

Evolución de la intrusión marina y relaciones iónicas en el acuífero de La Paz BCS, México
Evolution of sea water intrusion and ionic ratios in the aquifer of La Paz BCS, Mexico

Arturo Cruz-Falcón^{1†}, **Janette Magalli Murillo-Jiménez²** y **Héctor Cirilo Fraga-Palomino¹**

¹ Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste (CIBNOR). Av. Instituto Politécnico Nacional No. 195, Col. Playa Palo de Sta. Rita Sur. 23096 La Paz, B.C.S., México.

[†] Autor para correspondencia (afalcon04@cibnor.mx)

² Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas del Instituto Politécnico Nacional. Avenida Instituto Politécnico Nacional s/n, Playa Palo de Sta. Rita Sur. 23096 La Paz, Baja California Sur, México.

Editor de Sección: Dr. Ramon Jaime Holguín Peña

RESUMEN

Desde hace muchos años el acuífero de La Paz se encuentra sobreexplotado y con problemas de contaminación por intrusión marina. Mediante un análisis de sólidos totales disueltos (STD), aniones y cationes principales, del 2013 al 2019, se encontró que el frente de la cuña marina considerando la isolínea de 1000 mg L⁻¹ se desplazó una distancia máxima de 8.8 y 8 km en dos frentes principales, la zona norte delimitada entre los ejidos Chametla y El Centenario, y la zona noreste ubicada al este del ejido Chametla y sur de la ciudad de La Paz. A lo largo del periodo, las concentraciones de STD permanecieron con poca variación sin incremento significativo. La Mayoría de los pozos agrícolas muestreados presentaron concentraciones mayores a 1000 y 2000 mg L⁻¹, a diferencia de los pozos de agua potable con concentraciones menores a los 1000 y 500 mg L⁻¹. Se observó una alta concentración de cloruros, sodio y calcio cuya evolución fue muy similar al de los STD. Con diferentes relaciones iónicas se pudo apoyar la teoría de que el incremento y permanencia de la salinidad es debido a la intrusión de agua de mar. Sin embargo, la zona de mezcla agua dulce-agua salada se deriva de una combinación de aguas de recarga por flujo subterráneo con el agua de mar. En base a los resultados obtenidos se estima que los pozos agrícolas no han incrementado sus extracciones y que la mayoría de los pozos de agua potable todavía están fuera del alcance de contaminación ya que la zona donde se encuentran es muy dinámica y parece tener condiciones de alta permeabilidad.

Palabras clave: aniones y cationes, capas freáticas costeras, contaminación del agua subterránea, distribución de STD.



SUMMARY

Since many years ago the aquifer of La Paz is overexploited and with pollution problems due to seawater intrusion. Through an analysis of total dissolved solids (TDS), main anions and cations, from 2013 to 2019, it was found that the front of the marine wedge considering the 1000 mg L⁻¹ isoline moved a maximum distance of 8.8 and 8 km on two main fronts, the north zone delimited between the Chametla and El Centenario ejidos, and the northeast zone located to the east of the Chametla ejido and south of the city of La Paz. Throughout the period, the TDS concentrations remained with little variation without significant increase. Most of the sampled agricultural wells had concentrations greater than 1000 and 2000 mg L⁻¹, unlike the potable water wells with concentrations less than 1000 and 500 mg L⁻¹. A high

Cita recomendada:

Cruz-Falcón, A., Murillo-Jiménez, J. M., & Fraga-Palomino, H. C. (2023). Evolución de la intrusión marina y relaciones iónicas en el acuífero de La Paz BCS, México. *Terra Latinoamericana*, 41, 1-16. e1636. <https://doi.org/10.28940/terra.v41i0.1636>

Recibido: 22 de agosto de 2022.
Aceptado: 9 de mayo de 2023.
Artículo. Volumen 41.
Agosto de 2023.

concentration of chlorides, sodium and calcium, whose evolution was very similar to that of the TDS was observed. With different ionic ratios it was possible to support the theory that the increase and permanence of salinity is due to seawater intrusion. However the freshwater-saltwater mixing zone is derived from a combination of groundwater recharge with seawater. Based on the obtained results, it is estimated that agricultural wells have not increased their extractions and that most of the potable water wells are still out of the reach of contamination since the area where they are located is very dynamic and appears to have high permeability conditions.

Index words: *anions and cations, coastal water table, groundwater contamination, TDS distribution.*

INTRODUCCIÓN

En la actualidad el uso de aguas subterráneas está limitado ya que están sometidas a una explotación intensiva en la mayoría de los principales acuíferos continentales y a lo largo de las llanuras costeras altamente productivas, donde la intrusión salina supone una amenaza constante. Las zonas de riego en condiciones de estrés se relacionan estrechamente con el uso intensivo de aguas subterráneas y el agotamiento de los acuíferos (FAO, 2021).

Durante los últimos años el acuífero de La Paz se ha sobreexplotado debido a la extracción de mayores volúmenes de agua, a través del bombeo de pozos, que el volumen que aporta la recarga natural por lluvias. Este acuífero es costero por su colindancia con el mar, circunstancia que lo hace vulnerable a la contaminación por intrusión marina. Debido a la sobreexplotación la profundidad al nivel freático ha disminuido notablemente, en algunos pozos hasta más de 30 m bajo el nivel medio del mar, y los sólidos totales disueltos (STD) han incrementado su concentración. A partir de información de la CONAGUA para los años 2008, 2009 y 2013, se infiere que la cuña de intrusión de agua de mar se introdujo a tierra más de 5.5 y 6.25 km en dos zonas principales, y continúa avanzando (Cruz-Falcón, Troyo, Murillo, García y Murillo, 2018). Información local sobre la recarga del acuífero indica que se encuentra sobreexplotado, ya que presenta un déficit anual cercano a los 10 Mm³ (Cruz-Falcón, Ramírez, Vázquez, Nava, Troyo y Fraga, 2013), aunque el déficit oficial actual es de 7.8 Mm³ (CONAGUA, 2020).

La cuenca de La Paz registra una lluvia media anual de 265 mm año⁻¹ (CNA, 2005¹). Regularmente las lluvias se presentan en la región de manera torrencial y de corta duración en la temporada de ciclones (finales de verano e inicios de otoño), las cuales no solo ocasionan inundaciones, sino que el agua de lluvia que llega al suelo escurre velozmente hacia el mar sin ser aprovechada, perdiéndose casi en su totalidad e infiltrándose al subsuelo un bajo porcentaje para recargar los acuíferos. El agua de lluvia una vez que se filtra se convierte en agua subterránea la cual fluye y se desplaza a través de las rocas y los sedimentos del subsuelo. A lo largo de su recorrido puede disolver sustancias minerales o bien contaminarse por algún elemento o sustancia que esté presente. Por tal razón, el agua subterránea frecuentemente contiene más elementos y en mayor concentración que los que se encuentran en el agua superficial (Davis y Wiest, 1971). En el caso de los acuíferos costeros como es el acuífero de La Paz, la intrusión marina ocurre por un descenso en los niveles piezométricos debido a la sobreexplotación, lo que se manifiesta principalmente en los pozos cercanos a la costa. Este proceso modifica la calidad del agua, transformándola de una buena calidad a salobre o salina, por lo que se vuelve inadecuada para el consumo humano y para el desarrollo de las diferentes actividades productivas.

¹ CNA (Comisión Nacional del Agua). (2005). Estudio para Actualizar la Disponibilidad Media Anual de las Aguas Nacionales Superficiales en las 85 (ochenta y cinco) Subregiones Hidrológicas de las 7 (siete) Regiones Hidrológicas 1,2,3,4,5,6 y 7 de la Península de Baja California, Mediante la Aplicación de la NOM-011-CNA-2000. Mexico: Subdirección General Técnica, Gerencia de Aguas Subterráneas.

Debido al cambio climático, el aumento global del nivel del mar (GMSL) ha inducido la intrusión de agua de mar en los acuíferos costeros de todo el mundo. Sin embargo, este impacto es pequeño en relación con el impacto producido principalmente por la extracción de agua subterránea debido al crecimiento de la población y agricultura, por tanto, la sobreexplotación constituye la amenaza más importante para los recursos de agua dulce subterránea, especialmente en las zonas costeras (UNESCO, 2022).

La evolución hidrogeoquímica del agua subterránea se puede determinar con información de STD, y es común el aporte de sales de sodio y magnesio a causa de la intrusión marina debida a la sobreexplotación (Carrillo-Chavez, Drever y Martínez, 2000). Los contenidos altos de cloruros, sodio y magnesio reflejan una marcada influencia de la intrusión marina, ya que son los constituyentes principales del agua de mar. Así mismo, los cambios que se presentan en la geoquímica del agua pueden relacionarse con las precipitaciones, la explotación, sobreexplotación y la recarga. La concentración de aniones y cationes definen la calidad fisicoquímica del agua y su posible origen. Los STD son una medida de la cantidad de materia, sustancias, elementos y sales disueltas en el agua. El contenido total en STD es una medida de la salinidad y ha sido propuesto por algunos autores como un método para definir la distribución superficial de la intrusión marina (Voudouris, Mandilaras y Antonakos, 2004). La Comisión Nacional del Agua (CONAGUA) utiliza las variaciones en la concentración de STD en el agua subterránea para conocer la calidad del agua, así como para delimitar la cuña de intrusión marina. El límite para consumo humano establecido por la Norma Oficial Mexicana es de 1000 mg L^{-1} (NOM-127-SSA1-2021, 2021). Normalmente este método va acompañado del análisis de iones mayoritarios como de cationes: calcio (Ca^{2+}), magnesio (Mg^{2+}), sodio (Na^+) y potasio (K^+); aniones: cloruros (Cl^-), sulfatos (SO_4^{2-}), nitratos (NO_3^-), carbonatos (CO_3^{2-}) y bicarbonatos (HCO_3^-); así como las relaciones entre ellos. Las especies mayoritarias que presentan los aumentos más significativos en sus contenidos son los cloruros, sulfatos, sodio y magnesio; y las relaciones iónicas equivalentes más comúnmente utilizadas para evaluar el estado de la intrusión marina son $\text{Mg}^{2+}/\text{Ca}^{2+}$, $\text{Cl}^-/\text{HCO}_3^-$, $\text{SO}_4^{2-}/\text{Cl}^-$ y Na^+/Cl^- (IGME, 2009). El cloruro es un ion conservativo que no es afectado por otros procesos y cuyo origen está ligado estrechamente a las contribuciones del agua de mar.

Las relaciones iónicas en muchos casos permiten comprender las reacciones fisicoquímicas que afectan a las aguas subterráneas en su camino desde las áreas de recarga hacia los puntos de descarga, y tienen directa relación con los materiales a través de los cuales circula el agua y fenómenos modificadores que cambian su composición (Castillo y Morell, 1988).

El ion cloruro es el indicador más fiable de intrusión marina, es el único ion involucrado en la mezcla agua dulce-agua salada que se comporta como estrictamente conservativo; no obstante, se puede obtener información adicional si se tienen en cuenta otros iones o relaciones entre ellos (índices hidrogeoquímicos).

Área de Estudio

El acuífero de La Paz se localiza en la cuenca hidrológica de La Paz ubicada en la porción sureste del estado de Baja California Sur, entre los $24^\circ 19' 52''$ y $23^\circ 48' 22''$ N y los $110^\circ 06' 18''$ y $110^\circ 21' 53''$ O (Figura 1). Se clasifica como un acuífero libre (CONAGUA, 2020) compuesto principalmente por materiales aluviales de alta permeabilidad que suprayacen a sedimentos arcillo-arenosos, rocas volcánicas fracturadas y piroclastos de permeabilidad baja a secundaria. La base de estas unidades corresponde a un complejo ígneo metamórfico de naturaleza impermeable (CNA, 1997²). Este acuífero se define también como un acuífero costero porque su frontera norte colinda con el

² CNA (Comisión Nacional del Agua). (1997). Censo de Captaciones de Aguas Subterráneas y Colección de datos Geohidrológicos en la zona La Paz-El Carrizal, B.C.S. Informe final. Estudio realizado por ADI CONSTRUCCIONES, S.A. DE C.V., Contrato No. GAS-026-PR097. Mexico: Subdirección General Técnica, Gerencia de Aguas Subterráneas.

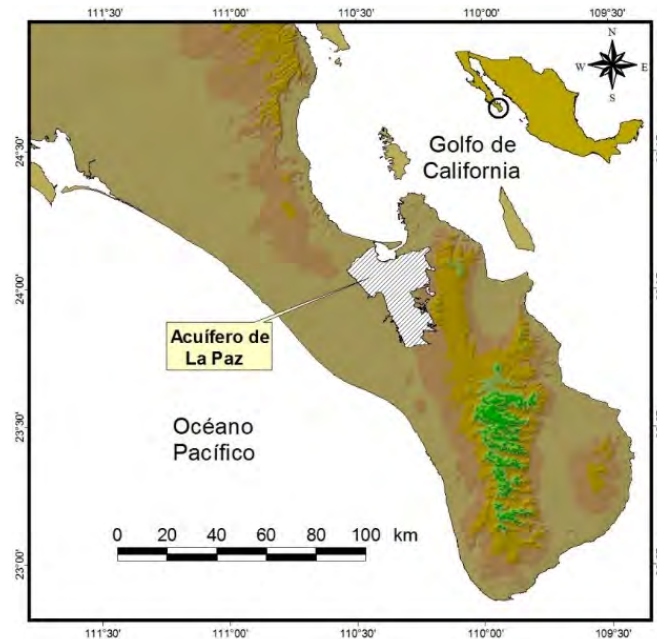


Figura 1. Localización del acuífero de La Paz (zona de depósitos aluviales).

Figure 1. Location of the aquifer of La Paz (alluvial deposits area).

mar, situación que lo hace vulnerable a la contaminación por intrusión marina. El acuífero se distribuye en toda la zona del valle cubierta por los depósitos aluviales dentro de la cuenca y se extiende sobre una superficie de aproximadamente 858 km², sin embargo, la zona de explotación se concentra en un área de alrededor de 200 km² (Cruz-Falcón *et al.*, 2013) (Figura 2).

Planteamiento del Problema

La información sobre calidad de agua del acuífero de La Paz proviene principalmente de las dependencias oficiales encargadas del control y administración del agua subterránea. Sin embargo, en muchos de los casos los datos no son suficientes para hacer una comparación anual de su comportamiento-evolución. En el Cuadro 1 se muestra el número de pozos utilizados por la CONAGUA en el acuífero de La Paz para medición de STD y otros parámetros. Se distingue que solo en 2005 y 2010 los datos son suficientes para obtener una representación clara de la distribución de esta variable.

A partir del 2013 se inició un proyecto para coadyuvar con la CONAGUA en el muestreo de agua de pozo para medición de parámetros fisicoquímicos, análisis de aniones y cationes principales, arsénico y metales pesados. Se llevó a cabo una campaña de monitoreo de pozos en el acuífero de La Paz a través de un Convenio del Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste (CIBNOR) en colaboración con la Sociedad de Historia Natural Niparáj, en el cual se muestrearon entre 42 y 61 pozos. Los muestreos y análisis de agua de pozo se continuaron de 2015 a 2019, en temporada de secas y húmeda (Cuadro 1), con apoyo del Observatorio Ciudadano del Agua (OCAS) de La Paz, y del Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas (CICIMAR).

MATERIALES Y MÉTODOS

Los muestreos de agua de pozo y mediciones in situ se realizaron a partir del 2013. El mapa base (Figura 2) incluye un total de 61 pozos, 30 de agua potable, 28 de uso agrícola, dos de uso pecuario y uno de servicios. Para medir la concentración

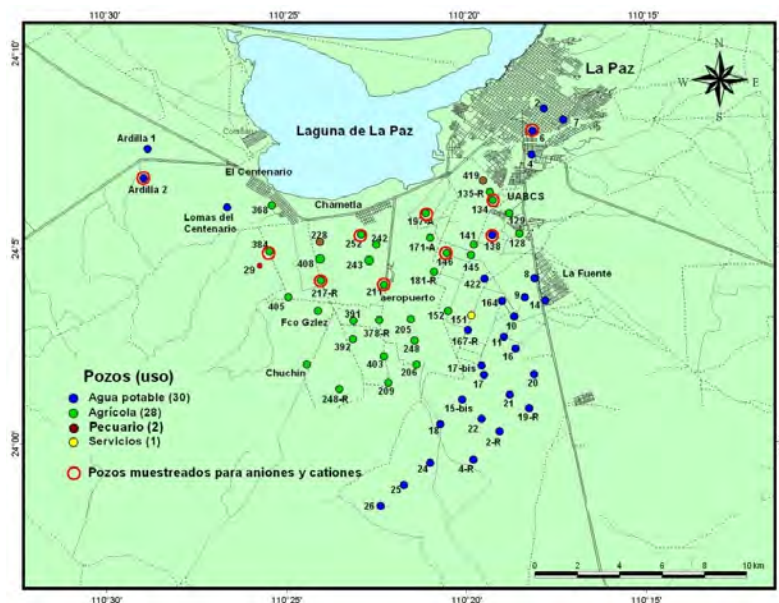


Figura 2. Zona de explotación del acuífero de La Paz. Se muestra la distribución de pozos donde se midió la concentración de STD (puntos de colores), así como los pozos muestreados para la determinación de iones principales (círculos rojos).

Figure 2. Exploitation zone of the aquifer of La Paz. It is shown the distribution of water wells where TDS concentration was measured (colored points), as well as water wells sampled for main ions determination (red circles).

de STD y otros parámetros fisicoquímicos se utilizaron los medidores Multiparámetro Hanna Modelos MPS-YSI556 y HI-9829, calibrados previamente en el Laboratorio de Análisis Químico de Agua del CIBNOR y en el Laboratorio de Geología Marina de CICIMAR. La concentración de STD se midió en todos los pozos, pero solo en 10 se tomó muestra para análisis de aniones y cationes.

Cuadro 1. Año y número de pozos en el acuífero de La Paz donde se midió la concentración de STD, por la CONAGUA (1984-2011)* y CIBNOR-Niparáj-OCAS-CICIMAR (2013-2019).**

Table 1. Year and number of water wells in the aquifer of La Paz where STD concentration was measured, by CONAGUA (1984-2011)* and by CIBNOR-Niparáj-OCAS-CICIMAR (2013-2019).**

Año	Número de Pozos muestreados	Año	Número de Pozos muestreados
1984*	3	2007*	14
1985*	3	2008*	17
1986*	11	2009*	24
1987*	19	2010*	33
1996*	11	2011*	18
1998*	14		
2000*	8	2013 (t. secas)**	61
2001*	12	2015 (t. secas)**	52
2003*	13	2016 (t. secas)**	53
2004*	9	2017 (t. húmeda)**	48
2005*	53	2018 (t. secas)**	49
2006*	17	2019 (t. húmeda)**	47

Para el muestreo de agua de pozo y preservación de las muestras para análisis de aniones se siguieron los criterios establecidos en la NOM-230-SSA1-2002 (2002). Las muestras se tomaron en un recipiente de plástico de 1 litro directamente de la válvula del tubo principal de salida, se fijaron agregando 2 ml de ácido nítrico. Se conservaron en una hielera a baja temperatura hasta su refrigeración en el laboratorio. Posteriormente se enviaron para su análisis al Laboratorio de Geoquímica Ambiental del Centro de Geociencias de la UNAM Campus Juriquilla en el estado de Querétaro, para las determinaciones correspondientes. Para la generación de mapas, interpolación, isolíneas y distribución de las concentraciones de los diferentes parámetros medidos, se utilizó el programa ArcGis (Esri, 2009) en coordenadas geográficas con referencia al Datum WGS84. Para calcular la distancia de desplazamiento de la intrusión marina se consideró el frente más alejado de la isolínea de 1000 mg L^{-1} de STD, donde se midió a partir del mismo punto en la costa. Para los gráficos se utilizó el paquete ggplot2 (Wickham, 2016) el cual se cargó dentro del programa R (R Core Team, 2021). Las relaciones iónicas (en mEq) y otras operaciones fueron realizadas en hojas de cálculo de Excel.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Distribución de STD y Variación de Iones Principales

El agua subterránea contenida en los acuíferos es producto de la lluvia que se infiltra a través del suelo o roca, por lo que su composición se altera por procesos geoquímicos de acuerdo con la constitución y contenido de minerales de las capas por donde circula. Así las características químicas del agua subterránea se derivan de la disolución mineralógica de las rocas y sedimentos a través de los cuales circula (Freeze y Cherry, 1979). El proceso de intrusión marina, entendido como la intensificación del flujo de agua de mar hacia el interior del acuífero, se produce como consecuencia del aumento de la explotación del acuífero o por disminución de la recarga natural. El descenso piezométrico provocado por la explotación altera el equilibrio y favorece el avance del agua de mar (IGME, 2009).

Las Figuras 3 y 4 muestran las bandas de distribución de la concentración de STD y las isolíneas de 1000 mg L^{-1} del 2013 y 2019. El color verde representa las zonas con agua dulce que contienen menos de 1000 mg L^{-1} de STD; el color amarillo va de 1000 a 1500 mg L^{-1} ; el naranja de 1500 a 2000 mg L^{-1} ; el morado de 2000 a 2500 mg L^{-1} ; y el rojo, concentraciones mayores a 2500 mg L^{-1} , que se consideran aguas salobres.

Sobre los mapas de distribución de STD del 2013 y del 2015 al 2019, se midió el desplazamiento de la isolínea de 1000 mg L^{-1} (como se muestra en las Figuras 3 y 4). La distancia medida para cada año se presenta en el Cuadro 2.

La evolución anual de la concentración de STD de 2013 a 2019 se distingue por variaciones laterales más que por avance hacia el interior del acuífero. Por ejemplo, al comparar las isolíneas de 1000 mg L^{-1} entre 2013 y 2019, hay variación tanto hacia el interior del acuífero como hacia los lados (Figura 5).

A partir de los resultados obtenidos se delimitaron dos zonas del acuífero afectadas por la alta concentración de STD que están relacionadas con la intrusión marina, que implica un avance o retroceso de la cuña marina. La zona norte, que se localiza entre los ejidos Chametla y El Centenario, en 2019 alcanzó los 8.8 km de la línea de costa; y la zona noreste ubicada al este del ejido Chametla y sur de la ciudad de La Paz, llegó a los 8 km (Cuadro 2), (Figuras 4 y 5).

Durante este periodo, a partir de las distancias medidas en 2013 para las dos zonas (Figura 5) se observaron variaciones menores a estas distancias (Cuadro 2) tanto para la zona norte como la noreste (Figuras 3, 4 y 5), por lo que de 2013 a 2019 solo se tiene un avance neto de 0.5 km en la zona norte y un retroceso de 0.1 km en la zona noreste.

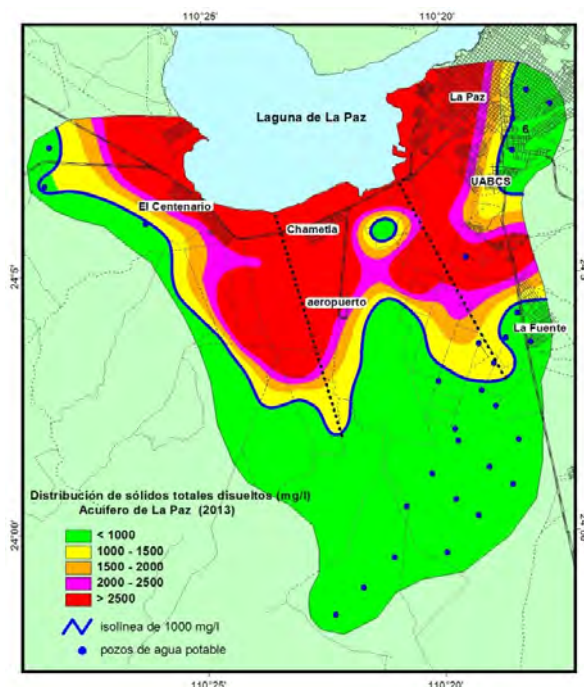


Figura 3. Distribución de STD en el acuífero de La Paz (2013). Se muestran las bandas de concentración de STD, la isolínea de 1000 mg L⁻¹, y las líneas rectas punteadas donde se midió el desplazamiento anual.

Figure 3. STD distribution in the aquifer of La Paz (2013). It is shown STD concentration bands, the 1000 mg L⁻¹ isoline, and the dotted straight lines where annual displacement was measured.

Debido a que es poco confiable medir y comparar distancias sobre una superficie a partir de isolíneas generadas por interpolación de datos, ya que con la ausencia de un solo dato en alguno de los puntos utilizados puede fácilmente haber una variación o desviación del contorno, se graficaron los datos de concentración de STD de los 10 pozos muestreados para análisis de aniones y cationes (6, 134, 138, 146, 197-A, 211, 252, 384, 217-R y Ardilla 2) (Figura 2), para observar su variabilidad hacia 2019 (Figura 6). Así mismo, y para otros objetivos del trabajo se graficó el comportamiento de los cloruros, sulfatos, sodio, magnesio, calcio y nitratos.

Cuadro 2. Desplazamiento medido (km) a partir de la línea de costa hasta la isolínea de 1000 mg L⁻¹, del 2013 y 2015 al 2019, para las dos zonas del acuífero afectadas por la intrusión marina.

Table 2. Measured displacement (km) from the coastline to the 1000 mg L⁻¹ isoline, from 2013 and 2015 to 2019, for the two aquifer zones affected by seawater intrusion.

Año	Zona Norte	Zona Noreste
	----- km -----	
2013	8.3	8.1
2015	8.4	5.6
2016	8.7	5.7
2017	6.9	6.1
2018	8.8	6.2
2019	8.8	8.0

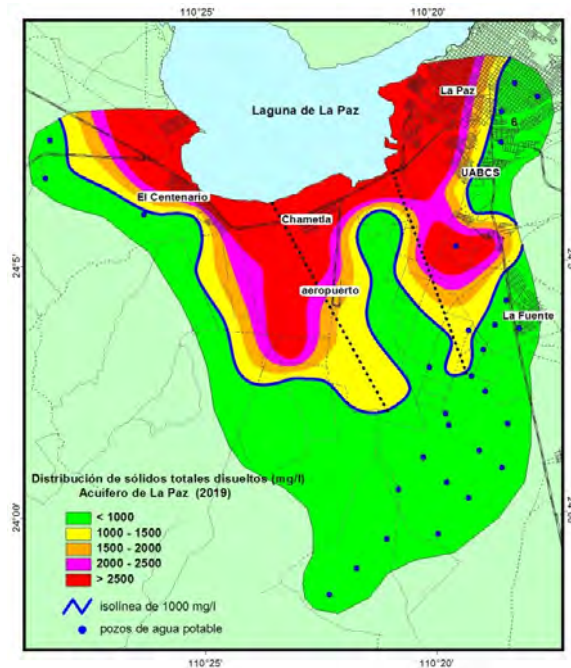


Figura 4. Distribución de STD en el acuífero de La Paz (2019). Se muestran las bandas de concentración de STD, la isolinia de 1000 mg L^{-1} , y las líneas rectas punteadas donde se midió el desplazamiento anual.

Figure 4. STD distribution in the aquifer of La Paz (2019). It is shown STD concentration bands, the 1000 mg L^{-1} isoline, and the dotted straight lines where annual displacement was measured.

Se observó que el pozo 384 (agrícola) se mantuvo por arriba de los 1000 mg L^{-1} ; el pozo 134 (agrícola) por encima de 1500 mg L^{-1} ; el pozo 138 (agrícola-agua potable) sobre los 2000 mg L^{-1} ; los pozos 146, 211 y 252 (agrícolas) por arriba de 2500 mg L^{-1} ; y el pozo 217-R (agrícola) por encima de 3500 mg L^{-1} . Los pozos Ardilla 2 y 6 (agua potable) permanecieron por debajo de 1000 mg L^{-1} ; y el pozo 197-A (agrícola) se mantuvo con concentración abajo de 500 mg L^{-1} .

Debido a este comportamiento, se infiere que la evolución de la concentración de STD se mantuvo oscilando dentro de cierto rango a todo lo largo del periodo 2013-2019 (Figura 6) sin mostrar un incremento relevante.

La concentración iónica del agua de mar debido a la intrusión marina se caracteriza por un contenido alto en STD y un predominio de iones Cl^- , SO_4^{2-} , Na^+ y Mg^{2+} sobre las especies HCO_3^- y Ca^{2+} , donde esta últimas habitualmente caracterizan las aguas dulces naturales no afectadas por procesos contaminantes (Castillo y Morell, 1998).

Se graficó el comportamiento de los cloruros (Figura 7), el cual fue similar al de los STD, donde no se observó un incremento importante, excepto en el pozo 252 que pasa de una concentración de 550 mg L^{-1} en 2016 a 1500 mg L^{-1} en 2017 y 2500 mg L^{-1} en 2018, y disminuye a 1400 mg L^{-1} en 2019.

Aunque el límite permisible de cloruros para agua potable en la NOM-127-SSA1-2021 (2021) es de 250 mg L^{-1} , en aguas subterráneas de zonas áridas son frecuentes las concentraciones superiores a los 1000 mg L^{-1} (Davis y Wiest, 1971). Solo el pozo 197-A presentó una concentración menor a los 250 mg L^{-1} ; los pozos 6 y Ardilla 2 menos de 500 mg L^{-1} ; los pozos 134, 211 y 384 de 500 a 1000 mg L^{-1} ; el pozo 138 de 1000 a 1500 mg L^{-1} ; el pozo 146 de 1000 a 2000 mg L^{-1} ; el pozo

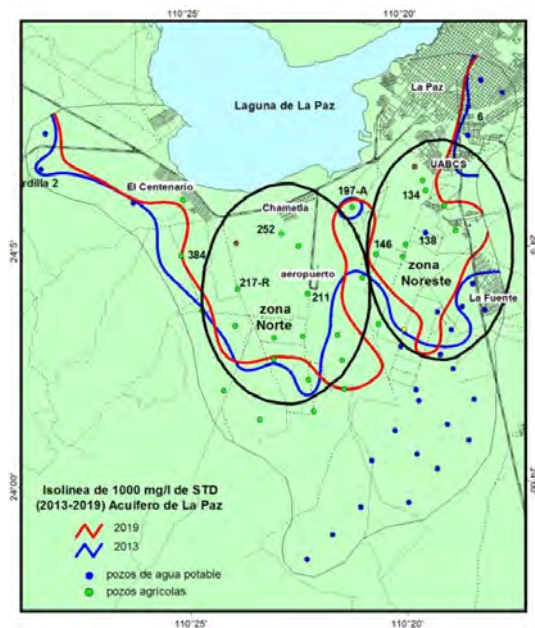


Figura 5. Variación de la isolínea de 1000 mg L⁻¹ de STD entre el 2013 (color azul) y 2019 (color rojo). Se muestran las dos zonas más afectadas por la intrusión marina; zona norte y zona noreste.

Figure 5. Isoline variation of 1000 mg L⁻¹ of STD between 2013 (blue color) and 2019 (red color). The two most affected areas by seawater intrusion are shown; north zone and northeast zone.

252 de 500 a 2500 mg L⁻¹; y el pozo 217-R de 1500 a 2500 mg L⁻¹. Es importante resaltar que estos últimos cuatro pozos (138, 146, 217-R y 252) en ese orden, son los que presentan mayor concentración de STD y su concentración de cloruros es muy superior a los 1000 mg L⁻¹. Así mismo, los pozos 6 y 197-A con menor concentración de cloruros, también son los que tienen menos concentración de STD, por debajo de 1000 y 500 mg L⁻¹ respectivamente.

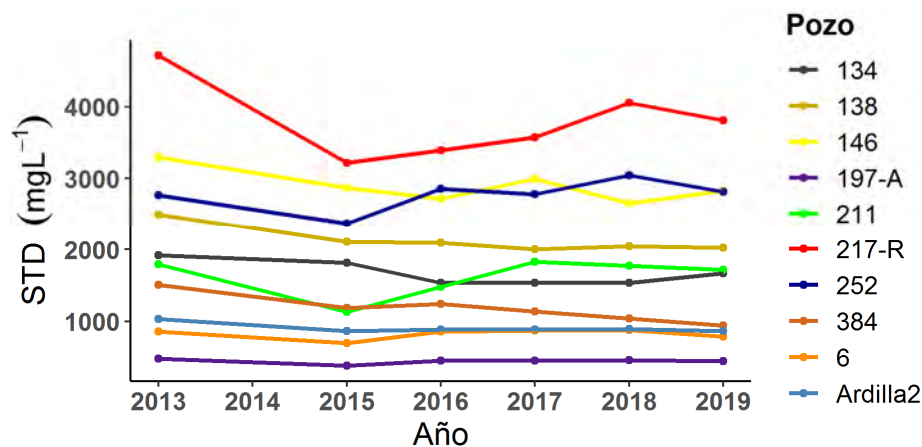


Figura 6. Evolución de la concentración de STD de 2013-2019 de los 10 pozos muestreados para análisis de aniones y cationes.

Figure 6. Evolution of STD concentration from 2013-2019 of the 10 water wells sampled for anion and cation analysis.

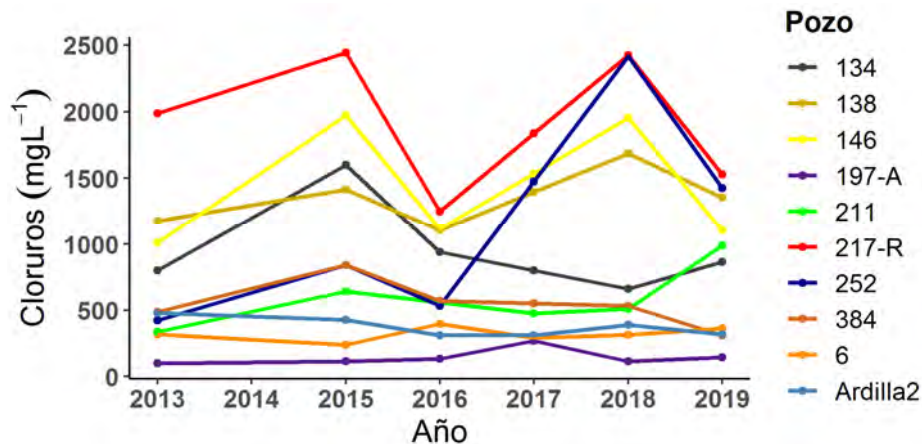


Figura 7. Evolución de la concentración de cloruros de 2013-2019.
Figure 7. Evolution of chloride concentration from 2013-2019.

El límite máximo de sulfatos establecido en la NOM-127-SSA1-2021 (2021) es de 400 mg L⁻¹. Su concentración en los pozos permanece con algunas variaciones por debajo de 400 mg L⁻¹ durante todo el periodo, excepto el pozo 217-R que de 280 mg L⁻¹ en 2017 se incrementó a 480 mg L⁻¹ en 2018 (Figura 8).

En el caso de los cationes, el sodio muestra un comportamiento sin cambios notables (Figura 9), excepto el pozo 217-R con una variación escalonada que va de 885 mg L⁻¹ en 2015 a 380 mg L⁻¹ en 2016, luego sube a 760 mg L⁻¹ en 2017 y en 2018 baja a 400 mg L⁻¹, para subir de nuevo a 500 mg L⁻¹ en 2019.

La variación de concentración de sodio en los pozos Ardilla 2, 6, 134, 197-A y 384, fue inferior a los 200 mg L⁻¹ que es límite permisible establecido en la NOM-127-SSA1-2021 (2021). El pozo 211 alcanzó los 250 mg L⁻¹; el pozo 138 llegó a los 280 mg L⁻¹; el pozo 146 los 350 mg L⁻¹; el 252 los 400 mg L⁻¹; y el pozo 217-R los 600 mg L⁻¹. El comportamiento de las concentraciones de sodio a lo largo de todo el periodo se observó muy similar al de los cloruros.

La concentración de magnesio en los pozos 6, 134, 197-A, 211, 384 y Ardilla 2, fue menor o ligeramente arriba de 50 mg L⁻¹ que es el límite establecido por la Organización Mundial de la Salud (OMS) (Truque, 2012), pero en los cuatro pozos restantes, 138, 146, 217-R y 252, fue superior al límite establecido. En el gráfico de la Figura 10, se observa la separación de los cuatro pozos con mayor concentración de magnesio, que indica visiblemente que son los más afectados por la intrusión marina.

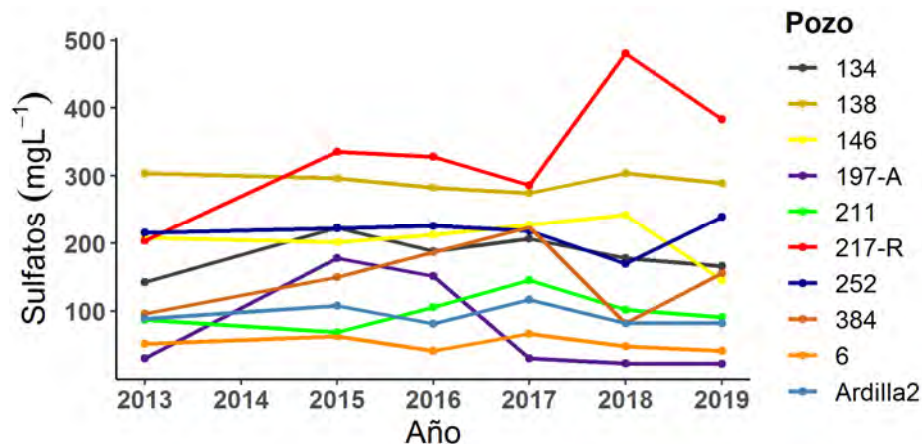


Figura 8. Evolución de la concentración de sulfatos de 2013-2019.
Figure 8. Evolution of sulfate concentration from 2013-2019.

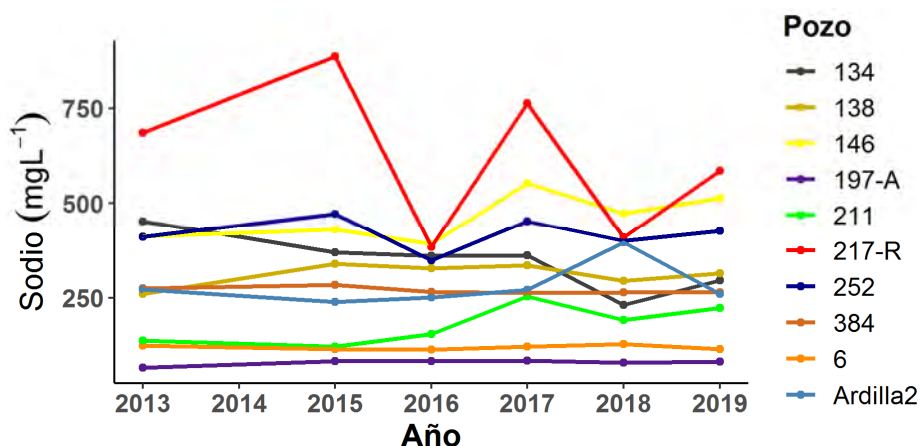


Figura 9. Evolución de la concentración de sodio de 2013-2019.
Figure 9. Evolution of sodium concentration from 2013-2019.

Aunque la NOM-127-SSA1-2021 (2021) no exhibe un límite permisible para el calcio en el agua potable, la OMS lo limita a 250 mg L⁻¹, y en otros países sudamericanos lo establecen de 75 a 500 mg L⁻¹ (Truque, 2012). Los pozos 6, 134, 211, 384, 197-A y Ardilla 2, se encontraron por debajo de 250 mg L⁻¹. Ligeramente arriba de los 250 mg L⁻¹ se encontró el pozo 138; el pozo 146 alcanzó los 345 mg L⁻¹; el pozo 252 llegó a los 425 mg L⁻¹; y el pozo 217-R los 600 mg L⁻¹ (Figura 11). Cabe destacar que los pozos 146, 217-R y 252, con mayor concentración de STD y cloruros, también lo fueron para el calcio. Así mismo, los pozos 6 y 197-A, con menor concentración de cloruros y STD por debajo de 1000 y 500 mg L⁻¹ respectivamente, son los más bajos en concentración de calcio, menos de 130 mg L⁻¹ en el pozo 6, y menos de 50 mg L⁻¹ el pozo 197-A.

Appelo, Hendriks y Veldhuizen (1993), establece que las aguas que contienen más del 80% de concentración de cloruros y menos del 20% de bicarbonatos se considera como agua de afinidad salada, que es el caso de los pozos 146, 217-R y 252. En el resto de los pozos la concentración de cloruros va de 30 a 70%. En los tres pozos con mayor concentración de STD (146, 217-R y 252) durante todo el periodo, el anión predominante en concentración relativa fue el cloruro, con una media que va de 66 a 82%, seguido por los sulfatos con 10 a 20%, y carbonatos de 5

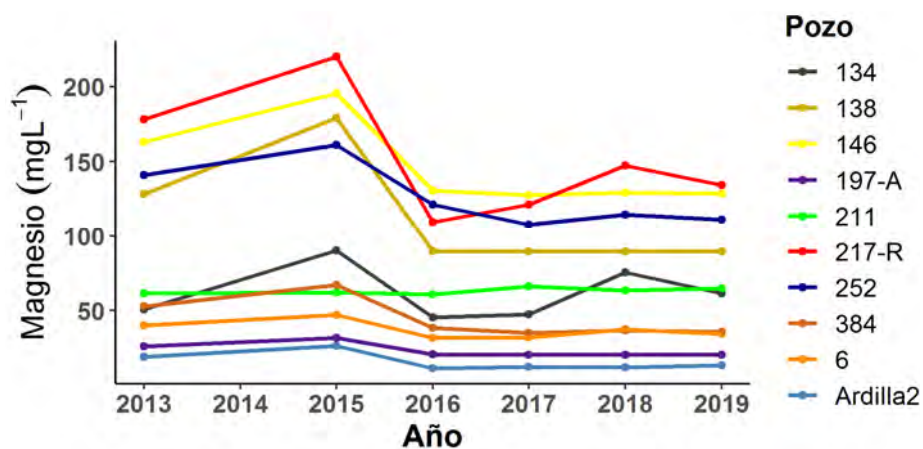


Figura 10. Evolución de la concentración de magnesio de 2013-2019.
Figure 10. Evolution of magnesium concentration from 2013-2019.

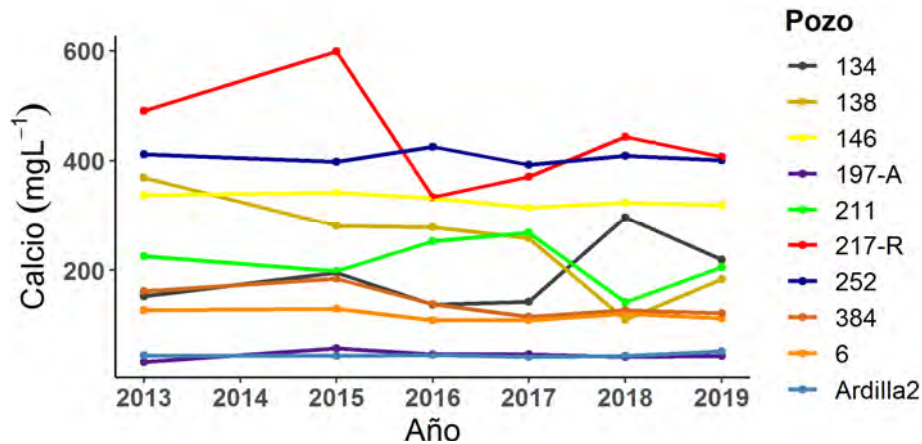


Figura 11. Evolución de la concentración de calcio de 2013-2019.
Figure 11. Evolution of calcium concentration from 2013-2019.

a 15%. El catión mayoritario en concentración relativa fue el sodio, con un porcentaje promedio de 43 a 52%, seguido por el calcio con 33 a 42%, y el magnesio de 11 a 16%. Tales valores reflejan un agua del tipo clorurada-sódica, seguido por agua de la familia clorurada-cálcica.

En estudios realizados por la CNA (1997²) y CIGSA (2001³) reportan que en el acuífero predominan las aguas de tipo clorurado-sódico, que atribuyen a la abundancia de sedimentos marinos en el subsuelo. Cruz-Falcón *et al.* (2018), encontró que las áreas del acuífero cercanas a la costa con concentraciones de STD mayores a 2000 mg L⁻¹, pertenecen a las familias clorurada-sódica y clorurada-cálcica. Debido a la predominancia de la familia clorurada-sódica en la franja costera, se apoya la hipótesis de la intrusión marina que presenta el acuífero, pero también se considera que el agua subterránea en la zona de mezcla se deriva de una combinación de aguas de recarga por flujo subterráneo con el agua de mar debido a la presencia de familias de agua clorurada-cálcica.

Como el cloruro es el principal compuesto disuelto en el agua de mar, es factible que la alta presencia de este ion esté relacionada con la intrusión marina. Sin embargo, los también altos contenidos de calcio sugieren que la existencia de este ion puede originarse a partir del lavado de capas de roca o sedimento de origen químico o químico-orgánico que conforman la estratigrafía del acuífero y la cuenca de La Paz. Por lo que ocurre un importante proceso de intercambio de iones, donde se reemplaza el calcio del agua de recarga por sodio proveniente del agua de mar.

Según Mahlkecht, Merchán, Rosner, Meixner y Ledesma (2017), el incremento en la salinidad del acuífero está relacionado con la alta concentración de nitratos y sulfatos por el uso de fertilizantes en las zonas agrícolas al sur del valle de La Paz. No obstante, en la franja costera donde se encuentran los pozos agrícolas muestreados con mayor concentración de STD (146, 217-R y 252) no se observó influencia alguna. La concentración de nitratos fue inferior al límite establecido en la NOM-127-SSA1-2021 (2021) de 10 mg L⁻¹ (Figura 12), al igual que la concentración de sulfatos inferior a 400 mg L⁻¹ (Figura 8), lo cual sugiere que la salinidad en el agua subterránea de esta zona se debe a la intrusión marina.

Relaciones Iónicas

En aguas continentales la relación Mg²⁺/Ca²⁺ varía normalmente entre 0.3 y 1.5, y en el agua de mar suele tener una relación aproximadamente de 5 (Mariño y García, 2018). En todos los pozos muestreados los valores obtenidos con esta relación fueron

³ CIGSA (Consultores en Ingeniería Geofísica). (2001). Estudio de Caracterización y Modelación de la intrusión Marina en el acuífero de La Paz B. C. S. Contrato CNA, GAS-013-PR01. México: CIGSA

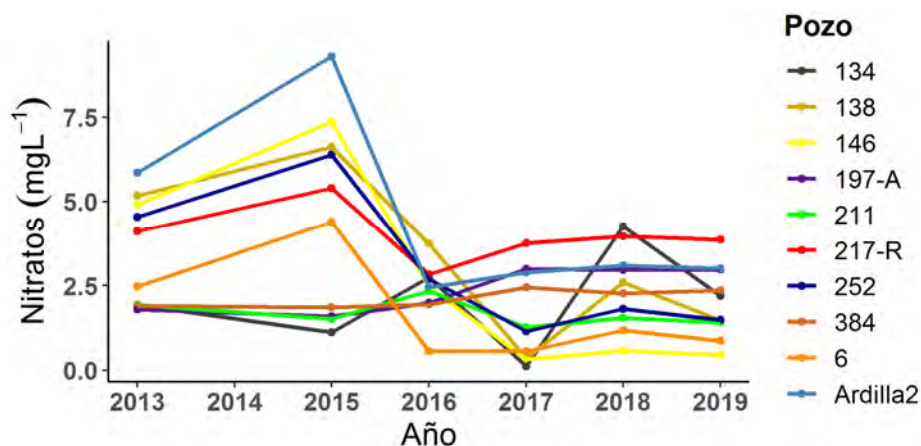


Figura 12. Evolución de la concentración de nitratos de 2013-2019.
Figure 12. Evolution of nitrates concentration from 2013-2019.

inferiores a 1.0. Sin embargo, con la relación $\text{Ca}^{2+}/\text{Mg}^{2+}$, los valores obtenidos son mayores a 1.0, lo que indica más concentración de calcio. La causa de esto puede deberse al lavado de capas de arenisca-conglomerado intercaladas con limolitas, arcillas y capas fosilíferas cementadas por carbonato de calcio (CaCO_3) (CIGSA, 2001³; IPN-CICIMAR-CIBNOR-UABCS, 2002⁴), así como por disolución de minerales contenidos en el caliche, debido al flujo subterráneo por la recarga de agua dulce. Se sabe que existen capas de caliche que afloran en diferentes partes de la cuenca de La Paz (Nava-Sánchez, 2022⁵), lo cual es un depósito endurecido de carbonato de calcio, común en zonas áridas o semiáridas. Por tanto, con la relación $\text{Mg}^{2+}/\text{Ca}^{2+}$ no es posible observar el efecto de intrusión marina por lo que se infiere que la interfase agua dulce-agua salada en el borde costero se origina de la combinación de agua dulce de recarga por flujo subterráneo con el agua de mar.

El sodio es el ion dominante en acuíferos costeros salinizados. El principal proceso fisicoquímico en el que se encuentra implicado es el de intercambio iónico, esencialmente con el calcio (Castillo y Morell, 1998). La relación $\text{Na}^+/\text{Ca}^{2+}$ en la mayoría de los pozos fue mayor a 1, lo que implica una relativa mayor afectación por el agua de mar. Sin embargo, no se descarta que el sodio presente en el suelo y agua sea producto del riego agrícola con aguas salobres, ya que, debido a la evaporación aumenta su concentración, sobre todo en el verano.

La relación K^+/Na^+ , en agua dulce puede variar entre 0.001 y 1, siendo lo más frecuente entre 0.004 y 0.3, mientras que para agua de mar fluctúa entre 0.02 a 0.025 (IGME, 2009). En la mayoría de los pozos muestreados esta relación fue de 0.01 a 0.045, lo que evidencia el proceso de intrusión marina.

La relación $\text{Cl}^-/\text{HCO}_3^-$ es especialmente útil en la caracterización de la intrusión marina. En aguas continentales tiene un valor entre 0.1 y 5 y en el agua del mar varía entre 20 y 50 (Mariño y García, 2018). En los pozos 6, 134, 384 y Ardilla 2 se obtuvieron valores de 3 a 6; en los pozos 138, 146, 211 y 217-R valores de 6 a 17. En el pozo 197-A, la relación fue menor a 1. Se observó que en los pozos con mayor concentración de STD (146, 211 y 217-R) esta relación presenta los valores más altos (10 a 17). Al parecer la mayoría de los pozos agrícolas se han contaminado con sales debido a la intrusión marina, a diferencia de la mayoría de pozos de agua potable que aún contienen agua de buena calidad.

⁴ IPN-CICIMAR/CIBNOR/UABCS (Instituto Politécnico Nacional, Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas, Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste, Universidad Autónoma de Baja California Sur). (2002). Ordenamiento Ecológico Bahía de La Paz, B.C.S. *Informe preliminar*. México: IPN-CICIMAR/CIBNOR/UABCS.

⁵ Nava-Sánchez E. H. (2022). Comunicación personal. Investigador titular del Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas del Instituto Politécnico Nacional. La Paz B. C.S., México: Departamento de Oceanología, Laboratorio de Geología Ambiental.

En el agua de mar el contenido de SO_4^{2-} tiende a ser constante (Mariño y García, 2018). La relación $\text{SO}_4^{2-}/\text{Cl}^-$ en los pozos fue baja y se mantuvo durante todo el periodo, principalmente en los pozos con mayor concentración de STD (146, 252 y 217-R) lo que sugiere la presencia de agua de mar.

Rosales-Ramírez (2012⁶) obtuvo resultados que demuestran la nula o poca influencia de la intrusión marina en el acuífero de La Paz, propone otras causas de la salinización y sugiere que las relaciones Na^+/Cl^- , $\text{Ca}^{2+}/\text{Cl}^-$ y Br^-/Cl^- son muy útiles para identificar las diferentes mezclas y procesos geoquímicos, por lo que se tomó en cuenta esta recomendación y se efectuaron las dos primeras razones con datos de los 10 pozos muestreados. La relación Na^+/Cl^- mostró una media de 0.68, y para $\text{Ca}^{2+}/\text{Cl}^-$ una media de 0.52. En los tres pozos con mayor concentración de STD (146, 252 y 217-R), la relación Na^+/Cl^- fue de 0.60 y para $\text{Ca}^{2+}/\text{Cl}^-$ una media de 0.58. De acuerdo con estos resultados, se podría considerar que la zona de mezcla del acuífero se origina de la combinación agua de mar, debido a la intrusión marina con el agua dulce proveniente de la recarga natural por lluvias.

CONCLUSIONES

Se delimitaron dos zonas importantes afectadas por la intrusión marina, la zona norte que se localiza entre los ejidos Chametla y El Centenario, y la zona noreste ubicada al este del ejido Chametla y sur de la ciudad de La Paz.

La intrusión marina está presente en el acuífero de La Paz. Al 2019, el frente de la cuña marina considerando la isolínea de 1000 mg L^{-1} se ha desplazado una distancia de 8.8 km en la zona norte y de 8 km en la zona noreste.

Tomando en cuenta solo la concentración de STD y los iones principales analizados, la mayoría de los pozos agrícolas están contaminados con sales debido a la intrusión marina, pero existe la posibilidad de que sean también afectados por otros iones de origen continental. La mayoría de los pozos de agua potable aún contienen agua de buena calidad.

Las relaciones iónicas utilizadas, aunque no demuestran que existe un incremento en la salinidad durante el periodo de 2013-2019, evidencian la presencia de agua de mar que ha ocupado parte del acuífero.

Se considera que el incremento de salinidad en el acuífero de La Paz se debe a la mezcla de dos fuentes de agua, el agua de mar resultado de la intrusión marina con el agua dulce procedente de la recarga natural. En esta zona de mezcla, el agua de mar aporta principalmente los cloruros, y el agua dulce contribuye primordialmente con el calcio.

La interfase agua dulce-salobre es una zona de mezcla irregular de anchura variable que se desplaza hacia el interior del acuífero. Su variación lateral o normal depende básicamente de la recarga, explotación y permeabilidad del acuífero.

DECLARACIÓN DE ÉTICA

Los datos utilizados en este estudio corresponden a muestreos y análisis realizados por varias instituciones, como el Centro de Investigaciones Biológicas del Noroeste (CIBNOR), la Sociedad de Historia Natural Niparáj, el Observatorio Ciudadano del Agua (OCAS) de La Paz y el Centro Interdisciplinario de Ciencias Marinas del Instituto Politécnico Nacional (CICIMAR-IPN). Se tiene el acuerdo de utilizar los datos para su difusión a través de artículos de divulgación, artículos científicos, apoyo a estudiantes, así como compartir esta información con las dependencias encargadas de la administración, distribución y cuidado del agua.

⁶ Rosales-Ramírez, T. Y. (2012). *Reconocimiento químico e isotópico del acuífero costero de La Paz, B.C.S.: Evaluación de una posible intrusión marina*. Tesis para obtener el grado de Maestro en Ciencias, CICESE, Ensenada, Baja California, México. <http://cicese.repositorioinstitucional.mx/jspui/handle/1007/888>

CONSENTIMIENTO PARA PUBLICACIÓN

No aplicable.

DISPONIBILIDAD DE DATOS

Los conjuntos de datos utilizados o analizados durante el estudio actual aún no están disponibles debido a que se están procesando para otro artículo.

CONFLICTO DE INTERESES

Los autores expresan que no hay ningún conflicto de interés.

FONDOS

No aplicable.

CONTRIBUCIÓN DE LOS AUTORES

Conceptualización, análisis formal, revisión y edición: A.C.F., J.M.M.J. y H.C.F.P. Validación, administración del proyecto, adquisición de fondo: A.C.F., J.M.M.J. y H.C.F.P. Redacción original, Investigación, metodología, Escritura: A.C.F., J.M.M.J. y H.C.F.P. Escritura: revisión y edición: A.C.F., J.M.M.J. y H.C.F.P. Investigación, escritura: preparación del borrador original, escritura: revisión y edición: A.C.F., J.M.M.J. y H.C.F.P.

AGRADECIMIENTOS

Se agradece la información de calidad de agua que fue obtenida a través del muestreo, medición y análisis de agua de pozo del acuífero de La Paz, por medio de la colaboración entre CIBNOR, Niparajá, CICIMAR y OCAS La Paz. Así mismo, se agradece el apoyo de personal y ayuda logística por del OOMSAPAS La Paz, y el COTAS La Paz-Carrizal A.C.

LITERATURA CITADA

- Appelo, C. A. J., Hendriks, J. A., & Veldhuizen, M. Van. (1993). Flushing factors and a sharp front solution for solute transport with multicomponent ion exchange. *Journal of Hydrology*, 146, 89-113. [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(93\)90271-A](https://doi.org/10.1016/0022-1694(93)90271-A)
- Carrillo-Chavez, A., Drever, J. I., & Martínez, M. (2000). Arsenic content and groundwater geochemistry of San Antonio-El Triunfo, Carrizal and Los Planes aquifers in southernmost Baja California, México. *Environmental Geology*, 39(11), 1295-1303. <https://doi.org/10.1007/s002540000153>
- Castillo-Perez, E., & Morell-Evangelista, I. (1988). La Hidroquímica en los estudios de intrusión marina en los acuíferos españoles. *Tecnología de la Intrusión en Acuíferos Costeros* In R. Fernández-Rubio, J. A. López-Gaeta, & G. Ramos-González (Eds.). *Tecnología de la intrusión en acuíferos costeros* (p.p. 19-73). Granada, España: TIAC'88
- CONAGUA (Comisión Nacional del Agua). (2020). *Actualización de la disponibilidad media anual de agua en el acuífero de La Paz (0324), Estado de Baja California Sur*. Ciudad de México, México: CONAGUA.
- Cruz-Falcón, A., Ramírez-Hernández, J., Vázquez-González, R., Nava-Sánchez, E. H., Troyo-Diéguez, E., & Fraga-Palomino, H. C. (2013). Estimación de la recarga y balance hidrológico del acuífero de La Paz, BCS, México. *Universidad y Ciencia*, 29(1), 87-100.
- Cruz-Falcón, A., Troyo-Diéguez, E., Murillo-Jiménez, J. M., García-Hernández, J. L., & Murillo-Amador B. (2018). Familias de agua subterránea y distribución de sólidos totales disueltos en el acuífero de La Paz, Baja California Sur, México. *Terra Latinoamericana*, 36, 39-48. <https://doi.org/10.28940/terra.v36i1.316>
- Davis, S. N., & Wiest, D. R. (1971). *Hidrogeología*. Barcelona, España: Ariel.
- Esri (2009). *ArcGis User's Guide. Released 9.3.1*. Redlands, CA, USA: Environmental Systems Research Institute.
- FAO (Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación). (2021). *El estado de los recursos de tierras y aguas del mundo para la alimentación y la agricultura - Sistemas al límite*. Informe de síntesis 2021. Roma, Italia: FAO. <https://doi.org/10.4060/cb7654es>

- Freeze, A. R., & Cherry J.A. (1979). *Groundwater*. Englewood Cliffs, NJ, USA: Prentice-Hall, Inc.
- IGME (Instituto Geológico y Minero de España). (2009). *Propuesta de Indicador de Intrusión Marina*. España: Instituto Universitario de Plaguicidas y Aguas-Universitat, Jaume. Consultado el 3 de marzo de 2023. Disponible en: https://info.igme.es/SidPDF/146000/838/146838_0000001.pdf
- Mahlknecht, J., Merchán, D., Rosner, M., Meixner, A., & Ledesma-Ruiz, R. (2017). Assessing seawater intrusion in an arid coastal aquifer under high anthropogenic influence using major constituents, Sr and B isotopes in groundwater. *Science of the Total Environment*, 587-588, 282-295. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.137>
- Mariño, E. E., & García, R. F. (2018). *Apuntes sobre aplicaciones ambientales de la geohidrología*. Consultado el 28 de febrero, 2023, desde <https://www.cohife.org/advf/documentos/2019/09/5d6eebe415ac8.pdf>
- NOM-127-SSA1-2021 (Norma Oficial Mexicana). (2021). Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de calidad de agua, publicada el 02 de mayo de 2022. *Diario Oficial de la Federación*. México, D. F.: SEGOB.
- NOM-230-SSA1-2002 (Norma Oficial Mexicana). (2002). Agua para uso y consumo humano, requisitos sanitarios que se deben cumplir en los sistemas de abastecimiento públicos y privados durante el manejo del agua. Procedimientos sanitarios para el muestreo, publicada el 12 de julio de 2005. *Diario Oficial de la Federación*. México, D. F.: SEGOB.
- R Core Team (2021). *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing.
- Truque, B. P.A. (2012). *Armonización de los estándares de agua potable en las Américas*. Consultado el 2 de marzo, 2023, desde <https://www.studocu.com/pe/document/universidad-nacional-del-centro-del-peru/abastecimiento-de-agua-y-alcantarillado/armoniz-aj/27703885>
- UNESCO (Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura). (2022). *Informe de las Naciones Unidas sobre el desarrollo de los recursos hídricos en el mundo 2022: Aguas subterráneas: hacer visible lo invisible*. París, Francia: UNESCO. ISBN : 978-92-3-300193-0
- Voudouris, K., Mandilaras, D., & Antonakos, A. (2004). Methods to define the areal distribution of the salt intrusion: examples from south Greece. In L. Araguas, E. Custodio, & M. Manzano (Eds.). *Groundwater and saline intrusion* (pp. 465-480). Madrid, España: IGME.
- Wickham, H. (2016). *Ggplot2: Elegant graphics for data analysis* (2^{da} Ed.). Cham, Switzerland: Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-24277-k>