marino (CP2) se presentan en orden descendiente de importancia por tipo de suelo según $1 \sim 2 > 4 > 3$. Esto indicaría que la cercanía al mar es la condición más determinante para ambos componentes.

La alta correlación sodio-cloruro (Figura 6a) indicaría que ambos componentes tienen un mismo origen que puede ser intrusión marina o dilución de halita (Lecomte *et al.*, 2008; Barlow y Reichard, 2010; Bahir *et al.*, 2018; Heydarirad *et al.*, 2019). En el caso de los pozos 5 y 6, su dispersión puede deberse a procesos de sulfatación identificados en la sección anterior. Los pozos en suelo de secuencias marinas transgresivas (4, 11, 12) ubicados bajo la relación 1:1, pero cercana a ella debido posiblemente al ambiente marino de dichas secuencias, presentan aguas mixtas con intercambio catiónico Na-Mg (Tabla 2), lo que explicaría sus posiciones bajo la recta 1:1 por fijación de sodio en la matriz y liberación de magnesio y calcio. Esto es concordante con lo interpretado por Bahir *et al.* (2018) en sectores costeros de Marrueco y por Vallejos *et al.* (2020) en España.

El exceso de calcio observado en la Figura 6b puede deberse a disolución de carbonatos presente en el suelo (Lecomte *et al.*, 2011; Bahir *et al.*, 2018)). Lo discutido anteriormente es coherente con el hecho que los pozos influenciados por depósitos eólicos (Tipo 1) en el borde costero cercanos a secuencias marinas transgresivas son los más alejados de la recta teórica, y que los pozos que presentan mayor presencia de calcio y potasio están ubicados en depósitos eólicos en el borde costero cercanos a secuencias marinas transgresivas o están directamente ubicados en secuencias marinas transgresivas. CP1 es mayor en este tipo de suelo, asociado entre otras causas a su mayor permeabilidad (SERNAGEOMIN, 2006; DGA, 2016; Hidrogestión, 2016; DGA, 2017a).

La alta correlación entre calcio y sulfato (Figura 6c) indica que pueden tener el mismo origen, pero siempre con exceso de calcio en casi todos los tipos de suelo, excepto en los pozos 5 y 6 los cuales quedan bajo la relación 1:1. La caracterización hidrogeoquímica realizada anteriormente identifica sulfatación en dichos pozos (Tabla 2). Esto significaría un aporte importante de calcio por disolución de anhídrita o yeso (Bahir *et al.*, 2018; Vallejos *et al.*, 2020), lo que explicaría la dispersión observada con alta presencia de sulfato y calcio al mismo tiempo.

En el gráfico de calcio versus magnesio (Figura 6d), si se considera que la relación 1:1 tiende a mantenerse en los suelos del tipo 2, 3 y 4, indicaría que en dichos suelos ambos cationes tendrían el mismo origen asociado a intercambio catiónico con el sodio (Bahir *et al.*, 2018; Vallejos *et al.*, 2020). La mayor dispersión se presenta en depósitos eólicos del borde costero coherente con eventual intrusión marina o disolución de anhídrita o yeso como se discutió anteriormente de la Figura 6c (Vallejos *et al.*, 2020). El exceso de calcio frente a magnesio está asociado a depósitos eólicos y secuencias marinas transgresivas, lo que es coherente con lo observado anteriormente en el análisis de componentes principales.

De la Figura 6e se observa que, a excepción de los 2 pozos con mayores concentraciones de calcio (pozos 5 y 6), el resto de ellos se ubican cercanos a la curva teórica de disolución de la calcita, indicando que esta podría ser otra fuente de calcio, adicional a las

anteriormente discutidas. El alejamiento de los pozos 5 y 6 de dicha tendencia se debería a la sulfatación de los mismos, identificada anteriormente. Adicionalmente, por la ubicación cercana a la costa no puede descartarse la intrusión marina como otra fuente adicional de calcio. Incluso podría estarse dando una combinación con intercambio catiónico del calcio con el magnesio, según propone Vallejos *et al.* (2020) en su modelo conceptual de acuíferos costeros.

Los pH más básicos, en el orden de 8, observados en el borde costero, hacen que el ion predominante sea al bicarbonato en equilibrio con el carbonato (Bahir *et al.*, 2018; Lecomte *et al.*, 2011). Por esto en la Figura 6f, solo los pozos ubicados en depósitos aluviales (Tipo 2) presentan exceso de bicarbonato respecto al calcio asociado a procesos de meteorización y lixiviación. Los principales casos de exceso de calcio versus bicarbonato en depósitos eólicos y en secuencias marinas transgresivas cercanas al mar, permiten asociar dicho exceso a origen marino.

Una situación similar a la presentada en la Figuras 6g es reportada por Bahir *et al.* (2018) en el acuífero de Essaouira (Marruecos) cercano al Océano Atlántico, donde la mayoría de los pozos presentan intercambio iónico reverso, estando ubicados en suelos de calizas. Incluso en aquellos pozos cerca del origen de los ejes (2, 3, 7, 13, 14, 16) pudiera presentarse solo dilución. La mayoría de dichos pozos se ubican en suelos aluviales, explicando este posible efecto de solo disolución. Los pozos 5, 6 y 9 se alejan de la recta con pendiente -1, ubicándose geográficamente cercanos entre sí, por lo que la sulfatación identificada para 5 y 6 pudiera estar afectando al pozo 9. En los pozos 17 y 18 del interior (cuadrante inferior derecho), el estar cercanos al origen indica que de haber un intercambio iónico directo este sería muy pequeño.

La sobresaturación costera de la aragonita (CaCO_3 ; sistema cristalino ortorrómbico), calcita (CaCO_3 ; sistema cristalino hexagonal romboédrico) y dolomita ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$; sistema cristalino trigonal) (Figuras 7a, 7b, 7c) es coherente con la presencia de calizas en el borde costero en sectores con secuencias marinas transgresivas (MP1m) y con procesos de eventual intrusión marina identificados anteriormente. Además, es coherente con lo ya indicado donde se identifica fijación del sodio y liberación de magnesio y calcio (intercambio iónico reverso) en las secuencias marinas transgresivas. Sin embargo, en el sector sur, donde se ubican los pozos 14, 15 y 16, principalmente en el pozo 15, se observa también estado de sobresaturación. Los depósitos aluviales existentes en ese punto, por sí solos no permiten explicar esta situación, por lo que pudiera deberse a influencia de intrusiones de otros tipos de suelos cercanos (secuencias sedimentarias).

La existencia de iones en el agua se manifiesta en la conductividad eléctrica que esta presenta (Lecomte *et al.*, 2008; Bahir *et al.*, 2018; Cardona *et al.*, 2018; Mehr *et al.*, 2019; Heydarirad *et al.*, 2019; Vallejos *et al.* 2020). Dependiendo de la característica de cada ion (concentración, carga, reactividad, equilibrio químico, etc) es la influencia que tiene y en conjunto determinan el valor de conductividad eléctrica en el agua (Lecomte *et al.*, 2008; Bahir *et al.*, 2018; Umarani *et al.*, 2019; Vallejos *et al.* 2020). Es decir, que no solo debe considerarse cada ion en particular, sino también los procesos en que individual o colectivamente participan, junto con el grado de importancia de dichos procesos. Estas consideraciones están incorporadas en la obtención e interpretación de los componentes principales asociados a los iones mayores (Bahir *et al.*, 2018; Heydarirad *et al.*, 2019). En relación con la dependencia de la conductividad respecto de los componentes principales, CP1 y CP2, se interpreta que los procesos catiónicos en ambiente marino (CP1) son los que determinan principalmente la salinización de las aguas, y la variación de conductividad, en el sector de estudio. La lixiviación de carbonatos en ambientes no marinos (CP2), aun cuando ocurre, tiene una casi nula influencia en la salinización y variación de la conductividad.

Lo anterior permite explicar, de acuerdo con la Figura 8, que los pozos ubicados en depósitos eólicos (suelo 1) y secuencias marinas transgresivas (suelo 3) presentan mayor valor de conductividad debido principalmente al ambiente marino y en segundo lugar a procesos catiónicos (CP1). En los depósitos eólicos la dispersión del valor de conductividad eléctrica es mayor debido a que los procesos de interacción bajo la superficie son diferentes lo largo de la costa. Para los pozos en depósitos aluviales (suelo 2) y en rocas intrusivas (suelo 4) su conductividad eléctrica presenta menor dispersión y valores más bajos, dada la ausencia del ambiente marino, ocurriendo principalmente procesos de meteorización y lixiviación.

En cuanto a la aplicabilidad de estos resultados en otros acuíferos costeros de Chile y de otros países, se confirma lo observado en Marruecos y España, en cuanto a la influencia de la intrusión marina y dilución de halita como fuentes de calcio en depósitos eólicos; y en secuencias marinas transgresivas, la observación de intercambio iónico reverso (fijación de sodio y liberación de calcio y magnesio desde el suelo) y disolución de anhídrita y yeso como fuentes adicionales. Estas últimas, incluso se asocian a procesos de sulfatación.

Además, se confirma que el pH más básico que presentan en general los acuíferos costeros en el sector de borde del mar mantiene un equilibrio iónico predominando el bicarbonato, pero que hacia el interior puede desplazarse hacia la forma carbonato. La bicarbonatación se puede ver incrementada por procesos de meteorización, lixiviación o simplemente disolución, en depósitos aluviales. Lo anterior es confirmado por el comportamiento de sobresaturación costera de la aragonita, calcita y dolomita, con la presencia de calizas en el borde mar de los acuíferos costeros, asociándose a secuencias marinas transgresivas (MP1m) y a procesos de eventual intrusión marina.

Al igual que en el caso de estudio, se puede esperar que en muchos de los acuíferos costeros los procesos catiónicos en ambiente marino determinen principalmente la salinización de las aguas del acuífero. Las aguas subterráneas ubicadas en depósitos eólicos y secuencias marinas transgresivas presentarían mayor conductividad debido principalmente al ambiente marino y en segundo lugar debido a procesos catiónicos. Para aguas subterráneas ubicadas en depósitos aluviales y en rocas intrusivas su conductividad eléctrica presenta menor dispersión y valores más bajos, dada la ausencia del ambiente marino, ocurriendo principalmente procesos de meteorización y lixiviación.

Con la metodología integral propuesta aplicada se obtiene una caracterización integral y coherente del acuífero de Tongoy mediante el uso de herramientas estadísticas (análisis por conglomerados, análisis e interpretación de componentes principales), interpretación hidrogeoquímica, de las relaciones de iones mayores y procesos de disolución de sales, de procesos de intercambio iónico, del estado de saturación de sales y la representación matemática del comportamiento espacial de la conductividad eléctrica en el acuífero. Dicha metodología y herramientas son de fácil replicación y acceso para la comunidad científica.

Los resultados de interacción suelo-agua en el acuífero costero de Tongoy se espera sean similares a acuíferos costeros de otros lugares. En el caso nacional, por ejemplo, en los restantes acuíferos costeros de la región de Coquimbo que presenten una geología e hidrogeología similar. Al respecto, nuestro equipo ha levantado datos en el valle del Choapa, los cuales están en proceso. Existen siete acuíferos costeros más en la región que requerirían ser estudiados. Más al norte de Chile la geología e hidrología del borde costero podría variar un poco, pero la metodología aquí integrada, es absolutamente replicable. La misma situación podría darse para la caracterización de acuíferos costeros de otros países con lugares de geología (costa americana del Pacífico, Noruega, Asia) y/o hidrología similar, y por lo tanto con resultados

similares. Y aun cuando la geología e hidrología sean diferentes, esta metodología puede ser también fácilmente replicada.

CONCLUSIONES

Las características de las aguas en el sector de estudio se pueden asociar a 4 tipos de suelo en los que se ubican los pozos (1: depósitos eólicos, 2: depósitos aluviales, 3: secuencias marinas transgresivas, 4: rocas intrusivas), siendo coherente la agrupación estadística de conglomerados (AC) con los tipos de agua identificados (mixta, clorurada sódica) y con sus características hidroquímicas (iones dominantes) espaciales. El agua obtenida en la mayoría de los pozos es mixta, excepto en el borde costero donde el tipo de agua clorurada sódica se asocia a la cercanía del mar y presencia de ambiente marino.

Los procesos hidrogeoquímicos identificados por ACP son principalmente dos: CP1 que considera procesos catiónicos en ambiente marino y lixiviación de carbonatos, estando asociado a meteorización, lixiviación (SO_4^{2-}) e intercambio catiónico (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+), intrusión y/o presencia de transgresiones marinas (Cl , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+); CP2 que considera lixiviación de carbonatos en ambientes no marinos, estando asociado a meteorización y lixiviación de carbonatos (HCO_3^- , CO_3^{2-}), alejamiento de la cuña salina y/o ausencia de transgresiones marinas (Cl , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , K^+). Dichos procesos están asociados también a los tipos de suelo presentes, en los cuales pueden ocurrir en dirección directa o inversa.

Los procesos de interacción suelo-agua que permiten explicar la presencia y comportamiento de los iones mayores son intrusión marina, disolución de halita, disolución de anhídrita o yeso, y disolución de calcita como fuente adicional de calcio, todas con un pH levemente básico. Los procesos de intercambio iónico identificados son principalmente reversos (fijación de sodio y liberación de calcio y magnesio) y se asocian a secuencias marinas transgresivas y depósitos eólicos.

Se identifica sobresaturación de sales en el borde costero y en el sector suroeste. De menor a mayor grado lo presenta la aragonita, calcita y dolomita, asociadas a secuencias marinas transgresivas y a eventual intrusión marina.

Los procesos catiónicos en ambiente marino (CP1), por si solos, permiten explicar con una alta confiabilidad el comportamiento de la conductividad eléctrica, identificándose que los mayores valores están asociados a depósitos eólicos y secuencias marinas transgresivas.

Así, la cercanía al borde costero y la distribución espacial de las transgresiones marinas son los factores que más inciden en el incremento de la concentración de los iones mayores y en los procesos de interacción suelo-agua.

Los resultados aquí obtenidos son coherentes con lo observado en las características de acuíferos costeros en otros países en cuanto a la influencia de la intrusión marina, procesos de intercambio iónico reverso, sulfatación, disolución de sales, bicarbonatación asociada a procesos de meteorización, lixiviación o simplemente disolución de sales. El aporte adicional y general del presente trabajo está en asociar estos procesos a los tipos de suelo y a su interacción con el agua subterránea, explicando adicionalmente el comportamiento espacial de los mismos y de la conductividad eléctrica. La metodología y herramientas propuestas y aplicadas son de fácil replicación y acceso para la comunidad científica, independiente que las condiciones geológicas e hidrologías sean diferentes al caso presente de estudio.

Se logra generar nuevo conocimiento científico específico para la zona de estudio, con resultados generales para los acuíferos de tipo costeros y una propuesta metodológica integral replicable a cualquier acuífero.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece al Mg. Alvaro Pacheco H. por su apoyo en la georreferenciación de los puntos de muestreo en el mapa geológico. Estos resultados de investigación han sido generados con financiamiento del Gobierno Regional de Coquimbo a través del Proyecto FIC-R BIP 30404173-0.

REFERENCIAS

- APHA/AWWA/WEF (American Public Health Association, American Water Works Association, Water Environment Federation) 2012, Method 2320 B, Titration Method, *en* Rice E.W., Baird, R.B. Eaton, A.D. Cleseri, L.S. (eds), Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater: American Public Health Association, 22th ed., 191-196.
- Aravena, S., 1997, Hidrología y evaluación del riesgo de intrusión salina en las cuencas costeras del sector de Tongoy, Chile: Santiago, Chile, Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas, Departamento de Geología, Tesis Geología Tesis para optar al grado de Geólogo, 159 pp.
- Bahir, M., Ouazar D., Ouahmdouch, S., 2018, Characterization of mechanism and processes controlling groundwater salinization in coastal semi-arid are using hydrochemical and isotopic investigations (Essaouira basin, Morocco): Environmental Sciences and Pollution Research, 25, 24992-25004, <https://doi.org/10.1007/s11356-018-2543-8>
- Barlow, P., Reichard, E., 2010, Saltwater intrusion in coastal regions of North America: Hydrogeology Journal, 18, 247-260, <https://doi.org/10.1007/s10040-009-0514-3>
- Cardona, A., Gutierrez-Ojeda, C., Martinez-Morales, M., Ortiz-Flores, G., Gonzalez-Hita, L., 2018, Hydrochemical characterization and evolution of a regional karst aquifer in the Cuatrociénegas area, Mexico, Environmental Earth Science, 77, 785, DOI:10.1007/s12665-018-7953-x
- Chao, N., Chen, G., Li, J., Xiang, L., Wang, Z., Tian, K., 2019, Groundwater Storage Change in the Jinsha River Basin from GRACE, Hydrologic Models, and In Situ Data: Groundwater, 58(5), 735-748, DOI: 10.1111/gwat.12966.
- DGA (Dirección General de Aguas), 2016, Estimación preliminar de la recarga de aguas subterráneas y Determinación de los sectores hidrogeológicos de aprovechamiento común en las cuencas costeras de la Región de Coquimbo, Chile: Santiago, Región Metropolitana, Chile, Ministerio de Obras Públicas, Dirección General de Aguas (DGA), DARH, S.I.T N°377, Informe Técnico n°94.
- DGA (Dirección General de Aguas), 2017a, Diagnóstico de aguas subterráneas en acuíferos de la II y IV Región, Chile, Ministerio de Obras Públicas, Dirección General de Aguas (DGA), Suez Medioambiente Chile, S.I.T N°411.
- DGA (Dirección General de Aguas), 2017b, Diagnóstico de la calidad de las aguas subterráneas de la región de Coquimbo, Chile, Ministerio de Obras Públicas, Dirección General de Aguas (DGA), S.I.T N°397.
- EPA (Environmental Protection Agency), 1994, Revision 5.4, Determination of Metals y Trace Elements in Water y Wastes by Inductively Coupled Plasma Atomic Emission Spectrometry ICP-AES, Method 200.8: Cincinnati, OH, EE.UU., United States Environmental Protection Agency, 57 pp.
- EPA (Environmental Protection Agency), 1997, Determination of inorganic anions in drinking water by ion chromatography, Method 300.1: Cincinnati, OH, EE.UU., United States Environmental Protection Agency, 39 pp.
- Figueroa, R., M. Suárez, L., Andreu, A., Ruiz, V.H., Vidal-Abarca, M., 2009, Caracterización ecológica de humedales de la zona semiárida en Chile central: Gayana, 73(1), 76-94, <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-65382009000100011>
- Fundación Chile, 2018, Escenarios Hídricos 2030 Radiografía del agua, Brecha y riesgo hídrico en Chile: Santiago, Chile, Futuro Latinoamericano, Fundación AVINA, Fundación Chile, ISBN: 978-956-8200-42-8, 144 pp.
- García-Huidobro, F. 2007, Modelación numérica preliminar del acuífero costero de la Quebrada Los Choros (IV Región), Chile: Santiago, Chile, Universidad de Chile, Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas, Departamento de Geología, Departamento de Ingeniería Civil, Tesis Magister en Ciencias de la Ingeniería, Mención Recursos y Medio Ambiente Hídricos y título de Geólogo, 128 pp.
- GOE (Gobierno Regional), 2013, Diagnóstico plan maestro para la gestión de recursos hídricos, Región de Coquimbo, Chile: Coquimbo, Chile, Gobierno Regional Región de Coquimbo, CONIC-BF, Ingenieros Civiles Consultores, Informe final, 780 pp, Disponible en: <<http://164.77.211.36/ipac20/ipac.jsp?session=E566824203311.4543639&profile=cirh&uri=ful%3D3100001%7E%215678%7E%210&booklistformat=>>>, acceso, enero 2020:
- GOE (Gobierno Regional), 2015, Plan estratégico para enfrentar la escasez hídrica 2015- 2025, Región de Coquimbo, Chile: Coquimbo, Chile, División de planificación y desarrollo regional del Gobierno de Coquimbo, 74 pp., disponible en <http://onemi.gorecoquimbo.gob.cl:81/publico/Plan%20Estrat%20C3%A9gico%20Escasez%20H%C3%ADrica%20RdeCoquimbo%202015-2025%20OK.pdf>, acceso, enero 2020.
- Heydarirad, L., Mosaferi, M., Pourakbar, M., Esmailzadeh, N., Maleki, S., 2019, Groundwater salinity and quality assessment using multivariate statistical and hydrogeochemical analysis along the Urmia Lake coastal in Azarshahr plain, North West of Iran: Environmental Earth Sciences, 78:670, <https://doi.org/10.1007/s12665-019-8655-8>
- Hidrogestión, 2016, Análisis y evaluación de los recursos hídricos subterráneos de los principales acuíferos costeros: Chile UCN- Región de Coquimbo, Hidrogestión- Ingeniería & Proyectos, Informe Final, 185 pp.
- Hussain, M., Abd-Elhamid, H., Javadi, A., Sherif, M., 2019, Management of Seawater Intrusion in Coastal Aquifers: A Review: Water, 11(12), 2467, <https://doi.org/10.3390/w11122467>
- INN (Instituto Nacional de Normalización), 1996a, NCh 411/2,Of96, Norma Chilena Oficial, Calidad de agua- Muestreo- Parte 2: Guía sobre técnicas de muestreo: Chile, Instituto Nacional de Normalización (INN), 14 pp.
- INN (Instituto Nacional de Normalización), 1996b, NCh 411/3,Of96, Norma Chilena, Calidad de agua- Muestreo- Parte 3: Guía sobre preservación y manejo de las muestras: Chile, Instituto Nacional de Normalización (INN), 41pp.
- INN (Instituto Nacional de Normalización), 1998, NCh 411/11,Of98, Norma Chilena, Calidad de agua- Muestreo- Parte 11: Guía para el muestreo de aguas subterráneas: Chile, Instituto Nacional de Normalización (INN), 15 pp.
- Lecomte, K.L., Milana, J.P., Formica, S.M., Depetris, P.J., 2008, Hydrochemical appraisal of ice- and rock glacier meltwater in the hyperarid Agua Negra drainage basin, Andes of Argentina: Hydrological Processes, 22(13), 2180-2195, <https://doi.org/10.1002/hyp.6816>.
- Lecomte, K.L., García, M.C., Fórmica, S.M., Depetris, P.J., 2011, Hidroquímica de ríos de montaña (Sierras de Córdoba, Argentina): elementos mayoritarios disueltos: Latin American Journal of sedimentology and basin analysis, 18(1), 43-62.
- Mehr S.S., Moghaddam, A.A., Field, M.S., 2019, Hydrogeological and geochemical evidence for the origin of brackish groundwater in the Shabestar plain aquifer, northwest Iran: Sustainable Water Resources Management, 5, 1381-1404, <https://doi.org/10.1007/s40899-017-0192-6>
- MBN (Ministerio de Bienes Nacionales), 2005, Guía de manejo para la conservación de la biodiversidad. Humedales de Tongoy: Santiago, Chile, Ministerio de Bienes Nacionales (MBN), Gobierno de Chile, Geoexplora Ltda., 100 pp.
- MMA (Ministerio de Medio Ambiente), 2019, Inventario Nacional de Humedales: Ministerio de Medio Ambiente, Gobierno de Chile, <https://humedaleschile.mma.gob.cl/>, acceso diciembre 2019.
- MOP (Ministerio de Obras Públicas), 2013, Estrategia nacional de recursos hídricos en Chile 2012-2025: Santiago, Chile, Ministerio de Obras Públicas (MOP), Gobierno de Chile, 40 pp, Disponible en <https://www.mop.cl/Documents/ENRH_2013_OK.pdf>, fecha de acceso en septiembre de 2021.
- Moubark K., Abdelkareem, M., 2018, Characterization and assessment of groundwater resources using hydrochemical analysis, GIS, and field data in southern Wadi Qensa, Egypt: Arabian Journal of Geosciences, 11:598, Corpus ID: 135265662, DOI:10.1007/s12517-018-3931-6

- PHREEQC, 2012, Phreeqc 2.18 for Windows: U.S. Geological Survey, <https://phreeqc-for-windows.software.informer.com/download/>, programa informático.
- Piper A.M., 1944, A graphic procedure in the geo-chemical interpretation of water analysis: American Geophysical Union Transactions, 25(6), 914-928, <https://doi.org/10.1029/TR025i006p00914>
- QGIS, 2019, QGIS 3.10 A Coruna for Windows: QGIS Development Team, <https://gisenglish.geojamal.com/2019/11/download-qgis-310-coruna-nov-2019.html>, programa informático.
- SERNAGEOMIN, 2003, Mapa Geológico de Chile, Versión Digital: Santiago, Chile, Servicio Nacional de Geología y Minería (SERNAGEOMIN), Publicación geológica digital N°4, escala 1:1000.000, ISSN 0717-9006.
- SERNAGEOMIN (Servicio Nacional de Geología y Minería) 2006, Geología del área Andacollo-Puerto Aldea: Santiago, Chile, Servicio Nacional de Geología y Minería, Subdirección Nacional de Geología, Serie Geológica Básica, no. 96, escala 1:100000, ISSN 0717-7283.
- Squeo, F.A., Aravena, R., Aguirre, E., Pollastri, A., Jorquera, C.B., Ehleringer, J.R., 2006, Groundwater dynamics in a coastal aquifer in north-central Chile: Implications for groundwater recharge in an arid ecosystem: Journal of Arid Environments, 67(2), 240-254, doi:10.1016/j.jaridenv.2006.02.012
- Takase, K., Fujihara, Y., 2019, Evaluation of the effects of irrigation water on groundwater Budget by a hydrologic model, Paddy and Water Environment, 17, 439-446, <https://doi.org/10.1007/s10333-019-00739-w>
- Umarani, P., Ramu, A., Kumar, V., 2019, Hydrochemical and statistical evaluation of groundwater quality in coastal aquifers in Tamil Nadu, India: Environmental Earth Sciences, 78, 452, <https://doi.org/10.1007/s12665-019-8414-x>
- Vallejos, A., Daniele, L., Sola, F., Molina, L., Pulido-Bosch, A., 2020, Anthropic-induced salinization in a dolomite coastal aquifer, Hydrogeochemical processes: Journal of Geochemical Exploration, 209, 106438, <https://doi.org/10.1016/j.gexplo.2019.106438>

Manuscrito recibido: diciembre 29, 2021

Manuscrito corregido recibido: febrero 19, 2023

Manuscrito aceptado: febrero 23, 2023