

DOI: 10.24850/j-tyca-2021-05-01

Artículos

**Impacto urbano en la calidad y recarga del agua
subterránea utilizando trazadores hidrogeoquímicos y
ambientales en el acuífero de San Salvador**

**Impact of urbanization on groundwater quality and
recharge using hydrogeochemical and environmental
tracers in the San Salvador Aquifer**

Marcia Lizeth Barrera-de-Calderón¹, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-7627-150X>

Jaime Garfias², ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-6388-2109>

Richard Martel³, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-4219-5582>

Javier Salas-García⁴, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-1297-7893>

¹Universidad Autónoma del Estado de México - Universidad de El Salvador, El Salvador/Instituto Interamericano de Tecnología y Ciencias del Agua (IITCA), Universidad Autónoma del Estado de México (UAEM), Toluca, Estado de México, México, marcia.barrera@ues.edu.sv

²Instituto Interamericano de Tecnología y Ciencias del Agua (IITCA), Universidad Autónoma del Estado de México (UAEM), Toluca, Estado de México, México, jgarfiass@gmail.com

³Institut National de la Recherche Scientifique (INRS Ete), Universidad de Quebec, Quebec, Canadá, richard.martel@ete.inrs.ca

⁴Facultad de Ingeniería, Universidad Autónoma del Estado de México (UAEM), Toluca, Estado de México, México, proyectos@javiersalasg.com

Autora para correspondencia: Marcia Lizeth Barrera-de-Calderón, marcia.barrera@ues.edu.sv

Resumen

Las características químicas e isotópicas del acuífero urbano de San Salvador, y de los sistemas de agua potable (SAP) y aguas residuales (SAR) se evaluaron en un área de 362 km² para detectar si las fugas en dichos sistemas están recargando el acuífero y modificando su calidad natural. Un total de 37 sitios de muestreo conformados por pozos, manantiales y dos sistemas de importación de agua del Área Metropolitana de San Salvador (AMSS) se muestrearon en 2007, 2009 y 2017. Las muestras se analizaron para iones mayoritarios e isótopos estables de $\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^2\text{H}$. Por su parte, el SAR se caracterizó mediante los trazadores químicos de Cl^- y NO_3^- . Los resultados indican la existencia de cuatro grupos de agua: los grupos A (Ca-Mg-HCO_3), B (Mg-Ca-HCO_3), y D (Na-Ca-HCO) tienen la precipitación como principal fuente de recarga y no mostraron influencia urbana en su calidad; el grupo C (Na-Ca-HCO_3 y Na-Mg-HCO_3) se deriva del grupo A, fluye bajo el AMSS y sugiere tres fuentes de recarga: la recarga natural directa por precipitación, la recarga

urbana procedente de las fugas en los SAP y las fugas de los SAR. Una costosa “sostenibilidad ficticia” podría percibirse debido al aporte cuantitativo de la recarga del SAP, que oculta los efectos de las extracciones y el descenso de los niveles en el acuífero. Mientras, la recarga del SAR alerta sobre un potencial ingreso de contaminantes al acuífero, que requiere monitoreo y atención oportuna ante la contaminación. El estudio destaca la necesidad de gestionar de modo integrado los recursos hídricos urbanos.

Palabras clave: recarga urbana, acuífero de San Salvador, hidrogeoquímica, trazadores ambientales, isótopos ambientales, fugas de sistemas de agua potable y alcantarillado.

Abstract

Chemical and isotopic characteristics of the urban aquifer of San Salvador, drinking water (SAP) and wastewater systems (SAR), were evaluated in an area of 362 km² to detect if leakages in both are recharging the aquifer and modifying its natural quality. An amount of 37 sampling sites that includes deep wells and springs, as well as two water import systems of the Metropolitan Area of San Salvador (AMSS) were sampled in 2007, 2009 and 2017. Samples were analyzed for major ions and stable isotopes of $\delta^{18}\text{O}$ and $\delta^2\text{H}$. While the SAR was characterized by chemical tracers of Cl^- and NO_3^- . Results show the existence of four water groups: Groups A (Ca-Mg-HCO_3), B (Mg-Ca-HCO_3) and D (Na-Ca-HCO_3) have meteoric water as their main source of recharge, hence, they do not evidence urban influence in their quality; group C (Na-Ca-HCO_3 and Na-Mg-HCO_3) is

derived from group A, flows under the AMSS and suggests three sources of recharge: Direct natural recharge due to precipitation along urban recharge from SAP and SAR leakages. An expensive “fictitious sustainability” could be perceived due to the quantitative contribution of the SAP recharge, which would be hiding the effects of the extractions and consequently the decrease of groundwater levels in the aquifer. Meanwhile, SAR recharge forewarn of a potential entry of pollutants into the aquifer that must be monitored and treated in a timely manner to avoid contamination. The study highlights the need of an integrated urban water resources management.

Keywords: Urban recharge, San Salvador aquifer, hydrogeochemistry, environmental tracers, environmental isotopes, drinking water and drainage leakages.

Recibido: 16/10/2019

Aceptado: 16/09/2020

Introducción

La urbanización es un proceso geomorfológico importante que afecta tanto a los sistemas de agua superficial como subterráneos (Sharp, 2010). El crecimiento acelerado de las ciudades demanda un aumento en el suministro de agua potable, por lo que el agua subterránea urbana se vuelve invaluable para el abastecimiento de poblaciones y la industria (Yang, Lerner, Barrett, & Tellam, 1999). En este contexto, en muchas ocasiones se requiere importar desde otras cuencas o subcuencas grandes cantidades de agua para cubrir las demandas de agua de las zonas urbanas (Lerner, 1990; Foster, Morris, & Chilton, 1999; Lerner, 2002; Schirmer, Leschik, & Musolff, 2013), con la subsecuente disposición de grandes cantidades de aguas residuales que transitan bajo la superficie de las ciudades (Foster *et al.*, 1999; Schirmer *et al.*, 2013), lo cual genera un riesgo potencial de contaminación del agua subterránea (Foster *et al.*, 1999).

La urbanización genera cambios radicales en las tasas y formas de recarga del agua subterránea (Figura 1). La recarga natural se ve afectada a causa de la alteración de la topografía (Sharp, 2010), compactación del suelo e impermeabilización de superficies (Lerner, 1990; Foster *et al.*, 1999; Sharp, 2010; Carlson, Lohse, McIntosh, & McLain, 2011; Kruse *et al.*, 2013). Los componentes del balance de aguas sufren modificaciones, que se evidencian en aumento de la escorrentía superficial (Lerner, 1990; Vázquez-Suñé, Carrera, Tubau, Sánchez-Vila, & Soler, 2010; Sharp, 2010; O'Driscoll, Clinton, Jefferson, Manda, & McMillan, 2010; Carlson *et al.*, 2011; Kruse *et al.*, 2013), así como en la reducción de la infiltración y evapotranspiración (Vázquez-Suñé *et al.*, 2010).

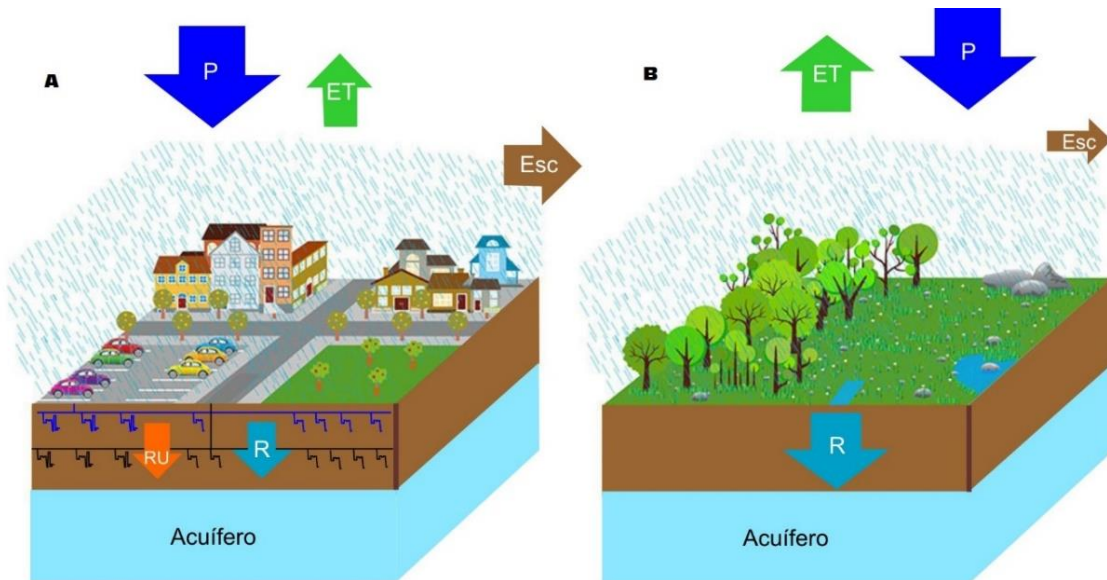


Figura 1. Proceso simplificado de recarga de agua subterránea mostrando su comportamiento en un ambiente urbano (A) y un ambiente rural (B). El tamaño relativo de las flechas representa la cantidad de agua entrando o saliendo del sistema. P: precipitación; ET: evapotranspiración; Esc: escorrentía; R: recarga natural; RU: recarga urbana.

Mientras la recarga natural de agua subterránea podría reducirse a raíz de la expansión urbana (Vázquez-Suñé *et al.*, 2010), se presenta otra entrada al sistema que contribuye a la recarga de agua subterránea. Dicho aporte proviene de las fugas en los sistemas de agua potable, que en algunos países supera el 45 % del volumen total que abastece al sistema. Algo similar sucede con las fugas en el alcantarillado sanitario (Vázquez-Suñé *et al.*, 2010; Schirmer *et al.*, 2013). Esta entrada al

sistema será identificada en este documento como recarga urbana, la cual es definida por Lerner (2002) como una variable en el tiempo, que responde a cambios en el uso del suelo y a la infraestructura subsuperficial, así como al cambio climático. Por lo tanto, es una variable que constituye una recarga indirecta al sistema de agua subterránea de un acuífero (Lerner, 2002). En general, los impactos cuantitativos de la urbanización en la recarga de agua subterránea han sido estudiados principalmente en climas áridos y semiáridos, resultando en aumentos que oscilan desde decenas hasta miles de mm/año (Sharp, 2010; Yang *et al.*, 1999).

De acuerdo con Lerner (2002), las fuentes de recarga en zonas urbanas se identifican mediante piezometría, trazadores químicos y balances de agua; sin embargo, los tres presentan algunas dificultades, por lo que se recomiendan métodos holísticos que abarquen el uso de modelos de aguas subterráneas y de balance de solutos. Lerner (2002) señala que la investigación de la recarga en zonas urbanas continúa siendo de importancia secundaria, y pese a que se dispone de varios estudios desarrollados en torno a la temática (Naik, Tambe, Dehury, & Tiwari, 2008; Sharp, 2010, entre otros), se dispone de pocas referencias a estudios aplicados de alta calidad, pues hay menos experiencia en esta área (Vázquez-Suñé *et al.*, 2010).

En consecuencia, el estudio confiable de los procesos de recarga en un acuífero urbano requiere especial atención a efecto de poder relacionar los distintos procesos que ocurren en un sistema modificado en su capacidad natural de recarga que, a su vez, puede verse sensiblemente

afectado en su calidad (Vázquez-Suñé *et al.*, 2010) y, por lo tanto, en el uso sustentable del agua. Este autor considera que existen varias razones para evaluar las distintas fuentes de recarga de agua subterránea. Primero, la recarga total puede ser mejor evaluada si la importancia relativa de cada fuente es conocida debido a que algunas fuentes son más fáciles de estimar que otras.

Segundo, el riesgo de contaminación y los procesos geoquímicos dependen de las características químicas y biológicas de las aguas de recarga y, finalmente, las decisiones de manejo de los sistemas, tales como la reducción de fugas y el incremento en la eficiencia de los sistemas de distribución puede sustentarse mejor al determinar la importancia relativa de cada fuente de recarga conocida. En tal sentido, el objetivo de este estudio es utilizar la información hidrogeoquímica e isotópica del acuífero para identificar las principales fuentes de recarga en un acuífero urbano. La metodología será implementada en la evaluación de las fuentes de recarga del acuífero urbano de San Salvador, El Salvador, cuyo contexto puede ser aplicado en acuíferos urbanos similares.

Contexto del área de estudio

El área de estudio se localiza en El Salvador, comprende un total de 362 km², que representan el 1.7 % del territorio nacional, cuya área está delimitada por la subcuenca media del río Acelhuate (Figura 2). La topografía de la zona es quebrada al sur y oeste, mientras que al norte tiende a ser plana; las elevaciones varían entre 1 917 msnm al suroeste y 359 al norte. El clima de la zona es tropical, con una precipitación media anual que varía entre 1 731 mm/año en la zona baja y 2 141 mm/año en la zona alta; mientras que las temperaturas medias anuales oscilan entre 16.3 °C en la parte alta de la cuenca y 23.4 °C en la parte baja (Figura 3).

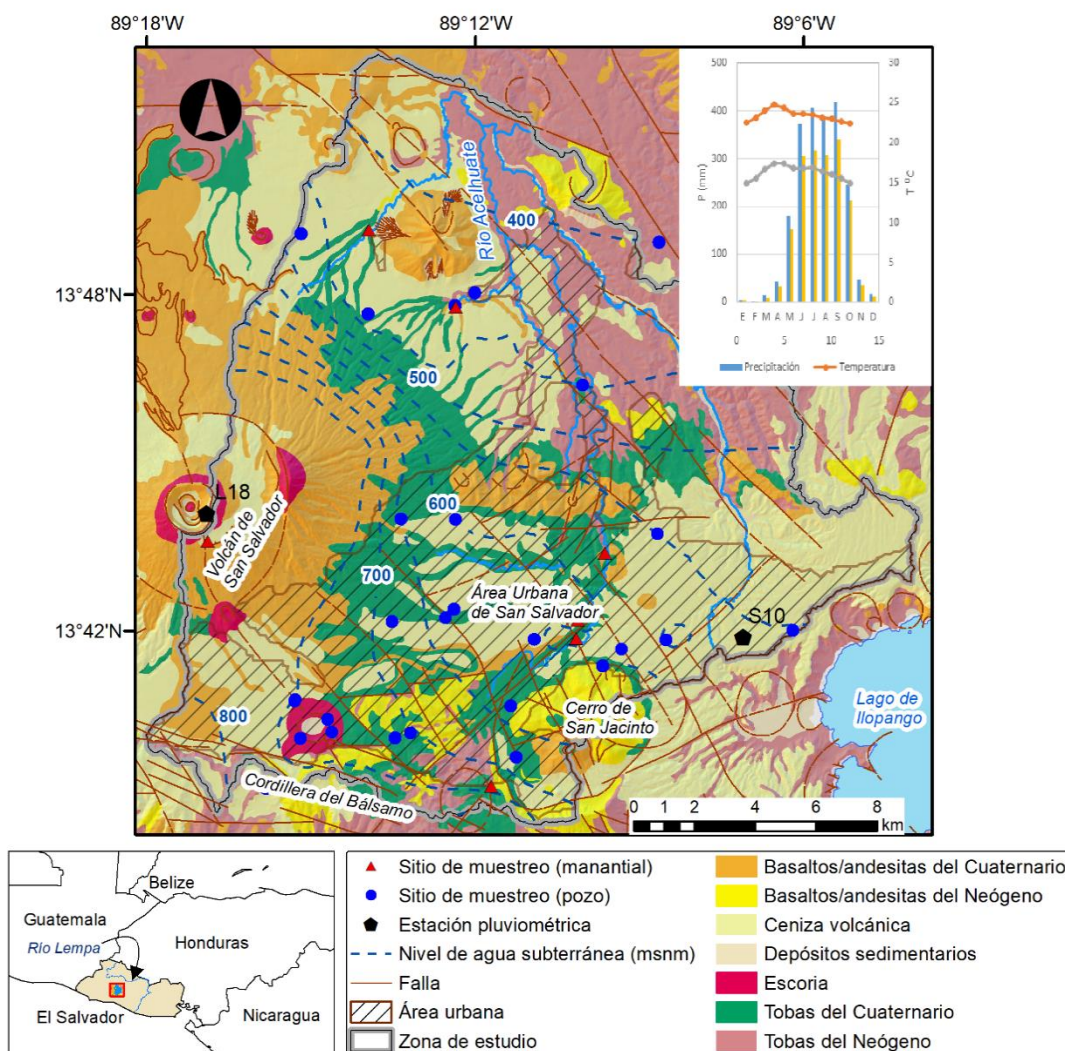


Figura 2. Localización, geología simplificada y dirección de flujo de la zona de estudio, indicando sitios de muestreo (este estudio). La figura también presenta la variación media de temperatura y precipitación en dos estaciones climatológicas: S10 (615 msnm) y L18 (1 516 msnm)

Fuente: MARN (2016).

Los principales accidentes geográficos que destacan en la zona son el volcán de San Salvador, cerro de San Jacinto, lago de Ilopango y cordillera del Bálsamo (Schmidt-Thomé, 1975), que juegan un papel determinante en la hidrogeología del acuífero de San Salvador (Barrera-de-Calderón, 2010), el cual subyace a la zona de estudio.

Crecimiento urbano y dependencia del agua subterránea

Aproximadamente el 42 % del área de estudio es urbana y comprende al Área Metropolitana de San Salvador, la cual ha crecido de 200 000 habitantes en 1960 (Schmidt-Thomé, 1975) a 1.6 millones de habitantes en 2014 (COAMSS-OPAMSS, 2013). Entre los años 1975 y 2015, el área urbana se expandió en un 281 % (Figura 3), lo cual ha modificado el comportamiento natural de la recarga de agua subterránea, a la vez que ha generado un fuerte aumento en la demanda de agua. Dicha situación fue solventada por las autoridades encargadas con el aumento de las extracciones en los pozos y manantiales dentro del área urbana, además de dos sistemas de importación de agua: Las Pavas y Zona Norte.

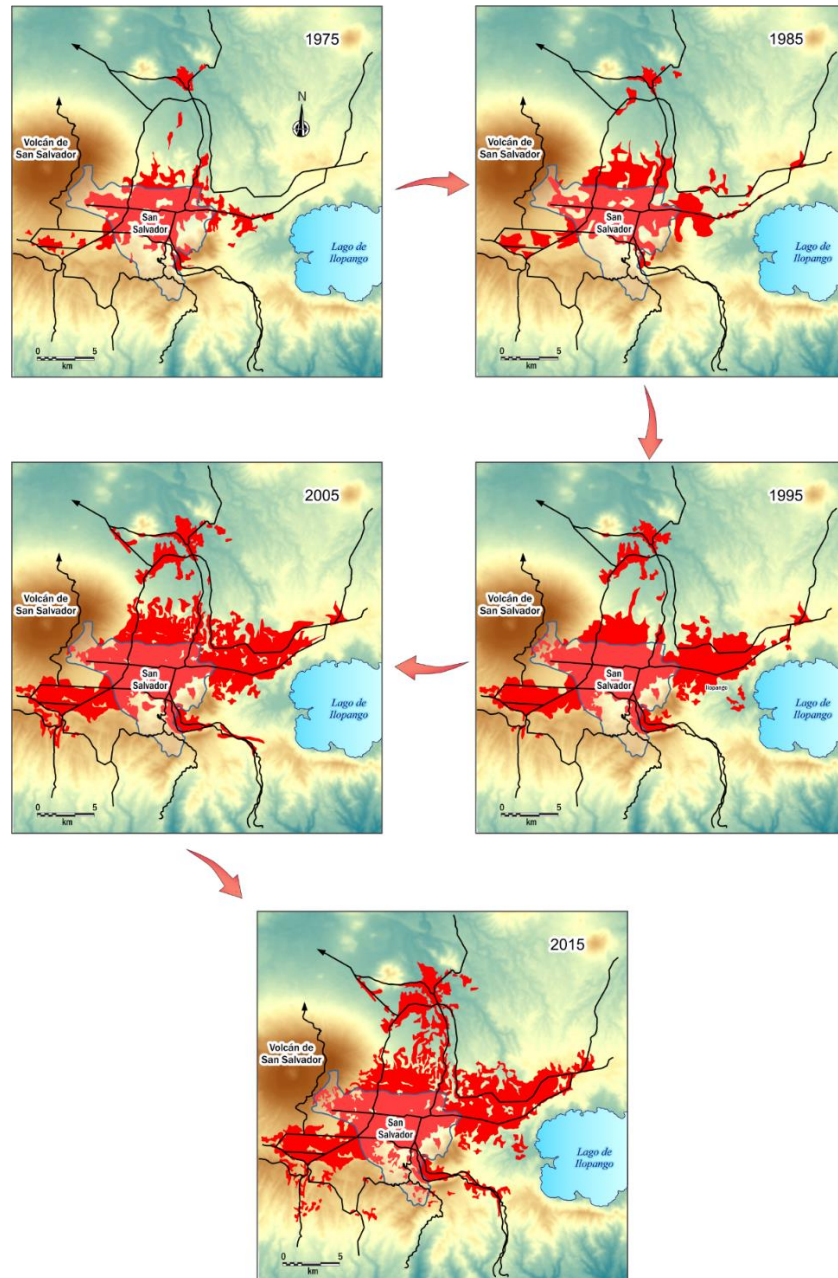


Figura 3. Evolución decenal de la expansión urbana del Área Metropolitana de San Salvador durante 40 años (1975-2015).

El Sistema Las Pavas proviene del río Lempa (río trinacional, además de ser el más largo y caudaloso del país), cuya toma se encuentra localizada al noroeste del área de estudio a una elevación de 260 msnm. Al año 2016 suplía aproximadamente el 34 % del agua entregada al AMSS. El Sistema Zona Norte está constituido por un conjunto de pozos profundos y manantiales localizados en la ladera oeste del volcán de San Salvador (ANDA, 2016). Durante el mismo año, fue responsable del 25 % del agua potable que abastece al área. El restante 39 % se produce a partir de manantiales y pozos localizados en la misma zona de estudio, cuyas profundidades varían entre 40 y 300 m.

En la hidrografía de la zona destaca el río Acelhuate, que recorre toda el área de estudio y tiene tres afluentes principales: río Las Cañas, río Tomayate y río San Antonio. En algunos sectores de estos ríos se da el afloramiento de manantiales, con caudales significativos aprovechados para el suministro de agua, los cuales pueden asociarse con descargas del acuífero (Barrera-de-Calderón, 2010). El caudal del río Acelhuate está principalmente compuesto por las aguas residuales sin tratamiento generadas por la población, la industria y el comercio, debido a que hasta la fecha no se cuenta con sistemas para depurar los contaminantes en estas aguas.

Este crecimiento desordenado, y poco o nada planificado de las ciudades en países en vías de desarrollo (Foster *et al.*, 1999) como el AMSS, en donde los sistemas de agua y alcantarillado se construyen de forma poca planificada en respuesta al desarrollo de los nuevos asentamientos, produce ciudades con infraestructura de agua y

saneamiento poco atendida, que se deteriora y genera fugas fuera de los límites aceptables y por lo tanto constituye una fuente potencial de recarga al acuífero que requiere ser evaluada.

En El Salvador, la Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados (ANDA, 2016) reportó un 49.1 % de agua no facturada a nivel nacional, entre la cual se contabilizan las fugas en los sistemas de agua potable, mientras que las fugas en los sistemas de alcantarillado no han sido contabilizadas. Sin embargo, dichas fugas pueden generar una fuente potencial de recarga de agua subterránea que puede afectar la calidad del agua suministrada a la población (Cunningham *et al.*, 1984). En ese contexto, el conjunto de condiciones físicas y socioeconómicas presentes en el acuífero de San Salvador lo convierten en un sitio idóneo para la identificación de las fuentes de recarga urbana.

Principales características geológicas y estructurales del área de estudio

La Figura 2 presenta la distribución espacial simplificada de los materiales de origen volcánico existentes en la zona de estudio (Lexa, Šebesta, Chávez, Hernández, & Pécskay, 2012; Weber, Wisemann, & Wittekindt, 1974). Las formaciones, en orden de antigüedad, Bálsamo, Cuscatlán y San Salvador consisten en una secuencia alternada de materiales

volcánicos del Terciario tardío al Holoceno (Reynolds, 1980), y están formadas por interestratificaciones de basaltos, depósitos epiclásticos y depósitos volcánicos piroclásticos; localmente aparecen escorias relacionadas con los conos eruptivos de la actividad del volcán de San Salvador. A la fecha, las exploraciones más profundas en pozos de explotación de agua subterránea alcanzan los 300 m de profundidad, sin embargo, el promedio de profundidades exploradas es de 143 metros.

El material predominante en la zona corresponde a los flujos piroclásticos consolidados (tobas) y no consolidados (ceniza volcánica), los cuales se extienden por toda el área, producto de la actividad explosiva del supervolcán de Ilopango y el estratovolcán de San Salvador (Hernández & Jicha, 2019). Según Barrera-de-Calderón, Garfias, Martel, y Salas-García (2019), cuando este material no aflora a la superficie se encuentra subyaciendo a la lava basáltica y andesítica (Figura 2), sus espesores pueden superar los 300 m, mientras que las lavas al suroeste, en las faldas del volcán de San Salvador, pueden alcanzar los 100 m de espesor. No menos importante fue una pequeña erupción de escoria que tuvo lugar en el cráter de La Laguna (Schmidt-Thomé, 1975), lo cual dio lugar a una secuencia caótica de materiales piroclásticos intercalados con escoria. Esta parte de la zona de estudio alberga la parte más productiva del acuífero de San Salvador.

Hidrogeología

Barrera-de-Calderón *et al.* (2019) dedujeron que la zona de estudio está conformada por dos acuíferos interconectados integrados por seis unidades hidroestratigráficas que pueden generalizarse como no confinados; uno fracturado, conformado por lavas basálticas y andesíticas, cuyas conductividades hidráulicas varían entre 1 y 10^1 m/día, el cual se extiende principalmente en los alrededores del volcán de San Salvador (sur y suroeste de la zona de estudio) siguiendo la trayectoria de coladas de lava del neógeno y holoceno (Figura 2). Su espesor, en las cercanías del volcán de San Salvador, puede alcanzar los 100 m, donde su saturación es total; mientras que en la cordillera del Bálsamo se han encontrado espesores de más de 200 m con saturación parcial. A medida que estos materiales se encuentran en el noreste, su espesor y saturación se reduce hasta desaparecer.

La zona conocida como Plan de La Laguna (Figura 2) presenta conductividades hidráulicas cercanas a 10^3 m/día. Esta alta conductividad hidráulica ha sido asociada con la presencia del cono de escorias del mismo nombre. Se caracteriza por la distribución caótica de materiales y el elevado fracturamiento de la zona. En cambio, el acuífero poroso está integrado por piroclastos y tobas, el cual subyace al acuífero fracturado, extendiéndose en toda la zona de estudio. Su conductividad hidráulica varía entre 10^{-1} y 1.0 m/día; el espesor de este acuífero puede llegar a superar los 300 m. En las zonas donde subyace a las lavas, por lo general está completamente saturado, mientras que en las zonas donde éstas desaparecen (norte y noreste), su saturación es parcial.

La tendencia general del flujo permite distinguir dos flujos principales dentro de la zona de estudio: el primero corresponde al flujo proveniente del volcán de San Salvador, que luego descarga hacia la zona norte de la subcuenca; mientras que el otro flujo proveniente de la cordillera del Bálsamo y cerro de San Jacinto corre hacia el este y luego se desplaza hacia el norte, en la zona baja del área de estudio (Figura 2). La condición de acuífero libre, así como la influencia de las fallas en el flujo de agua subterránea y el potencial ingreso de contaminantes al acuífero a través de ellas evidencia la necesidad de estudiar a mayor profundidad el aporte de la recarga urbana a tan importante fuente de abastecimiento del país.

Métodos y técnicas

Las características del agua subterránea, agua de lluvia y agua de los sistemas de importación, que complementan el suministro de agua de la zona de estudio han sido determinadas a partir de los datos obtenidos en dos jornadas de muestreo: año 2009 (Barrera-de-Calderón, 2010) y años 2016-2017 como parte de esta investigación. La integración de ambos estudios no sólo incrementa el número de muestras, lo cual brinda mayor contundencia en el análisis de resultados, sino que, además, proporciona

la oportunidad de evaluar si existe una diferencia en la química del acuífero entre ambos periodos, que puede ser comparada con la evolución de la mancha urbana.

En la jornada de 2009, Barrera-de-Calderón (2010) reportó 38 muestras distribuidas en 24 sitios de muestreo conformados por manantiales, pozos, totalizadores de agua lluvia y agua de chorro de los sistemas de importación. Éstos, en su mayoría, se analizaron para iones mayoritarios, sólidos totales disueltos, e isótopos ambientales de $\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^2\text{H}$.

En este estudio se realizó una jornada de muestreo con un total de 28 muestras correspondientes a pozos y manantiales, y agua de grifo de los sistemas de importación localizados en la zona de estudio. En su mayoría, las muestras se analizaron para iones mayoritarios, microbiología e isótopos ambientales de $\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^2\text{H}$. En ambos casos, durante el muestreo se midió pH, temperatura, conductividad eléctrica y sólidos totales disueltos con un equipo YSI 556 debidamente calibrado. Los dos estudios totalizan 41 sitios de muestreo, 63 de datos químicos y 44 de datos isotópicos (Figura 2), los cuales se depuraron utilizando criterios de confiabilidad y precisión.

Los análisis químicos se realizaron en el Laboratorio de Control de Calidad de la Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados (ANDA). El proceso de colección de muestras siguió procedimientos estándar (Appelo & Postma, 2005; U.S. Environmental Protection Agency, 2017). Las concentraciones de calcio (Ca^{2+}) y magnesio (Mg^{2+}), cloruros (Cl^-) y bicarbonatos (HCO_3^-) se determinaron por titulometría; las

concentraciones de sodio (Na^+) y nitratos (NO_3^-) se determinaron con electrodo de ion selectivo 8357- NO_3 -D para Na^+ y 4500- NO_3 -D para NO_3^- por métodos potenciométricos.

La determinación de concentraciones de sulfatos (SO_4^{2-}) y potasio (K^+) se realizó por espectrofotometría. Por su parte, las determinaciones de los isótopos estables de $\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^2\text{H}$ se hicieron en el Isotope Science Laboratory de la Universidad de Calgary, Canadá, utilizando espectroscopía láser. Los resultados obtenidos se reportaron en términos de unidades $\delta\text{‰}$ (delta por mil) de desviación relativa con respecto al estándar arbitrario V-SMOW (Freeze & Cherry, 1979), en el cual δ viene definido por:

$$\delta\text{‰} = \left[\frac{R_{\text{muestra}} - R_{\text{SMOW}}}{R_{\text{SMOW}}} \right] \times 1\,000 \quad (1)$$

donde R_x representa la relación isotópica de una muestra ($^2\text{H}/^1\text{H}$, $^{18}\text{O}/^{16}\text{O}$) y R_{SMOW} corresponde a la relación isotópica del mismo elemento en el patrón.

Los TDS, Cl^- y NO_3^- de las aguas residuales que fluyen a través de tuberías en el subsuelo de la zona de estudio se determinaron a partir de un conjunto de 40 muestras de aguas colectadas en ríos y quebradas de la zona durante el año 2011 (Biotec S.A. de C.V., 2011). Se consideró que estas muestras son representativas de la química de las aguas residuales debido a que los ríos y quebradas que circulan por el área transportan, para fines prácticos, los vertidos de las aguas residuales sin tratamiento

generadas en el AMSS, con una dilución que se ha asumido despreciable, ya que los manantiales que aportarían significativamente al flujo base son captados en su totalidad para el suministro de agua de la ciudad.

Los resultados analíticos se revisaron usando el error del balance de carga para los iones mayoritarios. Los datos se procesaron mediante diagramas de Piper, Stiff y gráficos de dispersión para reconocer las características hidrogeoquímicas de las aguas subterráneas, agua lluvia, sistemas de importación de agua que llegan a la ciudad y aguas residuales, que transitan en el subsuelo como potencial fuente de recarga urbana. El programa *AQUACHEM* se utilizó para la determinación de la estadística descriptiva de los parámetros analizados, diagrama trilinear de Piper y balance iónico. Los mapas de distribución espacial de gráficos de Stiff se elaboraron utilizando Rockworks 2011, mientras que los gráficos de dispersión para evaluar la correlación entre las muestras se elaboraron utilizando MicroSoft Excel.

Resultados y discusión

Los valores máximos, mínimos, media aritmética y desviación estándar de los parámetros analizados en las muestras colectadas en pozos y manantiales se presentan en la Tabla 1, mientras que los resultados de todos los análisis y mediciones de campo para cada parámetro pueden

solicitarse al autor principal de este artículo. Para efecto de cálculo, los elementos con concentraciones inferiores al límite de detección fueron reemplazadas por el valor límite (Cloutier, Lefebvre, Savard, Bourque, & Therrien, 2006).

Tabla 1. Estadística descriptiva de parámetros analizados en muestras de agua subterránea del acuífero de San Salvador (pozos y manantiales).

Parámetro	Unidades	Mínimo	Máximo	Media aritmética	Desviación estándar
Temperatura	°C	19.10	44.00	28.50	4.20
pH (campo)		5.64	7.62	6.66	0.48
EC ^a	µS/cm	53.00	955.00	414.20	232.90
TDS	mg/l	34.00	540.00	273.90	154.80
Na	mg/l	2.00	104.00	36.90	24.33
K	mg/l	0.70	15.00	6.80	3.42
Ca	mg/l	0.70	108.70	33.00	17.45
Mg	mg/l	0.50	49.25	16.30	9.54
Cl	mg/l	2.60	83.40	22.20	20.87
HCO ₃	mg/l	23.00	326.60	164.20	70.50
SO ₄	mg/l	3.10	102.20	30.86	20.70
NO ₃	mg/l	0.28	43.00	14.60	8.57
18O		-7.70	-4.70	-6.79	0.62
2H	‰	-52.00	-32.00	-45.80	3.94

^a Conductividad eléctrica corregida a 25 °C.

De las 63 muestras analizadas, el error de carga eléctrica de 32 muestras resultó inferior a 10 %; 26 entre 10 y 15 %; y 5 superan el 15 %. Para el análisis de caracterización hidrogeoquímica de las aguas se seleccionaron aquellas muestras con electroneutralidad inferior a 15 %; además se descartaron dos muestras debido a la falta de resultados del análisis de Cl^- ; sin embargo, para el análisis isotópico, los resultados de todas las muestras se conservaron. En resumen, se analizaron los resultados de 56 muestras para la química, 44 muestras de isótopos; ambas comprendidas en 37 estaciones de muestreo.

En la mayoría de muestras con error máximo entre 10 y 15 %, el laboratorio reportó interferencia de matriz en la determinación de NO_3^- ; a su vez, el balance iónico resultó positivo en esas muestras. Por lo tanto, se asumió que la falta de este anión en el balance es la principal fuente de error en el balance y que las concentraciones del resto de iones pueden considerarse aceptables. Adicionalmente, tanto los gráficos de Piper como Stiff se elaboraron sin considerar la presencia de este anión y, por consiguiente, fue posible incorporar dicha información en el análisis y discusión de este estudio. Otras fuentes adicionales de error podrían asociarse con los reactivos utilizados, limitaciones en los métodos e instrumentos utilizados y presencia de impurezas en el agua destilada, entre otros (Prasanna, Chidambaram, Shahul-Hameed, & Srinivasamoorthy, 2010).

Hidrogeoquímica del agua subterránea y potenciales fuentes de recarga al acuífero

Cuatro grupos principales con características hidrogeoquímicas típicas de acuíferos volcánicos pueden distinguirse en la zona de estudio (Figura 4 y Figura 5). El grupo A corresponde a las aguas de reciente infiltración Ca-Mg-HCO₃ y poco mineralizadas, localizadas entre las faldas del volcán de San Salvador y la cordillera del Bálsamo; se encuentran en el límite entre las zonas urbanas y la parte más alta de la cuenca, por lo tanto, la influencia que el urbanismo puede ejercer sobre ellas tiende a ser mínima, pues la recarga directa por precipitación de las zonas altas apenas ha iniciado su recorrido en estos puntos de captura.

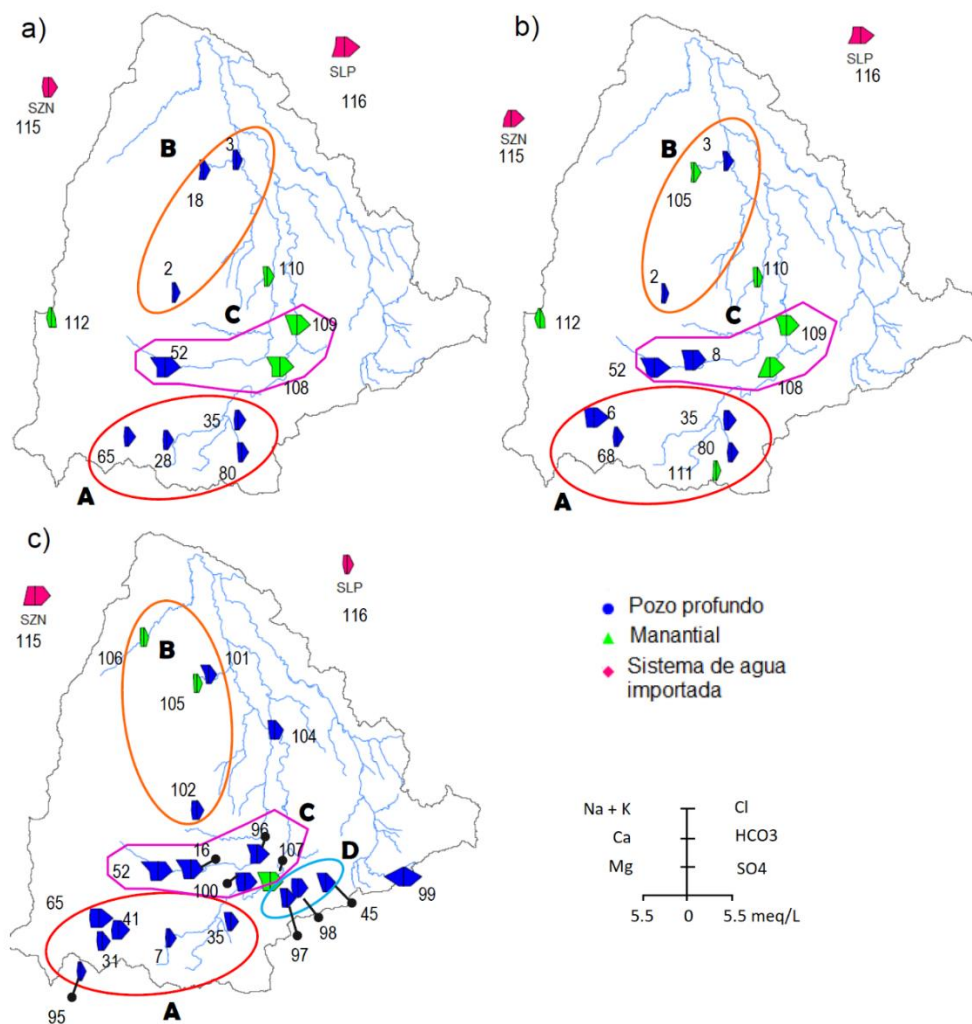


Figura 4. Mapa con diagramas de Stiff para muestreos 2009 y 2016, que muestra grupos con características químicas similares (A, B, C y D): a) 2009, época seca; b) 2009, época de lluvia; c) 2016, época de lluvia.

Los dos diagramas de color rosa en el exterior de la cuenca corresponden a los sistemas de importación de agua: SZN, Sistema Zona Norte; SLP, Sistema Las Pavas.

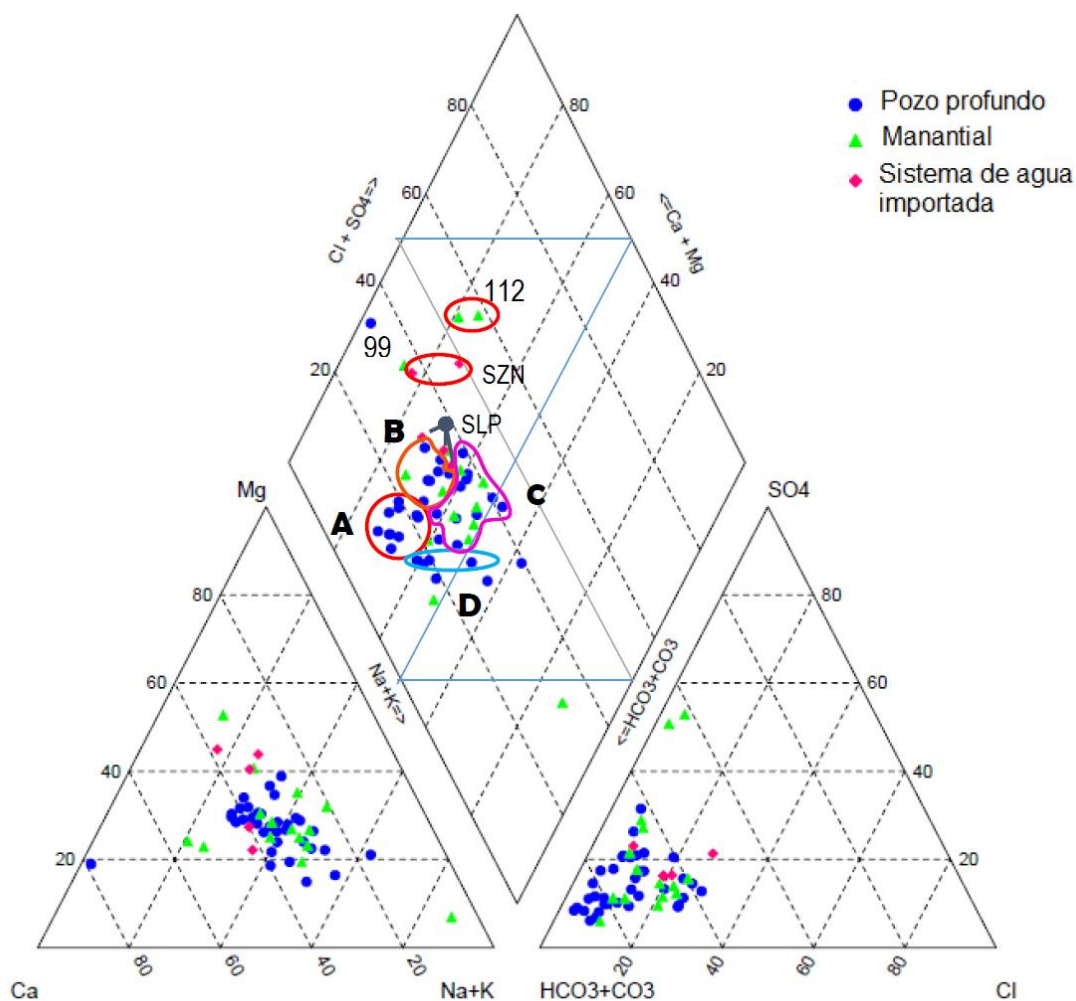


Figura 5. Diagrama de Piper para muestras de agua en el AMSS (todas las campañas de muestreo). La distribución espacial de los grupos A, B, C y D puede consultarse en el mapa de diagramas de Stiff (Figura 3).

El grupo B corresponde al tipo Mg-Ca-HCO₃, conformado por aguas frescas localizadas en las faldas norte y este del volcán de San Salvador; dichas aguas, al igual que las anteriores, presentan poca mineralización

y son las más diluidas en el grupo de muestras analizadas, lo cual es consistente con su ubicación geográfica, pues se encuentran aguas arriba de la zona urbana.

El grupo más mineralizado corresponde al grupo C, que se clasifica como Na-Ca-HCO₃, y localmente Na-Mg-HCO₃. Los pozos y manantiales dentro de este grupo se localizan en el corazón de la zona urbana del AMSS y, a su vez, en la zona más antigua de la ciudad, donde el acueducto y alcantarillado poseen más de 50 años.

De acuerdo con la información colectada para este estudio, el pozo más antiguo de la ciudad data de 1943 (Delgado, 1981) y está comprendido en la región espacial del grupo C. Los datos también permiten identificar que parte de la descarga de este grupo de aguas es captado en manantiales actualmente aprovechados para abastecimiento de la población (sitios de muestreo 100, 107, 108 y 109 en la Figura 4).

El grupo D podría corresponder a una mezcla entre los grupos A y C (Figura 5). Es posible que el aporte del flujo de recarga del cerro de San Jacinto genere un efecto de dilución que opaca la elevada concentración de nitratos, sodio y cloruros (Figura 1, Figura 4 y Figura 5). Sin embargo, se requiere estudios de mayor detalle en la zona para distinguir el origen de la huella química de esta zona del acuífero.

Las aguas identificadas como SZN corresponden al Sistema Zona Norte, cuyas características químicas son Mg-Ca-HCO₃, similares a las del grupo B, pero más mineralizadas, lo cual es consistente con su ubicación espacial al oeste del volcán de San Salvador; se puede asociar dicha

mineralización con mayor tiempo de contacto agua-roca (mayor tiempo de residencia).

De igual forma, las aguas del Sistema Las Pavas SLP se clasifican como Mg-Ca-HCO_3 y Ca-Na-HCO_3 , similares a las del resto de grupos identificados en el acuífero, pero con más minerales disueltos. La variación en los cationes predominantes en el SLP puede obedecer a factores asociados con ingresos no controlados de sustancias al río Lempa, ya que son sistemas de rápida respuesta; por lo tanto, la muestra pudo haberse tomado durante un periodo en el que se distribuyó agua bajo esas modificaciones.

El pozo 99, localizado en el parteaguas sureste de la cuenca (Figura 2 y Figura 4), se clasifica como Ca-HCO_3 ; sin embargo, se encuentra mucho más mineralizado que la mayoría de las muestras analizadas, incluso está mucho más mineralizado que el agua subterránea extraída en las orillas del lago de Ilopango (Duarte-Saldaña, 1988). Es uno de los campos de pozos aprovechados para el abastecimiento de la población de esa zona de la ciudad.

Al respecto, se requieren futuras investigaciones para identificar el origen y comportamiento hidrogeoquímico de esta zona del acuífero. Por otra parte, el agua del manantial localizado en el cráter del volcán de San Salvador (Figura 2 y Figura 4) se caracterizó como Ca-Mg-SO_4 , las cuales son típicas de aguas termales (Yang *et al.*, 2017), situación consistente con su localización y la posible influencia del volcán en su composición química.

La Figura 4 refleja, además, que para el año 2016 respecto a 2009, se presentó un ligero aumento en la mineralización del acuífero en el sector sur (Grupo A), lo cual es concordante con el aumento de la mancha urbana en esa zona (Figura 1). A su vez, puede asociarse con una respuesta más rápida del ingreso de agua con una química modificada por actividades antrópicas desde la superficie al acuífero debido a la naturaleza fracturada de los materiales geológicos de la zona (Figura 2). En los grupos B y C no es posible identificar una diferencia entre ambas jornadas de muestreo, posiblemente debido a los mayores tiempos de tránsito y menor conductividad hidráulica que presentan los piroclastos de Cuscatlán.

El diagrama de Piper (Figura 5) ilustra que el acuífero tiene poca variabilidad estacional en su química mayoritaria. Sin embargo, al interpretarlo conjuntamente con los mapas de Stiff (Figura 4) pueden distinguirse los grupos A, B, C y D descritos en los párrafos precedentes, cuyo anión predominante es el HCO_3^- , y los cationes Ca^{2+} , Mg^{2+} y Na^+ en la zona de mezcla. De acuerdo con Demlie (2015), las aguas Ca-Mg-HCO_3 son dominantes en acuíferos volcánicos básicos, mientras que las del tipo Na-HCO_3 lo son en acuíferos volcánicos ácidos.

Lo anterior es consistente con la presencia de materiales ácidos del Cuscatlán en la parte media y baja de la cuenca, así como de materiales básicos del Bálsamo y San Salvador, que predominan en la zona baja de la misma (Figura 2). Altas concentraciones de HCO_3^- son características de recarga reciente y se encuentran en el agua subterránea como producto del ingreso de precipitación con HCO_2 atmosférico y CO_2 del

suelo en el proceso de disolución de la roca durante la infiltración y movimiento del agua subterránea (Cloutier *et al.*, 2006; Demlie, 2015; Selvakumar, Chandrasekar, & Kumar, 2017).

Identificación de fuentes de recarga

Los distintos tipos de aguas identificados en la sección anterior mediante el diagrama de Piper (Figura 5) y los mapas con diagramas de Stiff (Figura 4) permiten distinguir inicialmente dos fuentes de recarga principales: aquella procedente de la recarga directa por precipitación, que corresponde, ya sea a las aguas que se encuentran en la etapa inicial de su evolución geoquímica o aguas de rápida circulación (McKenzie, Siegel, Patterson, & McKenzie, 2001; Demlie, 2015), las cuales son típicas en acuíferos de geología joven, como es el caso del acuífero de San Salvador.

El grupo de aguas con mayor disolución de minerales, que corresponde con los pozos localizados en la zona más antigua de la ciudad, puede asociarse con una fuente adicional de recarga afectada por actividades antrópicas. En la Figura 6 se presenta un conjunto de diagramas de dispersión que relacionan Cl^- y TDS, y NO_3^- y TDS, y ayudan a explicar los procesos de recarga natural y urbana en el acuífero, así

como al análisis de flujo y circulación del agua subterránea (Demlie, 2015).

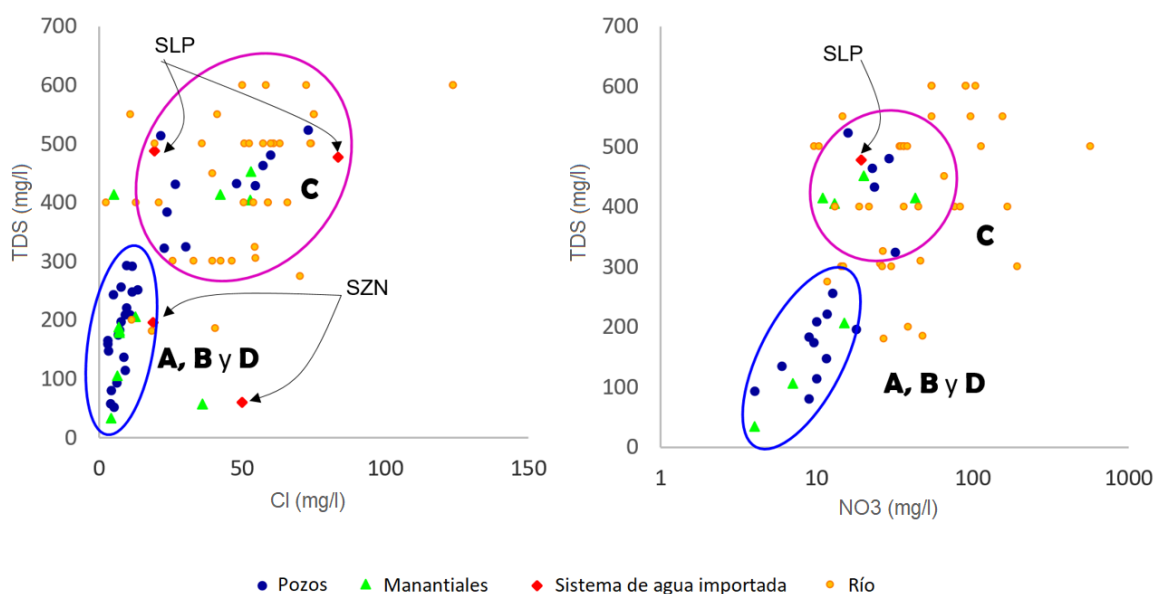


Figura 6. Gráficos de dispersión para trazadores seleccionados que presentan las concentraciones de las muestras de agua subterránea; sistemas de importación de agua que abastecen a la ciudad de San Salvador; Sistema Zona Norte (SZN) y Sistema Las Pavas (SLP), así como aguas residuales crudas que circulan por el subsuelo en la zona no saturada del acuífero de San Salvador (puntos naranjas).

Una fuente de recarga directa por precipitación y dos fuentes de recarga urbana pueden distinguirse en el acuífero de San Salvador. La recarga directa por precipitación corresponde a los grupos A, B y D del acuífero. Es evidente en las aguas frescas de pozos y manantiales poco

mineralizadas, localizadas en los límites más elevados de la zona urbana, al pie del volcán de San Salvador, cerro de San Jacinto y cordillera del Bálsamo, donde el flujo de agua subterránea inicia su paso por la ciudad (Figura 2). Estas aguas tienen bajas concentraciones de TDS, Cl^- y NO_3^- (Figura 6), a diferencia de las aguas de los ríos que transportan las aguas residuales de la ciudad casi sin ninguna depuración.

La primera fuente de recarga urbana puede asociarse con las fugas en los sistemas de acueducto de la ciudad. En la Figura 6 se puede apreciar que existe un grupo de aguas cuyos valores de TDS, Cl^- y NO_3^- se encuentran en un término medio entre las aguas con recarga directa y aquellas correspondientes a los sistemas de agua potable (SZN y SLP) y aguas residuales, lo cual indica una posible mezcla entre las aguas de recarga natural y de recarga urbana. Por lo tanto, la segunda fuente de recarga urbana proviene del alcantarillado sanitario.

El grupo de aguas cuya química ha sido modificada por la recarga urbana presenta concentraciones que pueden superar el doble de las concentraciones de TDS, Cl^- y NO_3^- . Los NO_3^- se utilizaron para identificar ingreso de contaminación agrícola, agua potable, aguas residuales y aguas industriales (Lerner, 2002; Tubau, Vázquez-Suñé, Jurado, & Carrera, 2014). Dado que las aguas de recarga natural y los sistemas de importación reportan bajas concentraciones de NO_3^- (Figura 6), se descarta el aporte de este ion al acuífero debido a actividades agrícolas o a fugas en el sistema de agua potable. Por lo tanto, una fuente de recarga urbana al acuífero proviene de las fugas en el sistema de tuberías de aguas residuales.

Los cloruros se consideran razonablemente conservativos (Bazuhair & Wood, 1996; Yang *et al.*, 1999; Barrett *et al.*, 1999; Lerner, 2002; Vázquez-Suñé *et al.*, 2010; Tubau *et al.*, 2014), excepto cuando hay otras fuentes de ingreso de cloruros al sistema, ya que la concentración podría aumentar (Jiménez-Martínez, Aravena, & Candela, 2011; Naranjo, Cruz-Fuentes, Cabrera, & Custodio, 2015). En este caso, el aporte de cloruros se relaciona con las fugas de los sistemas de agua potable y alcantarillado, cuyas concentraciones son elevadas y modifican la química del agua subterránea antes de su contacto con el subsuelo urbano (Figura 6).

Las muestras analizadas en este estudio también fueron analizadas para coliformes totales y coliformes fecales; sin embargo, sólo cinco muestras de las 28 analizadas (18 %) superaron el límite de detección de 1.8 NMP/100 ml para coliformes totales, mientras que ninguna de las muestras resultó por arriba de dicho límite de detección para coliformes fecales. Posiblemente la contaminación microbiológica producto de las fugas en el alcantarillado, la cual supera los cientos de miles NMP/100 ml (Biotec S.A. de C.V., 2011), no alcance el agua subterránea debido a que la parte superior del suelo de origen piroclástico retiene de manera significativa a los coliformes termotolerantes, como los enterococos (Naclerio *et al.*, 2008). De este modo, tal condición ofrece una protección favorable que reduce su vulnerabilidad a la contaminación.

Isótopos ambientales $\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^2\text{H}$ en el acuífero de San Salvador

La precipitación es la principal fuente de renovación de agua subterránea a través de la infiltración en el terreno (Cloutier *et al.*, 2006) en las zonas fuera del área urbana, donde la superficie no está impermeabilizada. La Figura 7 presenta la distribución de las muestras de agua subterránea con respecto a la Línea de Agua Meteórica Global (GMWL, por sus siglas en inglés) y la Línea de Agua Meteórica Local (LMWL, por sus siglas en inglés) (IAEO, 1992; Tenorio-Mejía, D'Amore, & Gerardo, 1997).

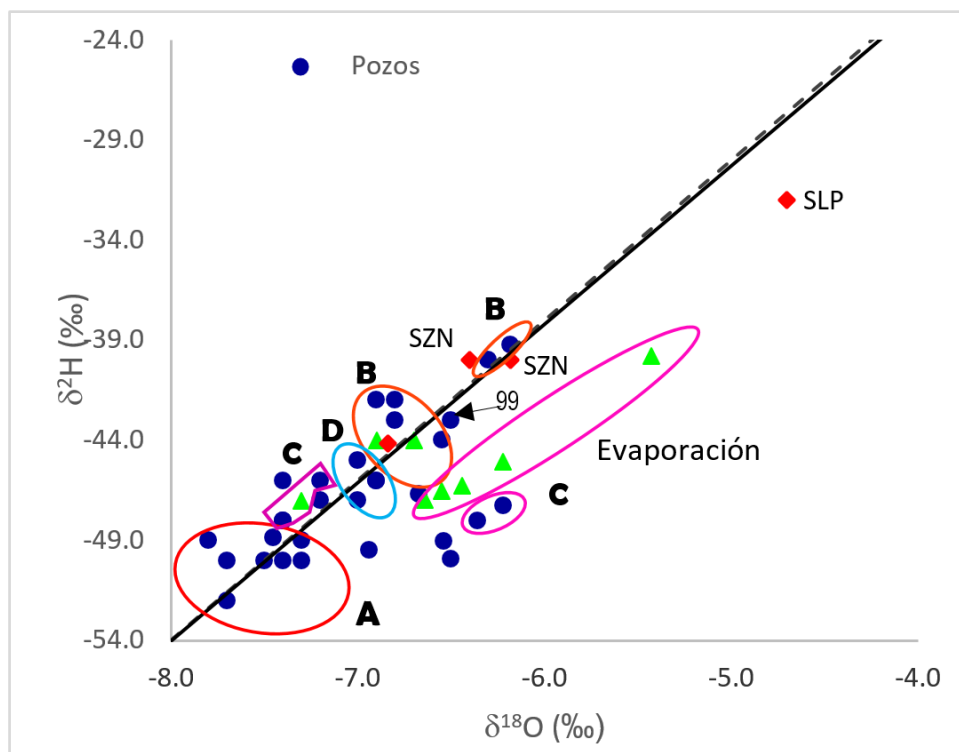


Figura 7. Composición isotópica de $\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^2\text{H}$ en el agua subterránea del acuífero de San Salvador, El Salvador. Línea del agua meteórica local (LMWL) $\delta^2\text{H} = 7.92\delta^{18}\text{O} + 9.336$, $r^2 = 0.957$ (IAEA, 1977).

La distribución de la composición isotópica de las muestras permite distinguir a las aguas de origen reciente del grupo A con valores de $\delta^{18}\text{O}$ que oscilan entre -7.80 y -7.30, localizadas en el sector sur y surponiente de la zona de estudio. El grupo B presenta valores de $\delta^{18}\text{O}$ que oscilan entre -6.90 y -6.20, los cuales se encuentran en su mayoría distribuidos alrededor de dicha línea, indicando que no hay modificaciones significativas por evaporación (Cloutier *et al.*, 2006; Prasanna *et al.*, 2010).

El grupo de aguas de pozos y manantiales influenciadas por el urbanismo (C) refleja valores de $\delta^{18}\text{O}$ entre -7.40 y -5.43, los cuales se encuentran en la zona intermedia entre los valores del grupo A, de aguas recargadas por precipitación que ingresan al subsuelo de la ciudad y las muestras de los sistemas de importación SZN y SLP. Estos sistemas poseen una composición isotópica enriquecida y en ocasiones alejada de la línea meteórica (SLP).

Este enriquecimiento isotópico en las aguas de los sistemas de agua potable puede asociarse, para el caso del sistema Las Pavas, con su origen del río Lempa, y en ambos sistemas con el proceso de transporte y tratamiento que pasa el agua antes de llegar a la red de distribución de agua. Se esperaría que las aguas residuales presenten una composición isotópica aun mayor que la reflejada por los sistemas de agua potable debido a los procesos de almacenamiento, uso y transporte que pasan previo al ingreso del alcantarillado de la ciudad.

Un grupo de manantiales se alinean a la derecha de la LMWL, sugiriendo un típico proceso de evaporación (Prasanna *et al.*, 2010). De igual manera, otras muestras de pozos presentan un comportamiento similar; ello indica que esas aguas han sufrido algo de evaporación antes de su infiltración. La composición isotópica de $\delta^{18}\text{O}$ también se relacionó mediante diagramas de dispersión con los trazadores Cl^- y NO_3^- (Figura 8), para verificar la hipótesis de la presencia de recarga urbana en el agua subterránea del grupo C.

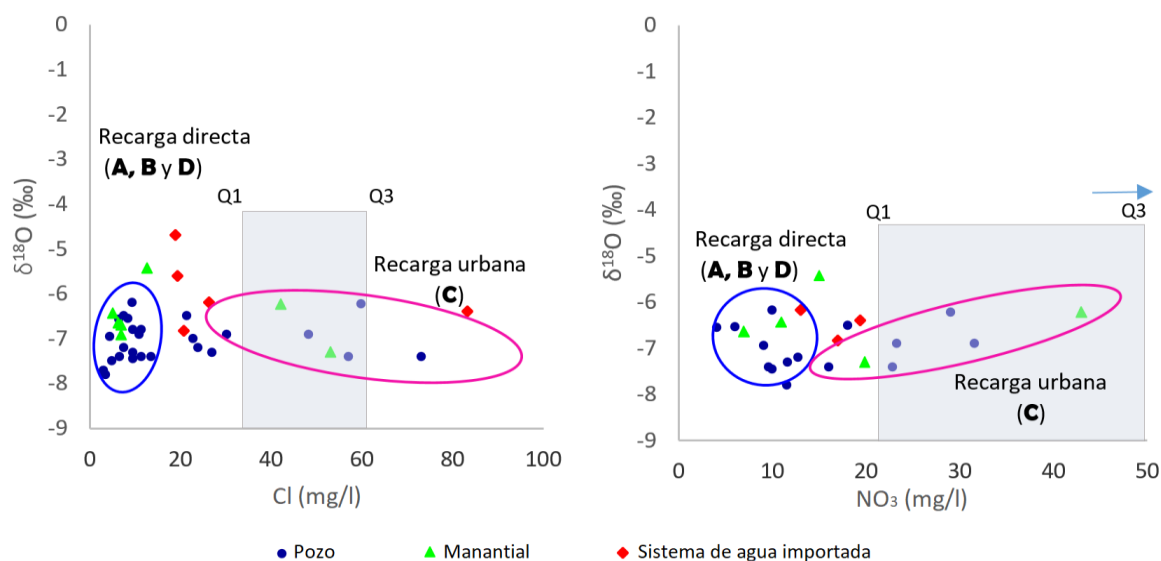


Figura 8. Gráficos de dispersión para parámetros hidrogeoquímicos e isotópicos que muestran diferencias en la fuente de recarga de agua subterránea. Los rectángulos sombreados indican el rango de concentración de Cl^- y NO_3^- , respectivamente, entre el cuartil 1 (Q1) y el cuartil 3 (Q3). La flecha azul indica que el cuartil 3 de NO_3^- es superior al valor máximo graficado (tiene un valor de 90.73 mg/l).

Ambas gráficas permiten diferenciar a las aguas de recarga reciente (grupos A, B y D), con bajas concentraciones de Cl^- y NO_3^- , y las aguas impactadas por el urbanismo (grupo C), cuyas concentraciones de estos iones son notablemente más elevadas para los rangos de composiciones isotópicas de $\delta^{18}\text{O}$ discutidas antes. Las aguas del grupo C muestran el carácter conservativo del isótopo ambiental $\delta^{18}\text{O}$ del grupo A, y evidencian un aumento considerable en las concentraciones de Cl^- y NO_3^- . Este comportamiento se asocia de nuevo con la recarga urbana.

El agua de los sistemas de importación presenta concentraciones de cloruros y nitratos ligeramente superiores a las aguas de recarga natural, lo cual podría generar un incremento en las concentraciones de dichos parámetros; sin embargo, las muestras del grupo C reportan valores que se asemejan más a los rangos de concentraciones de Cl^- y NO_3^- de las aguas residuales comprendidos entre los cuartiles 1 y 3 de cada parámetro (área sombreada de las gráficas), lo cual evidencia que la recarga urbana procedente del alcantarillado está modificando las características químicas del acuífero urbano en un punto que requiere atención.

Modelo conceptual hidrogeoquímico de agua subterránea

Las características hidrogeoquímicas e isotópicas de las aguas subterráneas en el acuífero de San Salvador permiten establecer un modelo conceptual (Figura 9) que involucra a los grupos de aguas y las principales fuentes de recarga de agua subterránea que ocurren en el acuífero (Cloutier *et al.*, 2006). Se han identificado tres zonas de recarga directa por precipitación en las áreas de mayor elevación topográfica de la zona de estudio: el volcán de San Salvador, la cordillera del Bálsamo y

el cerro de San Jacinto; estos accidentes topográficos son, a su vez, las zonas que menos desarrollo urbano presentan y, por lo tanto, su cobertura es principalmente vegetal.

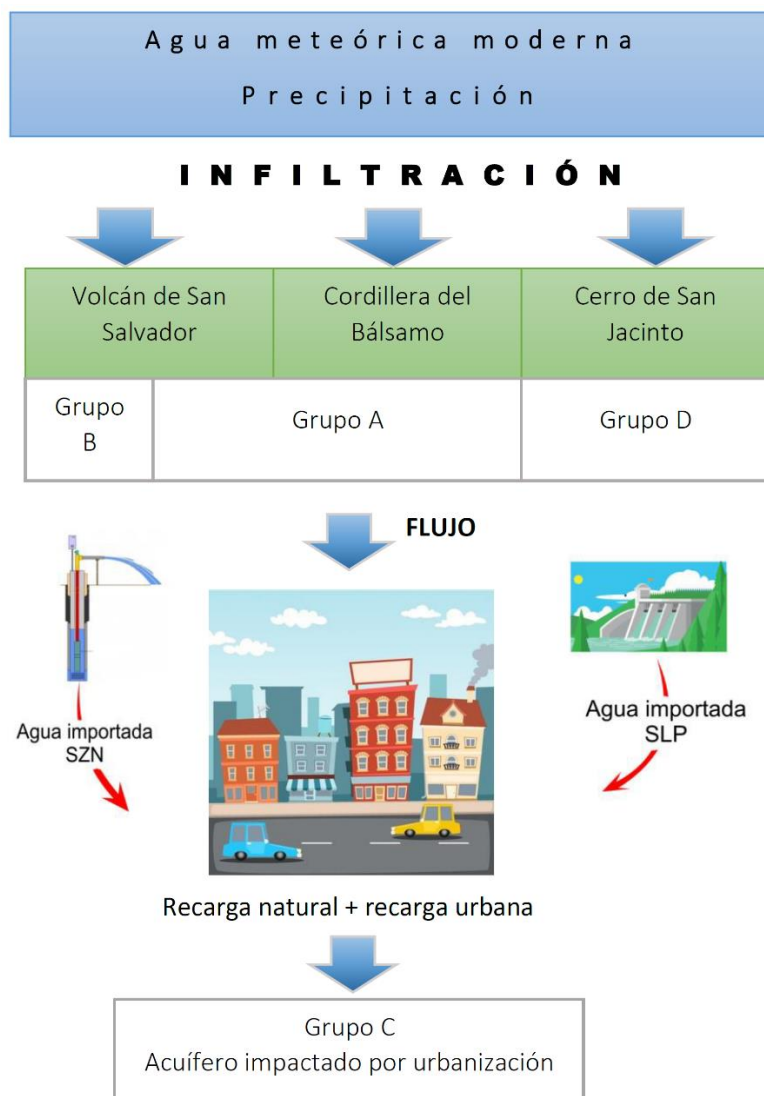


Figura 9. Modelo conceptual de grupos de agua subterránea y sus fuentes de recarga en el acuífero urbano de San Salvador deducido a partir del análisis de información hidrogeoquímica e isotópica.

Cada una de las zonas de recarga tiene relación con flujos que ocurren en el inicio de la formación acuífera actualmente aprovechada. Cuatro flujos asociados con grupos geoquímicos de agua conforman los dos flujos principales del acuífero y se derivan de las zonas de recarga, los cuales se diferenciaron en el análisis hidrogeoquímico e isotópico (Figura 9). La ocurrencia de estos flujos de agua subterránea es concordante con estudios previos realizados en la zona, ya sea con fines de explotación o evaluación del recurso hídrico subterráneo (Departamento de hidrogeología-ANDA, 1996; Delgado, 2001; EYCO S.A. de C.V., 2005; Barrera-de-Calderón, 2010; Guevara-Retana, 2013). Además, confirma el modelo conceptual de flujo expuesto por Barrera-de-Calderón *et al.* (2019).

Asimismo, del volcán de San Salvador se derivan dos flujos principales: el flujo norte B, caracterizado por aguas del tipo Mg-Ca-HCO₃ y Ca-Mg-HCO₃, las cuales son características de acuíferos volcánicos básicos (McKenzie *et al.*, 2001; Cloutier *et al.*, 2006; Demlie, 2015), y con los valores para $\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^2\text{H}$ que caen en el rango de valores obtenidos para la precipitación regional. El otro sistema de flujo corresponde con el flujo suroeste, denominado A (Figura 9), el cual, a su vez, tiene aporte de la recarga directa que ocurre en la cordillera del Bálsamo. Estas aguas, al igual que en el grupo B, están poco mineralizadas y ocurren en las

orillas del área urbana del AMSS; son del tipo Ca-Mg-HCO₃, y su composición isotópica de $\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^2\text{H}$ media se encuentra en el rango de la composición isotópica de la precipitación.

Por otra parte, un tercer grupo, denominado C, en San Salvador (Figura 4), se caracteriza por aguas del tipo Na-Ca-HCO₃ y Na-Mg-HCO₃ (que se deriva del grupo A), las cuales ingresan a la ciudad y recogen el aporte de las fugas en los sistemas de agua y alcantarillado en distintas proporciones; estas aguas presentan TDS que fluctúan de 300 mg/l a casi 600 mg/l, con Cl⁻ cuyo rango oscila entre 20 y 73 mg/l, y NO₃⁻ con valores que se encuentran arriba de 20 mg/l y alcanzan hasta 43 mg/l. La composición isotópica de este grupo de aguas no se distingue del resto de grupos; los valores de $\delta^{18}\text{O}$ oscilan entre -6.0 y -7.5 similar a las de sus grupos de origen. Sin embargo, algunas de las muestras evidencian un proceso de evaporación, el cual puede asociarse con el proceso de tratamiento, almacenamiento y uso del agua potable, en el cual existen procesos de evaporación.

Por último, el grupo denominado D, cuyo tipo de agua es Na-Ca-HCO₃, se asocia con la zona de recarga directa del cerro de San Jacinto, y al igual que los grupos A y B, se encuentra en las orillas de la zona urbana de la ciudad de Soyapango, en las laderas del cerro y presenta un poco más de mineralización que dichos grupos (Figura 4). Su composición isotópica es similar al resto de aguas sin influencia significativa del urbanismo, y se encuentra en el rango de la composición isotópica de la lluvia, ya que se alinea con la LMWL.

Conclusiones

En este estudio se presentaron los resultados del análisis regional hidrogeoquímico de un acuífero urbano, tomando como ejemplo el caso del acuífero volcánico urbano de San Salvador; ello permitió la identificación espacial de los sistemas de flujo existentes en el acuífero, así como de las principales fuentes de recarga que aportan a la disponibilidad de agua de la ciudad. El diagrama de Piper, así como la distribución espacial de los tipos de agua presentados a través de los mapas de Stiff, la estadística descriptiva de las muestras y el conjunto de gráficos de dispersión, en los cuales se relacionaron variables indicativas de la recarga urbana, indicaron que la precipitación directa de agua de lluvia controla principalmente la química del agua subterránea en las zonas que se encuentran en las orillas de la ciudad.

La huella química de estas aguas, su ubicación espacial y el uso de trazadores químicos permitió la identificación de cuatro grupos principales de agua que ocurren en el acuífero: el grupo A (Ca-Mg-HCO₃, Mg-Ca-HCO₃); el grupo B (Mg-Ca-HCO₃) y el grupo D (Na-Ca-HCO₃), cuya fuente de recarga principal se asocia con la precipitación directa y se caracterizan por su poca mineralización, que puede asociarse tanto con su corta edad como con su rápida circulación a través del medio geológico,

o ambas; y el grupo **C** (Na-Ca-HCO₃ y Na-Mg-HCO₃), que evolucionó del grupo A, fue identificado como aguas que sufren el impacto del urbanismo y, por lo tanto, tiene tres fuentes de recarga principales: la lluvia, las fugas en los sistemas de agua potable y las fugas del alcantarillado sanitario.

Los isótopos ambientales de $\delta^{18}\text{O}$ y $\delta^2\text{H}$ en las muestras de agua subterránea ayudaron en la identificación de las fuentes de recarga. Por un lado, las composiciones isotópicas de la mayoría de muestras se alinearon alrededor de la LMWL en valores similares a los de la precipitación local, lo que se asoció con una recarga de agua meteórica reciente. Por otro lado, las relaciones entre $\delta^{18}\text{O} - \text{Cl}^-$ y $\delta^{18}\text{O} - \text{NO}_3^-$ utilizados como trazadores de agua producto de las fugas en los SAP y SAR proporcionaron importantes hallazgos que fortalecieron la hipótesis de la existencia de recarga urbana en el acuífero.

Esta recarga urbana tiene impacto en la calidad y cantidad del agua subterránea, y su aporte al balance parte de situaciones no planificadas y a veces incontrolables. Por una parte, la recarga procedente de las fugas en los SAP puede aportar elevadas cantidades de agua ingresando al acuífero, las cuales podrían reflejarse en una reducción de la tasa de descenso de los niveles, ocultando los efectos de la sobreexplotación y, por lo tanto, generando una percepción de “sostenibilidad ficticia” y de elevado costo. Dado el carácter no planificado de esta recarga, potenciales acciones de las empresas de agua para reducir las fugas pueden impactar de forma significativa la disponibilidad de agua en el

acuífero y por lo tanto podrían requerirse fuentes alternativas de suministro para suplir la demanda.

Por otra parte, la recarga procedente de las fugas en los SAR podría estar aportando una carga contaminante al acuífero, que paulatinamente llegaría a afectar la buena calidad que hoy refleja. El ingreso de estos contaminantes debe tenerse presente, pues las aguas residuales crudas transportan una diversidad de elementos nocivos para la salud que bajo condiciones propicias pueden movilizarse desde la zona no saturada hasta la zona saturada. Ello conllevaría modificaciones en los sistemas de potabilización (que hoy en día se limitan principalmente a la cloración), aumentando los costos de producción local de agua y por consiguiente encareciendo la recarga urbana. Para analizar con más detalle esta problemática se requieren estudios adicionales enfocados a la contaminación de acuíferos.

Los resultados obtenidos en esta investigación muestran la importancia de la hidrogeoquímica en la identificación de sistemas de flujo (complementaria a la información hidrogeológica) y en la identificación de fuentes de recarga en ambientes urbanos, cuyo aporte puede afectar la calidad y cantidad de agua subterránea. Los resultados aportan información substancial para la gestión integral de los recursos hídricos en acuíferos urbanos. En otros contextos se ha evidenciado que las decisiones de gestión de sistemas de agua urbanos tienen impacto en su gestión y sostenibilidad por largos periodos, por lo tanto, deben trabajarse en forma conjunta, adecuadamente planificada, y respaldarse con

programas de monitoreo de calidad y cantidad para dar seguimiento a su evolución.

Agradecimientos

Los autores agradecen a la Organización de Estados Americanos (OEA) por haber proporcionado la beca para estudios de doctorado de la autora principal. Muchas gracias a la Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados (ANDA) por el apoyo con los análisis químicos de agua y acompañamiento para toma de muestras; al Isotope Science Laboratory de la Universidad de Calgary, Canadá, por el análisis de isótopos ambientales; al Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales (MARN) de El Salvador por facilitar información; a la Facultad de Ingeniería y Arquitectura de la Universidad de El Salvador por el apoyo con préstamo de equipo. Asimismo, agradecen a la Universidad Autónoma del Estado de México, Conacyt y Comicyt de México, y al Institut National de la Recherche Scientifique, Centre Eau, Terre et Environnement (INRS-ETE) de Canadá por todo el apoyo proporcionado en el desarrollo de este estudio.

Referencias

ANDA, Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados. (2016). *Memoria de labores 2015* (Memoria anual). San Salvador, El Salvador: Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados.

- Appelo, C. A. J., & Postma, D. (2005). *Geochemistry, groundwater and pollution* (2nd ed.). Ámsterdam, The Netherlands: Balkema.
- Barrera-de-Calderón, M. (2010). *Caracterización hidrogeoquímica e isotópica de áreas de recarga en el acuífero de San Salvador* (tesis de maestría). Universidad de El Salvador, El Salvador.
- Barrera-de-Calderón, M., Garfias, J., Martel, R., & Salas-García, J. (2021). Controles geológicos en el flujo de agua subterránea y distribución de volúmenes de extracción asociados a una estructura volcánica compleja. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*, 73(1). Recuperado de <http://dx.doi.org/10.18268/BSGM2021v73n1a170820>
- Barrett, M. H., Hiscock, K. M., Pedley, S., Lerner, D. N., Tellam, J. H., & French, M. J. (1999). Marker species for identifying urban groundwater recharge sources: A review and case study in Nottingham, UK. *Water Research*, 33(14), 3083-3097.
- Bazuhair, A. S., & Wood, W. W. (1996). Chloride mass-balance method for estimating ground water recharge in arid areas: Examples from western Saudi Arabia. *Journal of Hydrology*, 186(1-4), 153-159. Recuperado de [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(96\)03028-4](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(96)03028-4)
- Biotec S.A. de C.V. (2011). *Medidas de control de la contaminación de los ríos Tomayate y Las Cañas. Contrato No. 123/2010* (Informe Final N° 5; p. 272). San Salvador: Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

- Carlson, M. A., Lohse, K. A., McIntosh, J. C., & McLain, J. E. T. (2011). Impacts of urbanization on groundwater quality and recharge in a semi-arid alluvial basin. *Journal of Hydrology*, 409(1-2), 196-211. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.08.020>
- Cloutier, V., Lefebvre, R., Savard, M. M., Bourque, É., & Therrien, R. (2006). Hydrogeochemistry and groundwater origin of the Basses-Laurentides sedimentary rock aquifer system, St. Lawrence Lowlands, Québec, Canada. *Hydrogeology Journal*, 14(4), 573-590. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s10040-005-0002-3>
- COAMSS-OPAMSS, Consejo de Alcaldes del Área Metropolitana de San Salvador-Oficina de Planificación del Área Metropolitana de San Salvador. (2013). *Generalidades del AMSS*. Recuperado de http://www.opamss.org.sv/index.php?option=com_content&view=article&id=183&Itemid=169
- Cunningham, C. G., Fary Jr., R. W., Guffanti, M., Laura, D., Lee, M. P., Masters, C. D., ... Russ, D. P. (1984). *Earth and water resources and hazards in Central America* (Geological Survey Circular N° IRC 925; p. 40). Reston, USA: U.S. Geological Survey.
- Delgado, J. (1981). *Recomendación sobre profundidad de perforación del pozo No. 3 El Socorro en San Salvador, departamento de San Salvador* (Informe Técnico). San Salvador, El Salvador: Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados.
- Delgado, J. (2001). *Informe de Evaluación Pozo Asevilla No. 2. Puerta La Laguna, Depto. La Libertad* (informe técnico). Antiguo Cuscatlán, El Salvador: s.ed.

- Demlie, M. (2015). Assessment and estimation of groundwater recharge for a catchment located in highland tropical climate in central Ethiopia using catchment soil–water balance (SWB) and chloride mass balance (CMB) techniques. *Environmental Earth Sciences*, 74(2), 1137-1150. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s12665-015-4099-y>
- Departamento de Hidrogeología-ANDA. (1996). *Evaluación hidrogeológica. Área de Nejapa, Quezaltepeque. San Salvador, La Libertad* (Informe Técnico). San Salvador, El Salvador: Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados.
- Duarte-Saldaña, J. R. (1988). *Estudio hidrogeológico del acuífero de Guluchapa, San Salvador, El Salvador* (tesis de maestría). Universidad de Costa Rica, Costa Rica.
- EYCO S.A. de C.V. (2005). *La Nueva Apopa. Estudio Hidrogeológico de la Zona* (Informe Técnico). San Salvador, El Salvador: EYCO S.A. de C.V.
- Foster, S., Morris, B. L., & Chilton, P. J. (julio, 1999). *Groundwater in urban development—A review of linkages and concerns*. 259. Recuperado de http://hydrologie.org/redbooks/a259/iahs_259_0003.pdf
- Freeze, R. A., & Cherry, J. A. (1979). *Groundwater*. Englewood Cliffs, USA: Prentice-Hall.

- Guevara-Retana, J. M. (2013). *Estudio hidrogeológico área del ingenio azucarero El Angel, jurisdicción de Apopa, departamento de San Salvador* (Informe Técnico). San Salvador, El Salvador: s.ed.
- Hernández, W., & Jicha, B. (2019). *Múltiple colapso sectorial del volcán de San Salvador*. San Salvador, El Salvador: Universidad Tecnológica de El Salvador.
- IAEA, International Atomic Energy Agency. (1977). *International Uranium Resources Evaluation Project IUREP, National Favorability Studies, El Salvador* (Non Published N.º IUREP N.F.S. No. 42). Viena, Austria: International Atomic Energy Agency.
- IAEO, Internationale Atomenergie Organisation. (1992). *Statistical treatment of data on environmental isotopes in precipitation*. Viena, Austria: Internationale Atomenergie-Organisation.
- Jiménez-Martínez, J., Aravena, R., & Candela, L. (2011). The role of Leaky Boreholes in the contamination of a regional confined aquifer. A case study: The Campo de Cartagena Region, Spain. *Water, Air, & Soil Pollution*, 215(1-4), 311-327. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s11270-010-0480-3>
- Kruse, E., Carol, E., Mancuso, M., Laurencena, P., Deluchi, M., & Rojo, A. (2013). Recharge assessment in an urban area: A case study of La Plata, Argentina. *Hydrogeology Journal*, 21(5), 1091-1100. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s10040-013-0981-4>
- Lerner, D. N. (1990). *Groundwater recharge in urban areas*. 198. Duisberg, Alemania: International Asociacion of Hydrogeologist.

- Lerner, D. N. (2002). Identifying and quantifying urban recharge: A review. *Hydrogeology Journal*, 10(1), 143-152. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s10040-001-0177-1>
- Lexa, J., Šebesta, J., Chavez, J. A., Hernández, W., & Pécskay, Z. (2012). Geology and volcanic evolution in the southern part of the San Salvador Metropolitan Area. *Journal of GEOsciences*, 106-140. Recuperado de http://www.jgeosci.org/content/jgeosci.088_2011_1_lexa.pdf
- MARN, Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2016). *Plan Nacional de Gestión Integrada del Recurso Hídrico de El Salvador, con énfasis en Zonas Prioritarias*. Recuperado de <http://www.marn.gob.sv/plan-nacional-de-gestion-integrada-del-recurso-hidrico/>
- McKenzie, J. M., Siegel, D. I., Patterson, W., & McKenzie, D. J. (2001). A geochemical survey of spring water from the main Ethiopian rift valley, southern Ethiopia: Implications for well-head protection. *Hydrogeology Journal*, 9(3), 265-272. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s100400100134>
- Naclerio, G., Petrella, E., Nerone, V., Allocca, V., De-Vita, P., & Celico, F. (2008). Influence of topsoil of pyroclastic origin on microbial contamination of groundwater in fractured carbonate aquifers. *Hydrogeology Journal*, 16(6), 1057-1064. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s10040-008-0297-y>
- Naik, P. K., Tambe, J. A., Dehury, B. N., & Tiwari, A. N. (2008). Impact of urbanization on the groundwater regime in a fast growing city in

- central India. *Environmental Monitoring and Assessment*, 146(1-3), 339-373. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s10661-007-0084-6>
- Naranjo, G., Cruz-Fuentes, T., Cabrera, Ma. del C., & Custodio, E. (2015). Estimating natural recharge by means of chloride mass balance in a volcanic aquifer: Northeastern Gran Canaria (Canary Islands, Spain). *Water*, 7, 2555-2574. Recuperado de <https://doi.org/w10.3390/7062555>
- O'Driscoll, M., Clinton, S., Jefferson, A., Manda, A., & McMillan, S. (2010). Urbanization effects on watershed hydrology and in-stream processes in the Southern United States. *Water*, 2(3), 605-648. Recuperado de <https://doi.org/10.3390/w2030605>
- Prasanna, M. V., Chidambaram, S., Shahul-Hameed, A., & Srinivasamoorthy, K. (2010). Study of evaluation of groundwater in Gadilam basin using hydrogeochemical and isotope data. *Environmental Monitoring and Assessment*, 168(1-4), 63-90. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s10661-009-1092-5>
- Reynolds, J. H. (1980). Late tertiary volcanic stratigraphy of Northern Central America. *Bulletin of Volcanology*, 43(3), 601-607. DOI:10.1007/BF02597696
- Schirmer, M., Leschik, S., & Musolff, A. (2013). Current research in urban hydrogeology – A review. *Advances in Water Resources*, 51, 280-291. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2012.06.015>

- Schmidt-Thomé, M. (1975). The geology in the San Salvador area (El Salvador, Central America), a basis for city development and planning. *Geology Jb.*, 13, 207-228.
- Selvakumar, S., Chandrasekar, N., & Kumar, G. (2017). Hydrogeochemical characteristics and groundwater contamination in the rapid urban development areas of Coimbatore, India. *Water Resources and Industry*, 17, 26-33. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.wri.2017.02.002>
- Sharp, J. M. (2010). The impacts of urbanization on groundwater systems and recharge. *AQUAmundi - Journal of Water Sciences*, (01), 051-056. Recuperado de <https://doi.org/10.4409/Am-004-10-0008>
- Tenorio-Mejía, J., D'Amore, F., & Gerardo, J. Y. (enero, 1997). *Understanding the hydrological processes of the Berlin Geothermal Field, El Salvador, Based on Stable Isotope Data [presentación de paper]*. Twenty-Second Workshop on Geothermal Reservoir Engineering. Stanford University, Standford, California, 27-29. Recuperado de <https://pangea.stanford.edu/ERE/pdf/IGAstandard/SGW/1997/Mejia.pdf>
- Tubau, I., Vázquez-Suñé, E., Jurado, A., & Carrera, J. (2014). Using EMMA and MIX analysis to assess mixing ratios and to identify hydrochemical reactions in groundwater. *Science of The Total Environment*, 470-471, 1120-1131. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.10.121>

- U.S. Environmental Protection Agency. (2017). *Groundwater Sampling*. Washington, DC, USA: U.S. EPA, Science and Ecosystem Support Division.
- Vázquez-Suñé, E., Carrera, J., Tubau, I., Sánchez-Vila, X., & Soler, A. (2010). An approach to identify urban groundwater recharge. *Hydrology and Earth System Sciences*, 14(10), 2085-2097. Recuperado de <https://doi.org/10.5194/hess-14-2085-2010>
- Weber, H. S., Wisemann, G., & Wittekindt, H. (1974). *Geologische Übersichtskarte der Republik El Salvador*. San Salvador, El Salvador: Instituto Geográfico Nacional.
- Yang, P., Cheng, Q., Xie, S., Wang, J., Chang, L., Yu, Q.,... & Chen, F. (2017). Hydrogeochemistry and geothermometry of deep thermal water in the carbonate formation in the main urban area of Chongqing, China. *Journal of Hydrology*, 549, 50-61. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2017.03.054>
- Yang, Y., Lerner, D. N., Barrett, M. H., & Tellam, J. H. (1999). Quantification of groundwater recharge in the city of Nottingham, UK. *Environmental Geology*, 38(3), 183-198.