

DOI: 10.24850/j-tyca-13-06-10

Artículos

**Un enfoque de balance hídrico para la gestión sostenible en el acuífero de San Salvador**  
**A water balance approach to the sustainable management in the San Salvador Aquifer**

Marcia Lizeth Barrera-de-Calderón<sup>1</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-7627-150X>

Jaime Garfias<sup>2</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0001-6388-2109>

Richard Martel<sup>3</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0003-4219-5582>

Javier Salas-García<sup>4</sup>, ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-1297-7893>

<sup>1</sup>Universidad 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](mailto:marcia.barrera@ues.edu.sv)

<sup>2</sup>Instituto Interamericano de Tecnología y Ciencias del Agua (IITCA), Universidad Autónoma del Estado de México (UAEM), Toluca, Estado de México, México, [jgarfiass@gmail.com](mailto:jgarfiass@gmail.com)



<sup>3</sup>Institut national de la recherche scientifique (INRS Ete), Universidad de Quebec, Quebec, Canadá, richard.martel@ete.inrs.ca

<sup>4</sup>Facultad 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

Una exhaustiva comprensión de la interacción entre las distintas componentes que integran todas las fases del ciclo hidrológico es crucial y de vital importancia en el uso, conservación y protección del agua. En ambientes urbanos, la cuantificación de los componentes del balance hídrico se vuelve particularmente retador. Este estudio presenta el análisis espacial de sostenibilidad del acuífero de San Salvador, un típico acuífero urbano, que provee parte del suministro del Área Metropolitana de San Salvador (AMSS), en conjunto con tres sistemas de importación de agua. Para ello, se ha caracterizado el sistema hidrogeológico y sus sistemas de flujo; asimismo, se han identificado, depurado y cuantificado los componentes del balance de agua, definiendo las entradas, salidas y retornos al sistema, y se ha planteado la ecuación de balance hídrico del acuífero en función de estos componentes. Los resultados indican que el



acuífero se encuentra en un “aparente estado de sostenibilidad”, que es soportado por la recarga urbana, la cual representa millones de dólares al año en costos de bombeo. Ese dinero podría reorientarse a minimizar las fugas en el sistema de agua potable y a disminuir las extracciones en el acuífero. Así, el volumen de agua ahorrado podría utilizarse para mejorar el abastecimiento de agua a la ciudad, almacenar una reserva para enfrentar años secos o recuperar ecosistemas. Además, el desarrollo urbano de la ladera norte del volcán de San Salvador, que refleja las zonas con mayor disponibilidad de agua, debe realizarse con cautela, pues conlleva reducción en la recarga de agua subterránea; esto implicaría la disminución del caudal base en los ríos San Antonio y El Ángel, los cuales representan importantes fuentes de abastecimiento de agua para los usuarios del AMSS.

**Palabras clave:** balance hídrico, sostenibilidad del agua subterránea, modelo conceptual, gestión integral de recursos hídricos (GIRH), acuífero de San Salvador.

## Abstract

A thorough understanding of the interaction between the different components, that integrate all the phases of the hydrological cycle, is crucial and of vital importance in the use, conservation and protection of water. In urban environments, quantification of water balance



components becomes particularly challenging. This study presents the spatial analysis of the sustainability of the San Salvador aquifer, a typical urban aquifer, which provides part of the water supply of the San Salvador Metropolitan Area (AMSS) in conjunction with three water import systems. Thus, the hydrogeological system and its flow systems have been characterized, likewise the components of the water balance have been identified, refined and quantified, defining the inputs, outputs and returns to the system. At the same time, the water balance equation has been proposed for the aquifer based on these components. Results show that the San Salvador aquifer is in an "apparent state of sustainability" that is supported by urban recharge, which represents multi-million-dollar annual pumping costs. That money could be reoriented to minimize water system leakage as well as to reduce withdrawals in the aquifer. Thus, the volume of water saved could be used to improve the water supply to the AMSS, store a reserve to face dry years or the recovery of dependent ecosystems. Additionally, the urban development of the northern slope of the San Salvador volcano, which reflects the areas with the highest water availability, must be carried out with caution since it entails a reduction in groundwater recharge. This would imply a decrease in base flow of the San Antonio and El Ángel rivers, which represent important sources of water supply for the AMSS users.

**Keywords:** Water balance, groundwater sustainability, conceptual model, integrated water resources management (IWRM), San Salvador Aquifer.

Recibido: 25/05/2021

Aceptado: 11/09/2021

## Introducción

El agua subterránea es un recurso esencial para la vida y el desarrollo del planeta, y posee gran importancia económica, especialmente en áreas urbanas (Shrestha, Bach, & Pandey, 2016; Stavridis, Patsakidou, & Katsifarakis, 2017). En estos casos, uno de los problemas más significativos en los acuíferos es el descenso de la cantidad de agua subterránea (Aksever, Davraz, & Karaguzel, 2015) y la disminución de su calidad (Barrett *et al.*, 1999; Carlson, Lohse, McIntosh, & McLain, 2011; Kruse *et al.*, 2013), lo cual afecta el abastecimiento de los usuarios. Dentro de las causas de esta reducción de agua en calidad y cantidad se



encuentra la disminución de las áreas de recarga de agua subterránea por el avance del urbanismo (Carlson *et al.*, 2011); variaciones en los patrones climáticos (Herbert & Döll, 2019); recarga urbana (Lerner, 1990; Lerner, 2002; Garcia-Fresca & Sharp, 2005), y extracciones no sostenibles (Schwartz, Liu, & Yu, 2020). Toda esta problemática destaca la alta necesidad de un mejor manejo del agua subterránea (Hassing, Ipsen, Clausen, Larsen, & Lindgaard-Jorgensen, 2009; Marlow, Moglia, Cook, & Beale, 2013; Jakeman *et al.*, 2016).

En ese sentido, una de las grandes preocupaciones de los gestores del agua es el desarrollo sostenible de los recursos hídricos, que asegure el abastecimiento a los usuarios y que, a su vez, genere los menores impactos en la disponibilidad de agua en el acuífero (Custodio, Kretsinger, & Llamas, 2005; Alley, 2007; Bredehoeft & Alley, 2014; Yihdego & Waqar, 2017) sin afectar el abastecimiento futuro. En particular, cuando el nivel de explotación de un acuífero es elevado, se generan conflictos por los derechos de agua entre los usuarios (Izady *et al.*, 2014). Tal situación demanda adecuados planes de manejo del agua subterránea, que se fundamenten en una simulación confiable del comportamiento del sistema y que tomen en cuenta los parámetros hidráulicos y geológicos del acuífero; esto se consigue, cuando es posible, a través de la modelación (Nastev, Rivera, Lefebvre, Martel, & Savard, 2005; Barazzuoli, Nocchi, Rigati, & Salleolini, 2008), para lo cual es fundamental la construcción de

un buen modelo conceptual (Anderson & Woessner, 1992; Barazzuoli *et al.*, 2008; Davis & Putnam, 2013).

Un modelo conceptual es definido por Konikow y Bredehoeft (1992) como una hipótesis del funcionamiento de un sistema o proceso. Así, Anderson y Woessner (1992) establecen tres pasos para la construcción de un modelo conceptual de agua subterránea: (1) definición de las unidades hidroestratigráficas; (2) elaboración del balance hídrico, y (3) definición del sistema de flujo. Ello denota que elaborar un modelo conceptual no es asunto fácil ni rápido (Bredehoeft, 2005); requiere un profundo análisis e interpretación de datos muchas veces desorganizados y limitadamente disponibles, sobre todo en países en desarrollo (Izady *et al.*, 2014), que deben complementarse a través de una fuerte colecta y verificación de información de campo (Konikow & Bredehoeft, 1992).

Las unidades hidroestratigráficas fueron definidas por Maxey (1964) como cuerpos rocosos, de considerable extensión lateral, que conforman un marco geológico para un sistema hidrológico razonablemente distintivo. Varios autores en diversas partes del planeta han concentrado sus esfuerzos en la definición de las unidades hidroestratigráficas de acuíferos particularmente importantes (Sanz *et al.*, 2009; Monreal, Rangel-Medina, Grijalva-Montolla, Minjarez-Sosa, & Morales-Montaño, 2011; Di-Salvo *et al.*, 2012; Bajc, Russell, & Sharpe, 2014; Friedel, 2016), lo cual ha requerido de intenso trabajo de campo, combinado con

un profundo conocimiento de la geología y el comportamiento del flujo en el sistema de agua subterránea.

El balance hídrico es utilizado ampliamente para contabilizar el flujo y cambio en el almacenamiento de varios sistemas hidrológicos, como ríos, lagos, cuencas hidrológicas, superficie del suelo y sistemas de agua subterránea (Alley, La-Baugh, & Reilly, 2005). Este balance es la base para el análisis de la sostenibilidad del agua subterránea (Wright & Xu, 2000; Mitchell, McMahon, & Mein, 2003; Menció, Folch, & Mas-Pla, 2010; Bredehoeft & Alley, 2014; Aksever *et al.*, 2015; Touhami *et al.*, 2015) y un elemento clave para la definición de acciones para su gestión sostenible; en tanto que la conceptualización de un sistema de flujo puede requerir sólo de datos hidrológicos físicos; sin embargo, es recomendable y usual en la actualidad el uso de datos hidrogeoquímicos, pues robustecen al modelo conceptual (Anderson & Woessner, 1992; Prasanna, Chidambaram, Shahul-Hameed, & Srinivasamoorthy, 2010; Sappa, Barbieri, Ergul, & Ferranti, 2012; Rman, 2016; Wang, Dong, Xu, & Qiao, 2017).

Cuando un sistema de agua subterránea ha sido estudiado lo suficiente como para conocer su hidroestratigrafía, sistema de flujo y balance hídrico, es posible interpretar de forma conjunta la información y proponer un modelo conceptual del funcionamiento del sistema. (Anderson & Woessner, 1992; Izady *et al.*, 2014; Kpegli, Alassane, van-der-Zee, Boukari, & Mama, 2018) y, a la vez, analizar su sostenibilidad a

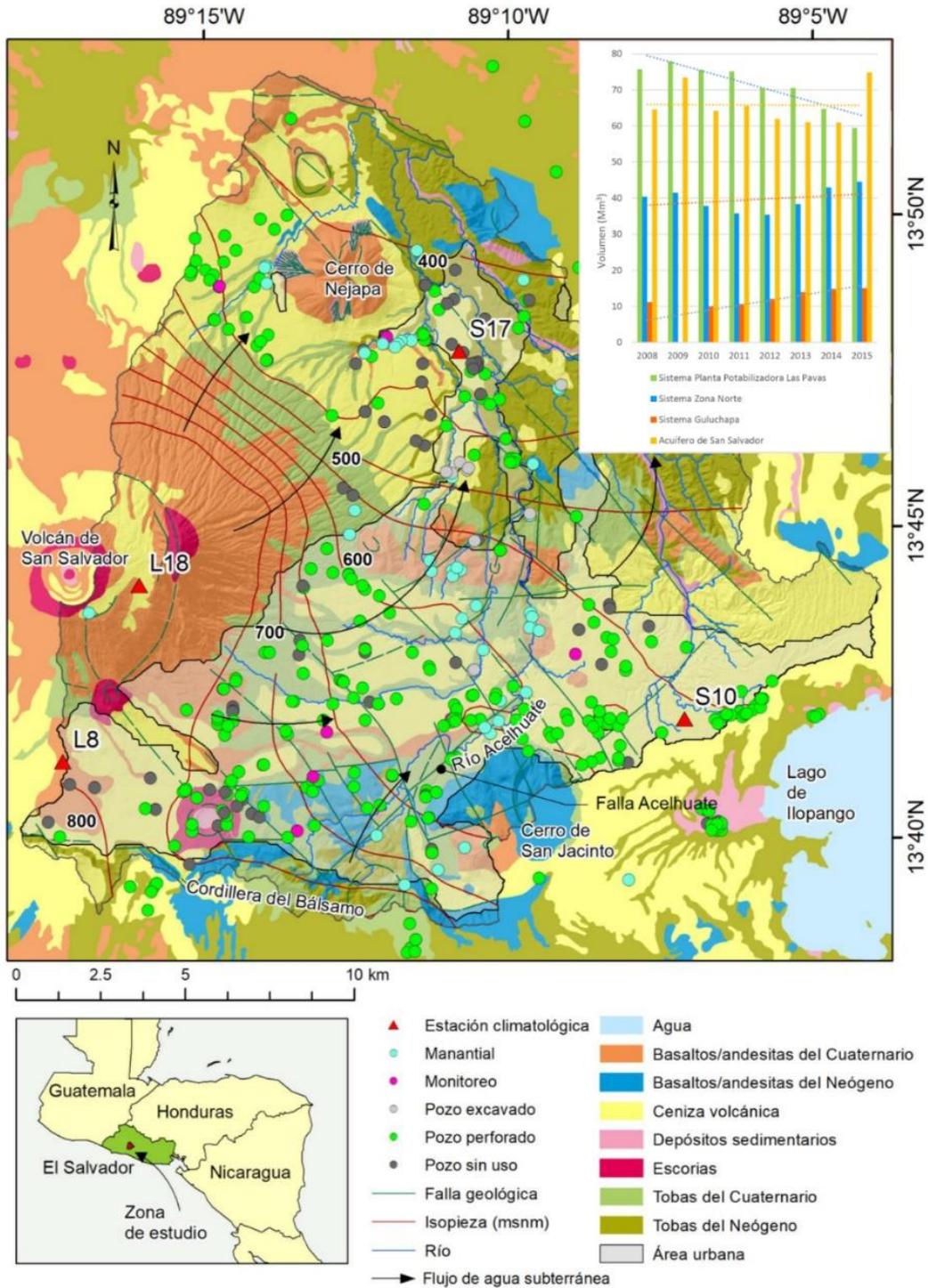
través de su balance hídrico (Menció *et al.*, 2010; Aksever *et al.*, 2015). Este artículo forma parte de una serie de publicaciones realizadas en torno al funcionamiento del acuífero de San Salvador (Barrera-de-Calderón, Garfias, Martel, & Salas-García, 2021a; Barrera-de-Calderón, Garfias, Martel, & Salas-García, 2022; Barrera-de-Calderón, Garfias, Martel, & Salas-García, 2021b), un acuífero urbano fuertemente presionado por la expansión e interacción urbana y el aumento en las extracciones de agua subterránea sin un fundamentado conocimiento sobre su perspectiva de sostenibilidad. Así, el objetivo principal de este artículo es realizar un análisis de la sostenibilidad del acuífero a partir de su balance hídrico y su modelo conceptual para el periodo de análisis de 2012 a 2015.

## Descripción del área de estudio

La subcuenca alta del río Acelhuate cubre un área de unos 362 km<sup>2</sup>, donde se localiza el Área Metropolitana de San Salvador (AMSS), cuya población al año 2014 se estimaba en 1.6 millones de habitantes (COAMSS-OPAMSS, 2013). En el AMSS, la demanda de agua se satisface a partir de cuatro principales fuentes de agua, de las cuales, tres tienen influencia directa en el acuífero. Según Barrera-de-Calderón *et al.* (2022), al año



2015, un 41 % de este abastecimiento de agua (sin contar a los pozos privados) se produjo en el acuífero de San Salvador, sobre el cual se asienta la ciudad; el resto se importaba de otras subcuencas (Figura 1).



**Figura 1.** Ubicación de la zona de estudio mostrando la geología superficial simplificada, dirección de flujo y piezometría, así como la distribución de pozos y manantiales, y el aporte de los sistemas de producción de agua la Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados (ANDA) (no incluye otros usuarios).

Esta significativa cantidad de agua importada que circula en el sistema de distribución de agua potable y alcantarillado del AMSS ha alterado la química natural del acuífero, indicando que la recarga urbana está presente (Cunningham *et al.*, 1984; Barrera-de-Calderón *et al.*, 2021b), lo cual es concordante con el 49.1 % de agua no facturada reportada por la Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados (ANDA) (ANDA, 2016b).

La geología de la zona es de origen volcánico reciente; consiste de tres formaciones originadas entre el Neógeno y el Cuaternario: Bálsamo, Cuscatlán y San Salvador (Williams & Meyer-Abich, 1955; Meyer-Abich, 1960; Weyl, 1961; Weber, Wisemann, Wittekindt, 1974; Reynolds, 1980; Lexa, Šebesta, Chavez, Hernández, & Pécskay, 2012) (Figura 1). En estos estratos, el agua subterránea circula a través de materiales fracturados (lavas basálticas y andesíticas), con un fuerte dominio del flujo debido a las fallas geológicas que actúan como conductos y barreras de flujo (Barrera-de-Calderón *et al.*, 2021a). En estos materiales, la conductividad hidráulica puede variar entre 1 y 103 m/d; mientras que en los materiales

porosos, tobas con distinto grado de consolidación, la conductividad es menor, variando entre  $10^{-2}$  y 1 m/d; en dichos materiales las fallas no han mostrado influencia en el flujo de agua subterránea (Barrera-de-Calderón *et al.*, 2021a).

El clima de la zona es tropical; posee una precipitación promedio anual que varía entre 1 731 y 2 141 mm/a; la temperatura media anual oscila entre 16.3 y 23.4 °C. De acuerdo con MARN y OPAMSS (2012), la zona de estudio es predominantemente urbana, comercial e industrial (41.65 %), aunque una importante cantidad de café y bosques siempre verdes están presentes principalmente en las zonas más altas de la cuenca (22.24 %), mientras que en la parte baja se presentan granos básicos y cultivos asociados (18.46 %), frutales y monocultivos (13 %), el resto es utilizado por vegetación herbácea, playas, y zonas de extracción de arena.

En adición a lo anterior, la textura del suelo en la zona es predominantemente franca, lo cual favorece la infiltración. Conforme a Rico, Bourne y Menéndez (1965), el 63 % posee materiales franco arenosos, coincidiendo con las zonas altas y vegetadas, así como con gran parte de la zona urbana; el 19% corresponde a materiales francos al pie del volcán de San Salvador y al norte de la zona de estudio; el 13 % es material franco limoso localizado al norte de la zona de estudio, en tanto que el 5 % restante es material de menor permeabilidad que aparece

cubriendo accidentes geográficos como el cerro de Nejapa (al norte) y las faldas del cerro de San Jacinto (al sur).

## Metodología

### Balance hídrico en el acuífero de San Salvador

El balance hídrico tiene su fundamento en la ley de conservación de la masa (Scanlon, Healy, & Cook, 2002). Consiste en la contabilización de las entradas y salidas, cuya diferencia iguala el cambio en el almacenamiento de un sistema hidrológico, como por ejemplo un acuífero para un periodo de tiempo determinado (Wright & Xu, 2000; Mitchell *et al.*, 2003; Alley *et al.*, 2005). En su forma más básica puede expresarse como:

$$\sum Q_{in} - \sum Q_{out} = \Delta V \quad (1)$$

Donde  $Q_{in}$  corresponde a la suma de todas las entradas;  $Q_{out}$ , representa las salidas, y  $\Delta V$  es el cambio en el almacenamiento del sistema hidrológico analizado; todos los términos están en unidades de volumen sobre tiempo ( $L^3/T$ ). En esta ecuación, dependiendo de la condición del sistema, pueden incluirse los componentes naturales y artificiales. Así, en condiciones naturales, para un periodo de análisis lo suficientemente largo, bajo condiciones de equilibrio, las entradas promedio igualan a las salidas promedio, significando que el cambio en el almacenamiento del acuífero es nulo (Wright & Xu, 2000; Alley *et al.*, 2005; Menció *et al.*, 2010).

Sin embargo, en acuíferos afectados por la actividad humana, tal condición no siempre se cumple, ya que el sistema está sujeto a la influencia de intervenciones antrópicas que modifican su estado natural (Alley *et al.*, 2005), por ejemplo, las extracciones por bombeo típicas en acuíferos urbanos. Según Theis (1940), el agua extraída del acuífero debe provenir de un descenso en el almacenamiento del acuífero, una reducción en las descargas, un incremento en la recarga o una combinación de ellas:

$$\text{Bombeo} = \text{aumento en la recarga} + \text{agua removida del almacenamiento} + \text{descenso en la descarga} \quad (2)$$

En la Ecuación (2), de acuerdo con Theis (1940), la suma del aumento en la recarga y la disminución en la descarga se conoce como captura. Luego de que las extracciones artificiales en el acuífero inician, su carga hidráulica se reduce y continúa reduciéndose hasta que como una opción de manejo sustentable esta diferencia puede compensarse con la captura. Eventualmente, el sistema alcanza un nuevo equilibrio (Bredehoeft & Alley, 2014).

Así, para un sistema urbano que ha alcanzado una nueva condición de equilibrio, la ecuación de balance hídrico puede reescribirse como:

$$Q_{in} = Q_{out} \quad (3)$$

$$R_n + R_u + Q_{in-sub} = S_n + B + Q_{out-sub} \quad (4)$$

Donde  $R_n$  es la recarga natural por precipitación;  $R_u$ , la recarga urbana procedente de las actividades humanas desarrolladas en la zona de estudio, por ejemplo, fugas en los sistemas de alcantarillado y agua potable;  $Q_{in-sub}$  representa los flujos de entrada subterráneos en el acuífero, ya sea entradas laterales o filtraciones verticales, las cuales son nulas para el acuífero de San Salvador;  $S_n$  representa a las salidas

naturales del sistema, que incluye descargas a manantiales y flujo base de ríos;  $B$  corresponde a las extracciones por bombeo en el acuífero; y  $Q_{out-sub}$  son las salidas subterráneas laterales o verticales a otros acuíferos o cuencas.

## Estimación de los componentes de la recarga urbana

En un acuífero urbano como el de San Salvador, cuyo aprovechamiento, a través de pozos y manantiales, es complementado con agua importada para suplir la demanda de agua de la ciudad a los diversos usuarios (Schirmer, Leschik, & Musolff, 2013), es necesario replantear la ecuación de balance hídrico (Wakode, Baier, Jha, & Azzam, 2018). En consecuencia, partiendo de los términos que conforman las salidas del sistema de agua subterránea en la Ecuación (4), pueden subdividirse las salidas naturales ( $S_n$ ) en: (a) descargas naturales a ríos y manantiales que integran el caudal base del río ( $Q_b$ ); y (b) descargas naturales en manantiales aprovechados para suplir la demanda de agua de la ciudad y que no contribuyen directamente al caudal base del río ( $M_A$ ). Éstos, a su vez, pueden subdividirse en manantiales cuyo aprovechamiento se incorpora a la red pública de distribución de agua ( $M_{RP}$ ) y manantiales de

otros usuarios ( $M_{OU}$ ), cuyo aprovechamiento es local, ya sea para actividades industriales o pequeños sistemas de distribución de agua administrados por juntas de vecinos:

$$S_n = Q_b + M_A \quad (5)$$

$$S_n = Q_b + M_{RP} + M_{OU} \quad (6)$$

De manera similar, es posible subdividir el bombeo en dos subcomponentes: (a) pozos aprovechados en el acuífero en estudio, que son inyectados a la red de distribución de agua de la ciudad ( $P_{RP}$ ); y (b) pozos aprovechados por otros usuarios ( $P_{OU}$ ), para actividades industriales, comerciales, de servicios, o pequeñas redes de suministro de agua manejadas de forma similar a los  $M_{OU}$ :

$$B = P_{RP} + P_{OU} \quad (7)$$

Si se retoma las ecuaciones (6) y (7), y la Ecuación (3), las salidas (en unidades de  $l^3/T$ ) del sistema de agua subterránea pueden escribirse como:

$$Q_{out} = Q_b + M_{RP} + M_{OU} + P_{RP} + P_{OU} + Q_{out-sub} \quad (8)$$

Agrupando términos en la Ecuación (8) es posible distinguir dos tipos de aprovechamiento de agua en la ciudad: (a) aprovechamiento de la red pública de agua, la cual está sujeta a la presencia de pérdidas comerciales y físicas significativas debido a factores como la magnitud de la red, la falta de equipos de control de eficiencia de sistemas de agua, la escasez de recursos y agilidad para atención a fugas, entre otros; y (b) aprovechamiento de otros usuarios, cuyo consumo es local, como industrias, comercios o pequeñas zonas habitacionales, donde las pérdidas físicas y comerciales pueden considerarse insignificantes comparadas con las primeras debido a que los controles son locales y, por lo tanto, más fáciles de identificar y superar. En ambos casos, la generación de aguas residuales está presente:

$$Q_{out} = Q_b + (M_{RP} + P_{RP}) + (M_{OU} + P_{OU}) + Q_{out-sub} \quad (9)$$

$$Q_{out} = Q_b + A_{RP} + A_{OU} + Q_{out-sub} \quad (10)$$

Donde  $A_{RP}$  es la suma del bombeo y caudales de manantiales aprovechados en el acuífero para la en la red pública de agua; mientras

que  $A_{OU}$  es el aprovechamiento de pozos y manantiales extraídos del acuífero y utilizados por otros usuarios del acuífero en sus actividades domésticas, productivas y de servicio. Ambos aprovechamientos tienen dos subcomponentes: (a) el consumo sin retorno o uso consuntivo, que corresponde al agua evaporada, transpirada, incorporada en productos o cultivos, consumida por las personas o el ganado, u otras remociones de un ambiente inmediato de agua (Shaffer & Runkle, 2007); y (b) las aguas residuales, que corresponden al volumen de agua que retorna al sistema hidrológico, con una calidad modificada debido a los usos a que ha estado sujeta.

Esta agua es retornada a los ríos desde los puntos de consumo por medio de colectores de agua residual de forma directa o posterior a su depuración en plantas de tratamiento de aguas residuales que luego la descargan a ríos (Horn, Moore, Hayes, & Flanagan, 2008). De esta forma, la Ecuación (10) representa las salidas en el acuífero en función de su destino. El otro término de la Ecuación (3) corresponde a las entradas al sistema de agua subterránea, las cuales pueden escribirse como:

$$Q_{in} = R_n + R_u + Q_{in-sub} \quad (11)$$

Lerner (2002) define a la recarga urbana como aquella que proviene de las fugas en las redes de abastecimiento de agua potable,

alcantarillado de aguas negras y aguas lluvias. Al respecto, varios autores coinciden en la complejidad de su determinación (Lerner, 2002; Garcia-Fresca & Sharp, 2005; Carlson *et al.*, 2011; Kruse *et al.*, 2013; Schirmer *et al.*, 2013) y se identifica como la más significativa en términos cuantitativos a la recarga urbana proveniente de la red de abastecimiento de agua potable; mientras que en términos cualitativos, la que más impacto puede ocasionar es la recarga proveniente de las fugas en los sistemas de alcantarillado sanitario (McGrane, 2016).

Para la zona de estudio, la recarga urbana se incorporó en el balance hídrico como la correspondiente a las pérdidas físicas de la red de agua potable. Las pérdidas físicas constituyen una porción del agua no facturada en el ámbito de la gestión de sistemas de agua potable, el resto se contabiliza como pérdidas comerciales y consumo autorizado sin cobro (Kingdom, Liemberger, & Marin, 2006). Para el caso del AMSS, el sistema de abastecimiento público de agua está integrado por el agua importada y el aprovechamiento del acuífero de San Salvador a través del bombeo en los pozos y manantiales localizados en la zona de estudio, por lo tanto:

$$Q_{RP} = A_{RP} + AI \quad (12)$$

En la Ecuación (12),  $AI$  corresponde al caudal de agua importada; mientras que  $Q_{RP}$  es el caudal total que ingresa a la red pública de agua

conformado por el aprovechamiento del acuífero para la red pública y el agua importada. De este caudal, una porción corresponde al agua no facturada ( $A_{NF}$ ), la que, a su vez, se divide en pérdidas físicas contabilizadas como recarga urbana ( $R_u$ ) en este estudio y otras pérdidas ( $A_{OP}$ ) integradas por las pérdidas comerciales y el consumo autorizado no cobrado; el resto corresponde al agua facturada ( $A_F$ ):

$$Q_{RP} = A_{NF} + A_F \quad (13)$$

$$Q_{RP} = R_u + A_{OP} + A_F \quad (14)$$

Para obtener la recarga urbana es necesario conocer primero el porcentaje de pérdidas que tiene el sistema de agua potable, que puede definirse como el factor de agua no facturada  $F_{ANF}$ ; el resto ( $1 - F_{ANF}$ ), corresponde al factor de agua facturada  $F_{AF}$ . Luego, del agua no facturada debe deducirse el porcentaje de pérdidas físicas en la red pública de agua,  $F_{PF}$ . Este factor de pérdidas físicas multiplicado por el factor de agua no facturada corresponde al factor de recarga urbana  $F_{RU}$ . El resto corresponde al porcentaje de otras pérdidas, definido acá como factor de otras pérdidas  $F_{OP}$ . La Ecuación (14) puede reescribirse entonces como:

$$Q_{RP} = F_{ANF} F_{PF} Q_{RP} + F_{ANF} (1 - F_{PF}) Q_{RP} + (1 - F_{ANF}) Q_{RP} \quad (15)$$

$$Q_{RP} = F_{RU} Q_{RP} + F_{OP} Q_{RP} + F_{AF} Q_{RP} \quad (16)$$

Puede definirse la Ecuación (16) como la ecuación de entregas y pérdidas de agua en la red pública en unidades de  $L^3/T$ , donde  $F_{RU} + F_{OP} + F_{AF} = 100$ , y se encuentra en porcentaje. En el caudal total que conforma la red pública tanto el agua facturada como el agua de otras pérdidas es entregada a los usuarios del sistema; por lo tanto, una parte de este caudal se convierte en consumo sin retorno (agua consuntiva) que sale del sistema; el resto del consumo es agua residual descargada al río Acelhuate, la cual se incorpora al flujo base aportado por la descarga del acuífero. Por otra parte, el aprovechamiento de otros usuarios ( $A_{OU}$ ) está integrado por el agua consuntiva de  $A_{OU}$  y el retorno de aguas residuales al sistema hídrico superficial, que a su vez se adiciona al flujo base del río Acelhuate.

De acuerdo con Fröhlich, Fröhlich y Wittenberg (1994), el flujo base puede considerarse como la salida principal de un reservorio de agua subterránea, el cual alimenta a los ríos en periodos sin lluvia. Si se cuenta con un registro de caudales medios mensuales en el río a la salida de la cuenca de estudio ( $Q_{rio}$ ) que permita deducir el caudal base ( $Q_b$ ) sin y con el efecto del caudal de aguas residuales ( $Q_{ar}$ ), es posible utilizar dicho

registro como parámetro de comparación de los resultados del balance hídrico en un acuífero urbano:

$$Q_{rio} = Q_b + Q_{ar} \quad (17)$$

## Construcción del modelo conceptual del acuífero de San Salvador

El desarrollo de un modelo conceptual requiere de una rigurosa incorporación de gran cantidad de información procedente de fuentes diversas (Izady *et al.*, 2014), como informes, investigaciones y mediciones puntuales en el acuífero. Dada la invisibilidad del acuífero, como punto de partida se tienen mediciones puntuales de niveles, flujos o interpretaciones de características geológicas o geofísicas, entre otras, que son interpoladas o extrapoladas, según sea el caso, para presentar una probable concepción del comportamiento hidrogeológico de un acuífero (Rojas, Feyen, & Dassargues, 2008) y de su estado cuantitativo. Según estos autores, se está sujeto a sesgos, errores o interpretaciones

incompletas, que podrían mejorar conforme se avance en el entendimiento de un sistema hidrogeológico.

Para construir el modelo conceptual del acuífero de San Salvador, la distribución de las unidades hidroestratigráficas y la influencia de la geología estructural en el flujo de agua subterránea se retomaron de Barrera-de-Calderón *et al.* (2021a). Los flujos preferenciales de agua subterránea y el impacto del urbanismo en la recarga de agua ingresando al sistema fue retomado del trabajo realizado por Barrera-de-Calderón *et al.* (2021b); por su parte, las variables del ciclo hidrológico interactuando con el sistema de agua subterránea se retomó a partir de Barrera-de-Calderón *et al.* (2022). De forma complementaria, se recopiló información para definir las entradas adicionales y salidas del sistema de agua subterránea para construir el balance hídrico del acuífero, e incluirlo en el modelo conceptual.

## Resultados y discusión

### Recarga natural de agua subterránea



Se han llevado a cabo varios esfuerzos para cuantificar la recarga de agua subterránea en el acuífero de San Salvador. Los valores oscilan entre 70.67 y 203.5 Mm<sup>3</sup>/a. Los valores menores se obtuvieron con el método de separación de hidrogramas (PNUD, 1972); los valores intermedios, entre 115.61 y 121.77 Mm<sup>3</sup>/a fueron calculados con balances de humedad de suelos a escala mensual en una base multianual (Servicio Hidrológico Nacional, 2005; MARN, 2016); mientras que un balance de humedad de suelo a escala diaria proporcionó valores entre 118.3 y 203.5 Mm<sup>3</sup>/a (Barrera-de-Calderón *et al.*, 2022).

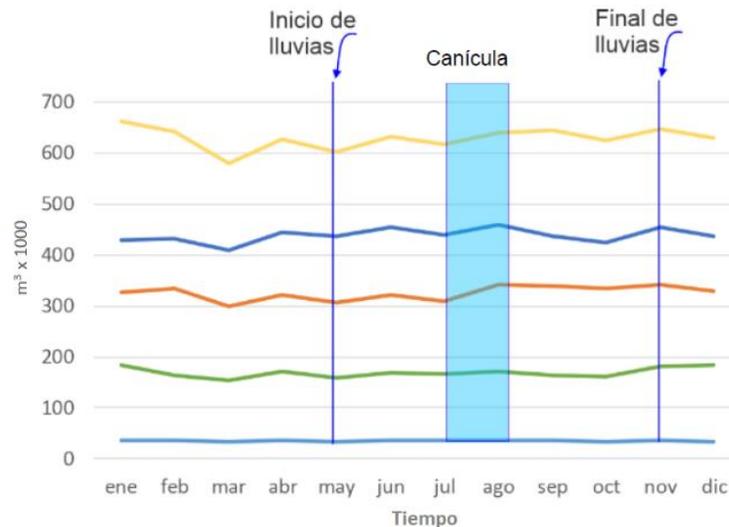
Para un balance hídrico como el del acuífero de San Salvador es importante considerar la variabilidad temporal de la recarga (Scanlon *et al.*, 2002; Dripps & Bradbury, 2009; Manna *et al.*, 2019), retomando tanto los valores extremos como el valor medio. Por ello, en este estudio se adoptaron los resultados obtenidos por Barrera-de-Calderón *et al.* (2022) para los años 2012-2015. Dentro de sus análisis, los autores consideraron la variabilidad espacial y temporal de la recarga de agua subterránea, tomando en cuenta el aporte de lluvias intensas (Manna *et al.*, 2019) y las condiciones de humedad antecedente; esta recarga generalmente es subestimada cuando se determina a escalas temporales mensuales o

mayores (Rushton & Ward, 1979; Westenbroek, Kelson, Dripps, Hunt, & Bradbury, 2010; Westenbroek, Engott, Kelson, & Hunt, 2018).

## **Análisis del estado de equilibrio en el acuífero de San Salvador**

Un registro de ocho años en la producción de cinco de los principales manantiales localizados en el acuífero de San Salvador muestra que las descargas del sistema responden estacionalmente a la precipitación, con desfases que no reflejan un comportamiento cíclico en la respuesta entre ellos. Esto puede estar relacionado con la variabilidad de la precipitación de la zona, así como con el tiempo de tránsito del agua subterránea en cada manantial (Figura 2b).

(a)



(b)



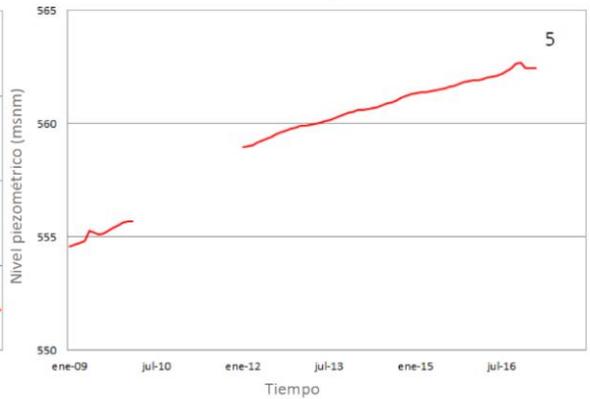
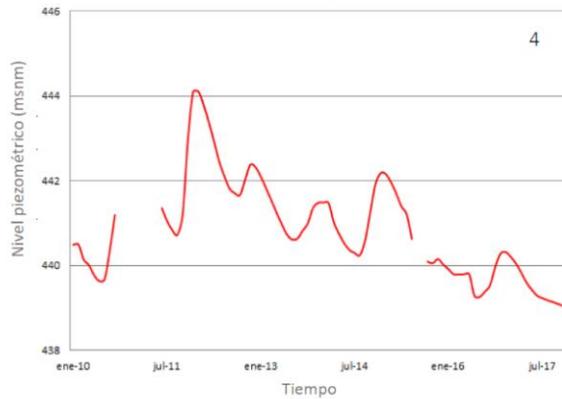
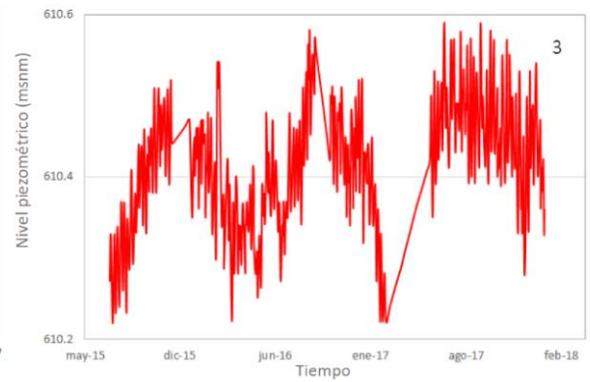
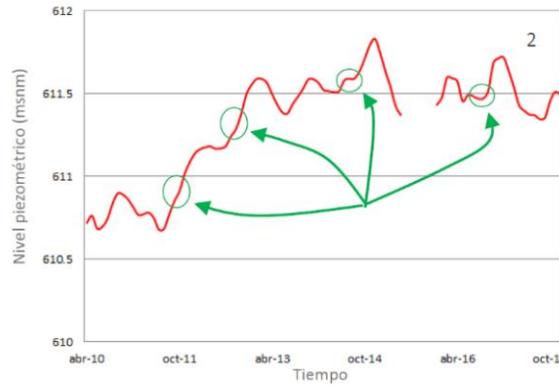
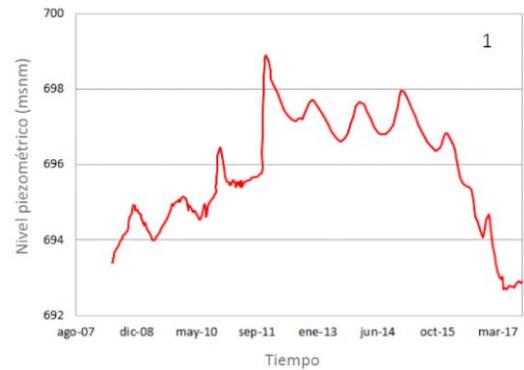
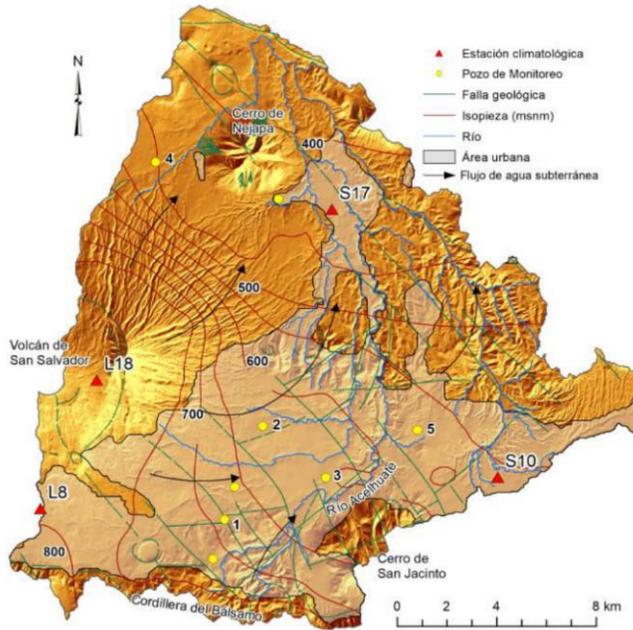
**Figura 2.** Producción mensual de manantiales de mayor descarga en el acuífero de San Salvador: a) promedios mensuales del periodo 2008-2016; b) registro mensual de descarga entre enero de 2008 y diciembre



de 2016 (ANDA, 2009; ANDA, 2010; ANDA, 2011; ANDA, 2012; ANDA, 2013; ANDA, 2014; ANDA, 2015; ANDA, 2016a; ANDA, 2017). Las líneas continuas reflejan los valores medidos, y las discontinuas la recta de regresión lineal de cada serie temporal.

En general, los datos de caudal mensual de los manantiales reflejan una tendencia que puede considerarse estable, partiendo de que aunque las líneas de tendencia indican ligeros ascensos o descensos, los coeficientes de determinación de las regresiones lineales en las series temporales resultan inferiores a 0.285; por lo tanto, es posible asumir que el efecto de la variabilidad de la descarga del acuífero es insignificante.

De manera similar, el reporte de niveles piezométricos en pozos de monitoreo equipados con Data Loggers Ecolog 500 distribuidos en la subcuenca, cuyo registro varía entre 5 y 10 años, muestra que en los pozos localizados en el acuífero fracturado (1, 2, 3 y 4), el sistema de agua subterránea responde estacionalmente a la precipitación (Figura 3).



**Figura 3.** Nivel piezométrico en pozos de monitoreo al interior del acuífero de San Salvador entre los años 2007 y 2018: (a) localización de pozos de monitoreo; (b) variación del nivel piezométrico registrado en cada pozo.

El pozo 5 localizado en el acuífero poroso no refleja dicho efecto. Así, en los primeros se reflejan máximos y mínimos para cada ciclo hidrológico anual. A su vez, la tendencia de esta respuesta estacional para el periodo reportado tiende a ser estable, mostrando descensos, pero también recuperación de los niveles en el acuífero; ello confirma que el sistema presenta variabilidad en la recarga dependiente de la precipitación, coincidiendo con lo planteado por Barrera-de-Calderón *et al.* (2022).

Para todo el registro puede observarse que en los pozos 1 y 4 de la Figura 3 se presentan las variaciones máximas, alcanzando hasta 6 m. En los pozos 2 y 3, las variaciones de nivel pueden reducirse hasta un orden de magnitud; sin embargo, puede observarse un comportamiento cíclico estable. La fuerte variabilidad del nivel en el pozo 3 obedece a la influencia de pozos de extracción cercanos; pese a ello, el efecto estacional es visible.

El pozo 5 es el único que refleja una recuperación de los niveles del acuífero. Esto puede estar relacionado con la salida de operación de algunos pozos de la zona durante y previo al registro, y el traslado de

importantes industrias hacia otros sectores de la ciudad, lo cual ha permitido esa recuperación local de la carga hidráulica en el sistema de agua subterránea. La hidrogeología de esta zona del acuífero requiere un estudio más detallado.

A partir de tal comportamiento, para efecto de cuantificación del balance hídrico del acuífero, es posible asumir que el sistema tiende al equilibrio. Bajo este escenario, en términos globales para el periodo analizado, la Ecuación (2) deja como fuente de suministro para las extracciones por bombeo a la recarga urbana, lo cual confirma la identificación de dicha contribución al acuífero en el trabajo de Barrera-de-Calderón *et al.* (2021b).

## Componentes de la recarga urbana de agua subterránea

Con el objeto de determinar la recarga urbana del acuífero, primero fue necesario distinguir y cuantificar las fuentes de suministro que abastecen a la red pública de la ciudad, así como aquellos aprovechamientos de otros usuarios que no ingresan a la red. La red pública de abastecimiento de

agua está integrada por un suministro local que consiste de un conjunto de pozos y manantiales administrados por la ANDA y tres sistemas de importación de agua: Guluchapa, Zona Norte y Las Pavas (Figura 1).

Los registros de producción de agua reportados por la ANDA en su Boletín Estadístico Anual (<https://www.anda.gob.sv/boletines-estadisticos/>) para los años 2012-2015 indican que, en promedio, un total de 120.58 Mm<sup>3</sup>/a de agua se importó para complementar el suministro de agua del AMSS. En adición, localmente se extrajeron en promedio 64.71 Mm<sup>3</sup>/a de agua subterránea para el mismo periodo. Totalizando, según la Ecuación (12), el aprovechamiento de la red pública fue de 185.29 Mm<sup>3</sup>/a. De igual forma, la ANDA publica en el mismo boletín el porcentaje de agua no facturada anual ( $F_{ANF}$ ). Así, para los años 2012-2015, el promedio de agua no facturada fue de 48 % del abastecimiento público de la ciudad (ANDA, 2013; ANDA, 2014; ANDA, 2015; ANDA, 2016a).

Esto incluye pérdidas físicas, comerciales y consumo autorizado sin cobro del total reportado por la Administración. En el balance hídrico del acuífero es de interés conocer qué porcentaje de esta agua no facturada se suma al balance como recarga urbana, lo cual corresponde al factor de pérdidas físicas ( $F_{PF}$ ). Sin embargo, dicho dato no está disponible para el país. De acuerdo con Kingdom *et al.* (2006), el porcentaje de pérdidas físicas en países no desarrollados se estima como el 60.3 % del agua no facturada; el resto, 39.7 %, corresponde a pérdidas comerciales y

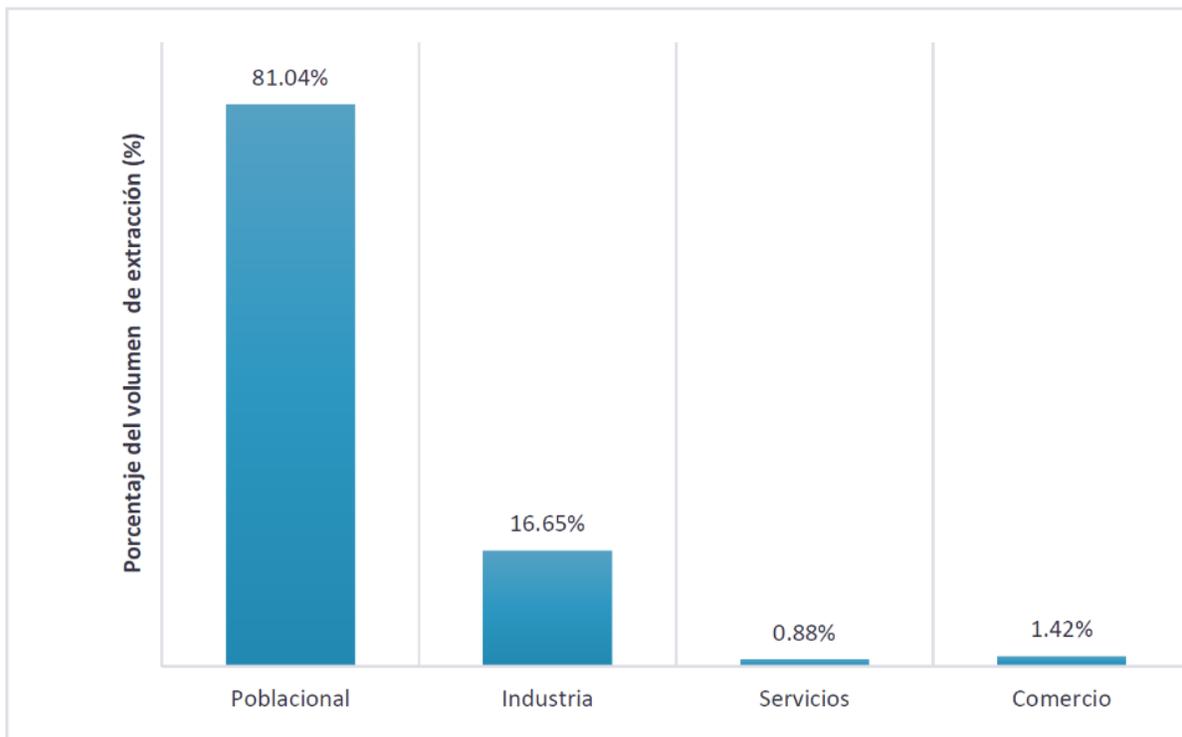
consumo autorizado no cobrado. Con base en lo anterior y retomando la Ecuación (16), puede calcularse el caudal de recarga urbana aproximadamente como:

$$R_u = (0.48)(60.3) (185.29) = 53.63 \text{ Mm}^3/a \quad (18)$$

## Cerrando el balance hídrico urbano del acuífero de San Salvador

Desde el punto de vista práctico, el resto del agua no facturada es utilizada por los usuarios y se contabiliza junto al agua facturada ( $F_{OP} Q_{RP} + F_{AF} Q_{RP}$ ), sumando para el periodo de análisis un total de 131.66 Mm<sup>3</sup>/a. La Figura 4 muestra la distribución de los volúmenes de agua de acuerdo con su uso. En el AMSS, el 81.04 % del agua se emplea para abastecimiento poblacional en pozos propios y de la red pública de agua; en consecuencia, se ha adoptado un coeficiente de consumo sin retorno del 20 % del caudal suministrado en la red pública, retomando valores sugeridos por Shaffer y Runkle (2007), los cuales coinciden con la

normativa local (ANDA, 1997). Esta salida del sistema resulta en 26.33 Mm<sup>3</sup>/a; mientras que un caudal de 105.33 Mm<sup>3</sup>/a (el 80 % restante) es descargado como agua residual al río Acelhuate e incorporado a su flujo.



**Figura 4.** Distribución de los usos del agua en el AMSS con base en el volumen utilizado.

Además, para contabilizar el aprovechamiento de otros usuarios, integrado por el bombeo de pozos y manantiales, se depuró y actualizó la

base de datos antigua compilada por instituciones públicas y mejorada a partir de estudios de la zona (p. ej., PNUD, 1972; Servicio Hidrológico Nacional, 2005; Barrera-de-Calderón & Juárez, 2013; MARN, 2016; Barrera-de-Calderón, 2010; Barrera-de-Calderón *et al.*, 2021a). Para ello, se ordenó la información y se clasificó de acuerdo con su uso; se identificaron y eliminaron pozos duplicados a partir de un análisis geoespacial; y se visitaron los puntos con información incierta para mantener o descartar el registro del pozo.

Cuando fue posible, la información de caudales de aprovechamiento se determinó a partir de bitácoras de extracción o macromedidores instalados a la salida de la fuente, informes operacionales anuales entregados al MARN e informes de perforación de pozos. En total, el aprovechamiento de otros usuarios suma 68.19 Mm<sup>3</sup>/a (26.9 % del suministro total del AMSS y 51.3 % de las extracciones totales), los cuales, con base en los datos colectados, se utilizaron para abastecimiento de pequeñas comunidades, el comercio, la industria, y servicios públicos y privados.

Este volumen de agua aprovechada no se consideró como significativo en la recarga urbana, principalmente porque corresponde a pozos o manantiales cuyo control suele ser más estricto. Por ejemplo, pozos industriales, comerciales y de abastecimiento a pequeñas comunidades; con personal específico asignado a su manejo, donde las fugas de agua se atienden de forma ágil, ya que representan elevados

costos de electricidad sin beneficios para el administrador. Además, por las características de estos sistemas, las conexiones ilegales prácticamente no existen. Sin embargo, siempre se tiene un retorno de aguas residuales descargadas al río Acelhuate, el cual, retomando los porcentajes asumidos para el aprovechamiento público, asciende a 54.55 Mm<sup>3</sup>/a, mientras que el consumo sin retorno se contabilizó en 13.64 Mm<sup>3</sup>/a.

## Integración del flujo del río Acelhuate

El río Acelhuate es el cuerpo de agua superficial que colecta las aguas residuales y pluviales del AMSS, así como parte de las descargas del acuífero de San Salvador que constituyen su flujo base. Así, el flujo medio en época seca (noviembre-abril) que transita por este río se calculó a partir de los registros de caudal medio mensual monitoreados por el MARN, y que fue de 7.41 m<sup>3</sup>/s para los periodos secos entre 2013-2015, donde se tenía el registro más completo. Si se deduce a este caudal el valor de los caudales de agua residual anteriormente determinados y originados del aprovechamiento de la red pública, es posible obtener el

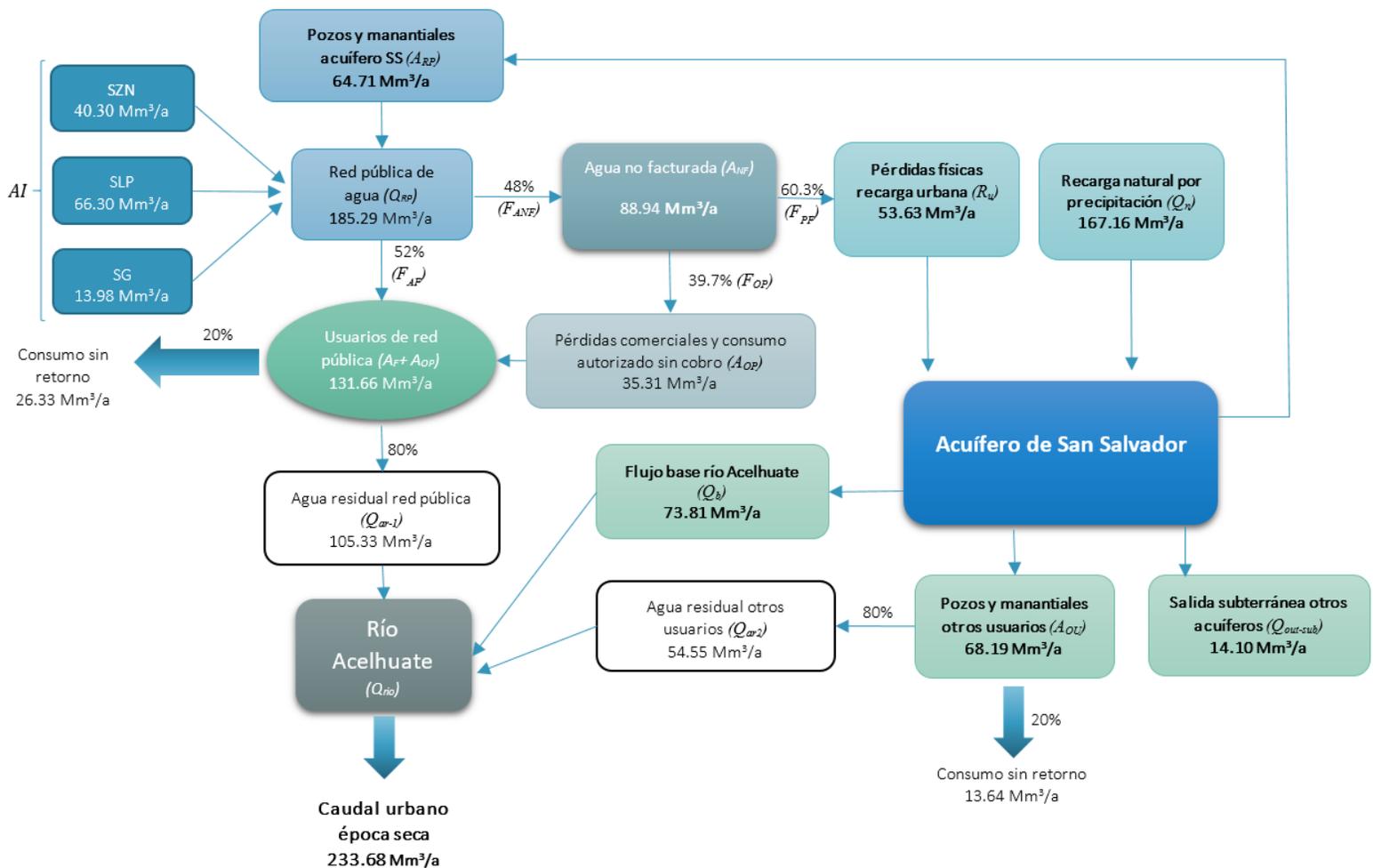
valor medio aproximado de su caudal base para ese periodo, el cual representa un valor de 2.34 m<sup>3</sup>/s.

Si se compara la descarga de caudal base anteriormente determinada con el flujo base de época seca del río Acelhuate de 2.93 m<sup>3</sup>/s para el periodo preimportación de agua a la cuenca (1967-1978), puede deducirse que en promedio el caudal base del río se redujo un 20 % durante 37 años. Dicho resultado parece razonable si se considera que una importante cantidad de pozos fueron perforados durante esos años, pues la ciudad se expandió un 281 % durante los años 1975-2015 (Barrera-de-Calderón *et al.*, 2021b).

## Balance hídrico del acuífero de San Salvador

A partir de la integración y contabilización de los componentes del balance hídrico urbano utilizando las ecuaciones (5) a (16) para el acuífero de San Salvador (Figura 5) fue posible establecer tres escenarios para estimar la condición del acuífero en términos de su exceso o déficit (Tabla 1). De esta forma, considerando que la recarga natural por precipitación es el componente del balance de agua subterránea que presenta mayor

variabilidad, se evaluaron las tres condiciones de recarga natural: (1) recarga mínima de 118.3 Mm<sup>3</sup>/a; (2) recarga media de 167.16 Mm<sup>3</sup>/a, y (3) recarga máxima de 203.50 Mm<sup>3</sup>/a.



**Figura 5.** Balance hídrico urbano del acuífero de San Salvador.

**Tabla 1.** Balance de agua subterránea para el acuífero de San Salvador, considerando escenarios mínimo, medio y máximo de recarga natural por precipitación.

Escenario	Recarga natural (Mm <sup>3</sup> /a)	Recarga urbana (Mm <sup>3</sup> /a)	Extracciones red pública de agua, otros usuarios (Mm <sup>3</sup> /a)	Flujo base río Acelhuate (Mm <sup>3</sup> /a)	Exceso (+) o déficit (-) de agua en el acuífero (Mm <sup>3</sup> /a)
Recarga mínima	118.30	53.62	132.90	73.81	- 34.79
Recarga media	167.16	53.62	132.90	73.81	14.10
Recarga máxima	203.50	53.62	132.90	73.81	50.41

El resto de componentes se consideró constante; la recarga urbana se cuantificó anteriormente en 53.63 Mm<sup>3</sup>/a. Por su parte, las extracciones del acuífero totalizaron 132.90 Mm<sup>3</sup>/a, integradas por el aprovechamiento de agua mediante pozos y manantiales para el abastecimiento de la red pública de la ciudad, que sumó 64.71 Mm<sup>3</sup>/a; y los pozos y manantiales que representan el aprovechamiento de otros

usuarios con distribución localizada, los cuales totalizaron 68.19 Mm<sup>3</sup>/a. Además, se incorporó el flujo base del río Acelhuate, estimado en 73.81 Mm<sup>3</sup>/a, considerando la importancia de esta salida del acuífero en términos ambientales dentro del enfoque de sostenibilidad (Wright & Xu, 2000; Alley & Leake, 2004).

Los resultados indican que el acuífero puede presentar un déficit hasta de 34.79 Mm<sup>3</sup>/a frente a una condición de recarga mínima, la cual se presenta en años secos; mientras que para años húmedos podría llegar a alcanzarse un exceso de hasta 50.41 Mm<sup>3</sup>/a. Estos datos son consistentes con el comportamiento del acuífero reflejado en la variación del nivel piezométrico en los pozos de monitoreo del 1 al 4 (Figura 3), donde se reflejan esas caídas y ascensos de niveles como respuesta del acuífero a la variabilidad de la recarga anual.

Con base en estos resultados y a la Ecuación (2) es posible identificar que en periodos cortos de tiempo, para años secos consecutivos, los niveles tenderán a descender también de forma consecutiva, sosteniéndose de forma temporal el bombeo a partir del almacenamiento del acuífero. Sin embargo, para periodos de años húmedos, los niveles ascienden, supliendo las tasas de bombeo, a partir del aumento en la recarga, sosteniéndose el bombeo a partir de la captura y alcanzando el equilibrio. Sin embargo, los valores de recarga no se reflejan año con año de forma inmediata, pues lleva un tiempo que el volumen infiltrado se integre al almacenamiento. Destaca la necesidad de profundizar con

estudios relacionados con los tiempos de tránsito, que a la fecha no se han realizado.

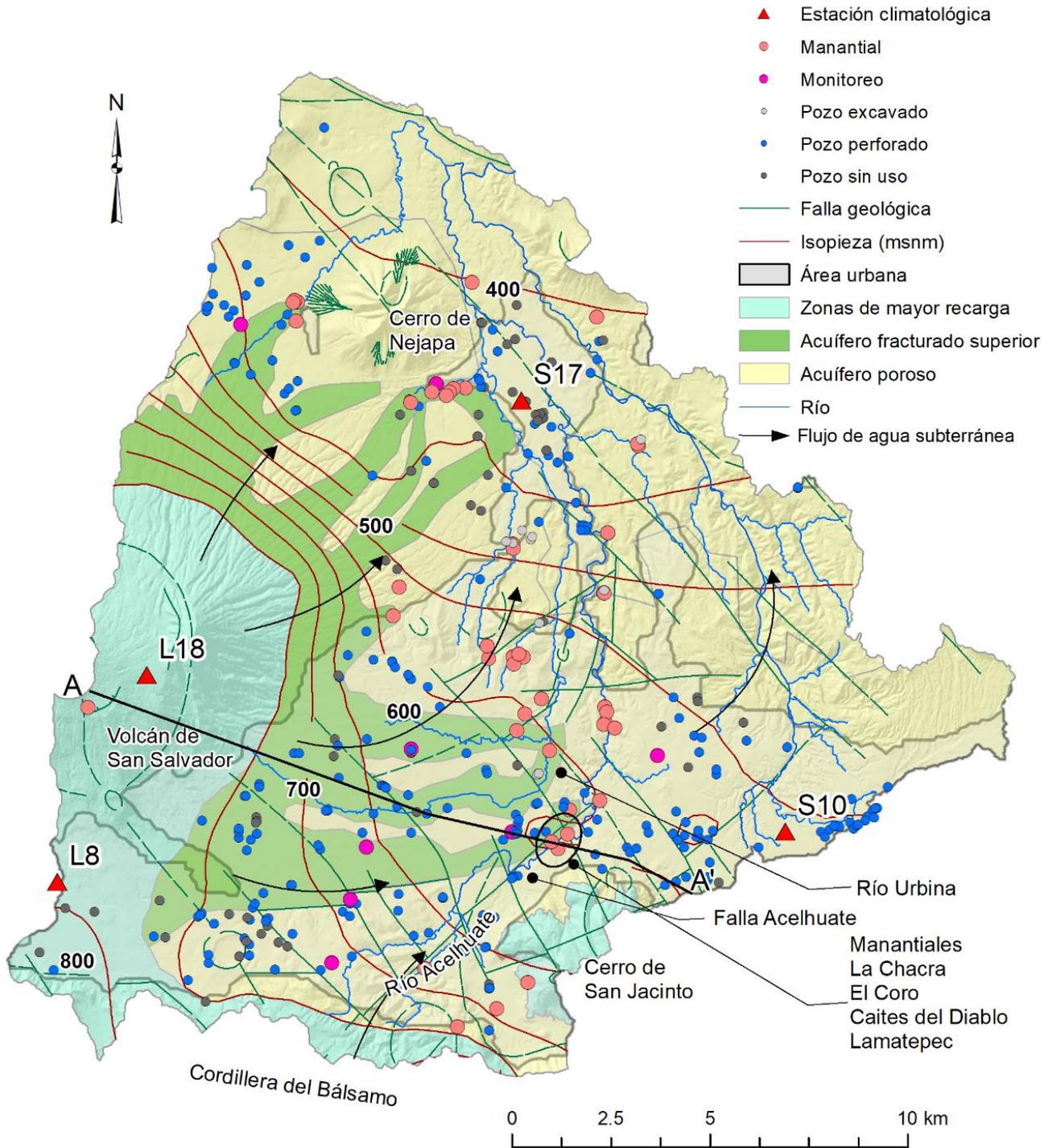
Sumado a lo anterior, estos resultados permiten destacar dos aspectos fundamentales para la sostenibilidad del acuífero de San Salvador. El primero corresponde a la fuerte dependencia que tiene el sistema de agua subterránea en la recarga urbana, dejando ver que el exceso reflejado en términos medios y máximos de la recarga (Tabla 1) no existiese o fuese muy bajo si se realizaran esfuerzos institucionales por reducir el porcentaje de pérdidas físicas en la red de distribución de agua potable; en ese caso podrían presentarse descensos continuos en zonas de alta concentración de bombeo, afectando el abastecimiento a los usuarios.

El segundo se refiere a los efectos del cambio climático en la recarga de agua subterránea. En este caso, los escenarios climáticos del país prevén una reducción de la precipitación nacional de entre el 15 y 25 %, ante cualquier escenario para el periodo 2021-2030 (MARN, 2018). Asimismo, se prevén aumentos en la temperatura media de entre 0.8 y 1.0 °C para el mismo periodo (MARN, 2018). Con base en diversos estudios sobre este tema (Allen, Mackie, & Wei, 2004; Jyrkama & Sykes, 2007; Ng, McLaughlin, Entekhabi, & Scanlon, 2010; Dawes *et al.*, 2012; Crosbie *et al.*, 2013; Kløve *et al.*, 2014; Goodarzi, Abedi-Koupai, Heidarpour, & Safavi, 2016; Meixner *et al.*, 2016) es posible suponer que ambas anomalías pueden generar reducción en la recarga natural por

precipitación en el acuífero de San Salvador, reduciéndose el margen de exceso determinado en este estudio e incluso con el potencial de caer en una condición permanente de déficit si esta afectación se combina con una mejora en la eficiencia de la red de agua potable.

## Modelo conceptual del acuífero de San Salvador

Partiendo del trabajo de Barrera-de-Calderón *et al.* (2021a), y complementando con los resultados de este estudio, es posible explicar conceptualmente el funcionamiento del acuífero de San Salvador: un total de cinco unidades hidroestratigráficas de rocas del Neógeno y el Cuaternario integran el acuífero en una zona fracturada y una zona porosa (Figura 6) pertenecientes a las formaciones San Salvador, Cuscatlán y Bálsamo.



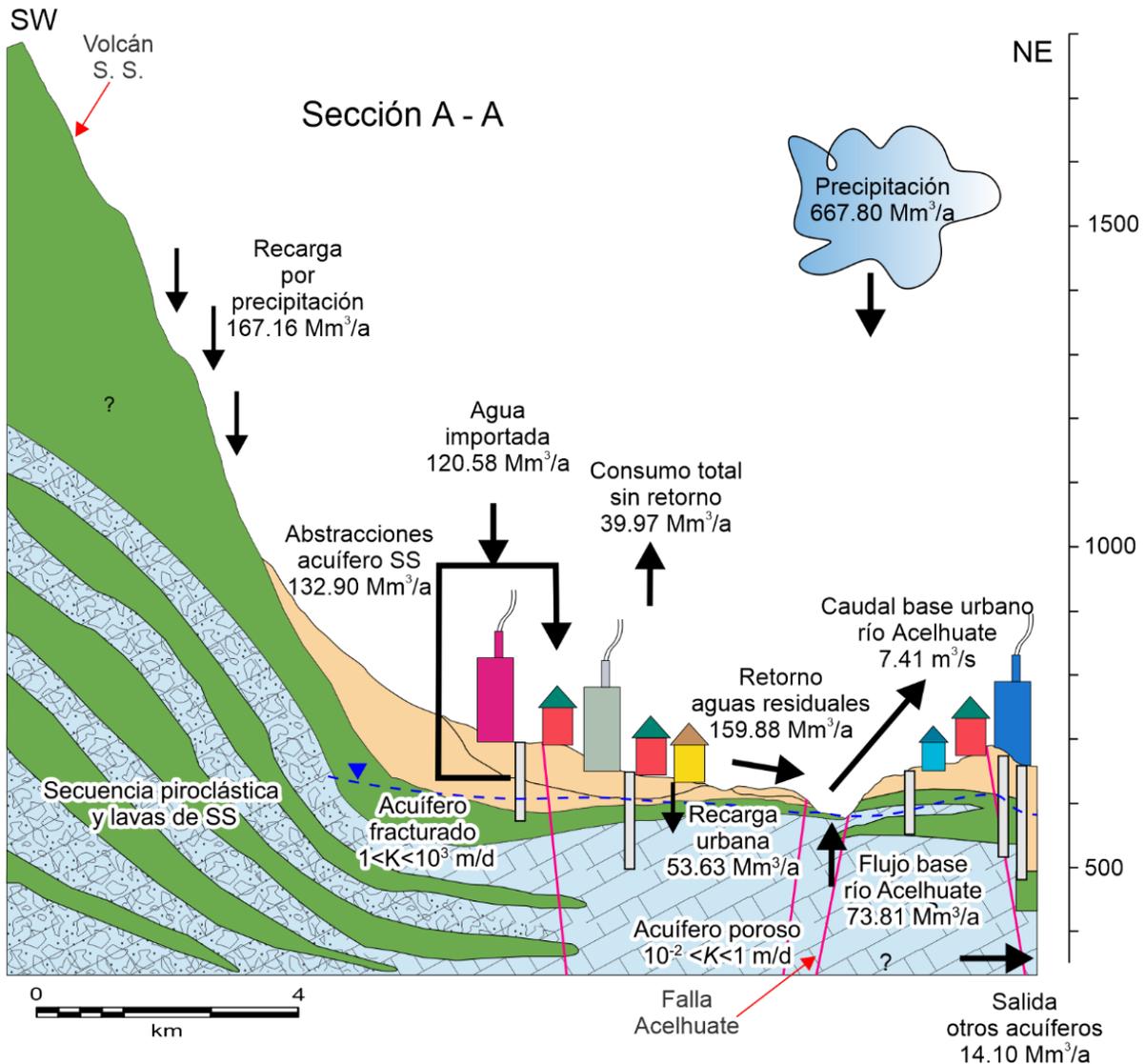
**Figura 6.** Delimitación simplificada del acuífero fracturado y el acuífero poroso que integran el denominado acuífero de San Salvador, mostrando la dirección de flujo preferencial. Se indica la localización de manantiales de alta producción con registro mensual y la zona de mayor recarga para el acuífero (adaptado de Barrera-de-Calderón *et al.*, 2022).

La zona más productiva corresponde a la parte fracturada del acuífero ( $1 < K < 10^3$  m/d); además, es la más somera y consiste de una serie de flujos de lava intercalados con piroclastos distribuidos en la margen izquierda del río Acelhuate, y al sur y suroeste de la zona de estudio. Su espesor puede variar desde un par hasta más de cien metros en las cercanías del volcán de San Salvador. El flujo en estos materiales es del tipo libre y se encuentra fuertemente controlado por fallas geológicas que pueden actuar como canales o barreras. La falla Acelhuate cobra particular relevancia, pues consiste en una barrera de flujo que define el límite del acuífero fracturado en la zona de estudio (Figura 1).

Subyaciendo al acuífero fracturado y extendiéndose hacia el norte y noreste de la zona de estudio se encuentra el acuífero poroso. Los materiales que lo conforman son principalmente piroclastos y tobas con distintos grados de consolidación, por lo que sus conductividades hidráulicas pueden variar entre  $10^{-2}$  y 1 m/d, en profundidades que varían de 30 a 300 m. En estos materiales, las fallas y fracturas no han mostrado control sobre el flujo de agua subterránea, que se caracteriza por ser libre.

El basamento del acuífero de San Salvador aún no ha sido delimitado; sin embargo, se considera que puede estar sobreyacido por el acuífero poroso a profundidades hasta de 800 m bajo la superficie del terreno (Hernández, 2019, mediante comunicación verbal).

Además, la hidrogeoquímica del agua subterránea confirma la presencia de dos principales sistemas de flujo (Barrera-de-Calderón, 2010; Barrera-de-Calderón *et al.*, 2021b). El flujo proveniente del volcán de San Salvador y parte de la cordillera del Bálsamo (donde se presentan los mayores valores de recarga), que circula principalmente por el acuífero fracturado y que presenta importantes descargas a manantiales que son aprovechados para el abastecimiento del AMSS (Figura 6). Este abastecimiento se complementa con tres sistemas de agua importada (Zona Norte, Las Pavas y Guluchapa), de los cuales los dos primeros entregan agua en la parte de la ciudad que se localiza sobre el acuífero fracturado (Figura 7).



**Figura 7.** Modelo conceptual del acuífero de San Salvador, mostrando la alteración del balance superficial y subterráneo por el ambiente urbano en el río Acelhuate y el mismo acuífero (ubicación de la sección A-A' en la Figura 6) (modificado de Barrera-de-Calderón *et al.* (2021a)).

A su vez, el acuífero recibe una importante cantidad de recarga urbana procedente principalmente de la combinación de las extracciones locales y los dos sistemas de importación antes mencionados. El segundo sistema de flujo recibe recarga principalmente de la cordillera del Bálsamo y el cerro de San Jacinto, y alimenta al acuífero poroso (Figura 6). Tanto el acuífero fracturado como el poroso reciben una recarga meteórica reciente, que conforma la principal fuente de ingreso de agua subterránea en el acuífero (Figura 7).

Así, a partir de una precipitación anual media igual a 667.8 Mm<sup>3</sup>/a ingresan al acuífero en forma de recarga directa un total de 167.16 Mm<sup>3</sup>/a (25.03 %). A este ingreso se suma un caudal de 53.63 Mm<sup>3</sup>/a en forma de recarga urbana, equivalente al 28.9 % del total de producción de agua que ingresa en la red de abastecimiento público del AMSS. Las salidas del acuífero están integradas por las abstracciones a través de pozos y manantiales tanto para la red pública como para otros usuarios y suman 132.9 Mm<sup>3</sup>/a, los cuales se suman al agua importada, totalizando 253.48 Mm<sup>3</sup>/a para suplir la demanda total de agua en el AMSS (Figura 7).

De esta agua se dedujeron las pérdidas físicas, antes mencionadas como recarga urbana, mientras que 39.97 Mm<sup>3</sup>/a salen del sistema como consumo sin retorno; el resto, 159.88 Mm<sup>3</sup>/a, es descargado al río Acelhuate como agua residual prácticamente sin ninguna depuración, lo

cual afecta el balance de agua superficial tanto en cantidad como en calidad. A su vez, el río Acelhuate recibe una descarga como flujo base igual a  $73.81 \text{ Mm}^3/\text{a}$ , que totaliza  $7.41 \text{ m}^3/\text{s}$  como caudal de época seca en el río, registrado en el monitoreo de caudales del MARN, dejando un pequeño flujo de  $14.10 \text{ Mm}^3/\text{a}$  como salida a otros acuíferos, que de acuerdo con los análisis de carga en el sistema corresponderían al límite noreste de la zona de estudio (Figura 6 y Figura 7).

## **Análisis de la sostenibilidad del acuífero de San Salvador**

El acuífero de San Salvador es un típico sistema de agua subterránea urbano sometido a condiciones de desarrollo avanzado (Tuinhof *et al.*, 2002), que demanda un cuidadoso análisis de sostenibilidad de sus recursos hídricos. En este sentido, es necesario exponer los principales problemas en términos de cantidad y calidad que de acuerdo con los autores deben tomarse en cuenta para desarrollar los recursos de agua subterránea, de forma tal que puedan ser mantenidos por tiempo

indefinido sin ocasionar inaceptables consecuencias sociales, económicas y ambientales (Alley & Leake, 2004).

Por el lado de la cantidad, el acuífero de San Salvador es insuficiente para satisfacer la demanda del AMSS. Sin embargo, más de la mitad del suministro es extraído en el mismo acuífero (52.4 %). Esta condición ha estado invisibilizada por mucho tiempo. Si bien es cierto que se cuenta con un detallado reporte anual de las extracciones en el sistema de la red pública administrado por la ANDA para los últimos años, existe un caudal de agua extraída por otros usuarios con fines comerciales, industriales y domésticos que no se reporta, y que en muchas ocasiones carece de controles institucionales sobre su extracción. Ello reduce la precisión en la determinación del balance hídrico del acuífero. A esto se suma la posibilidad de que existan extracciones adicionales en pozos cuya existencia se desconoce, dejando una sobreestimación del agua subterránea disponible con la consecuente posibilidad de explotar intensivamente el acuífero.

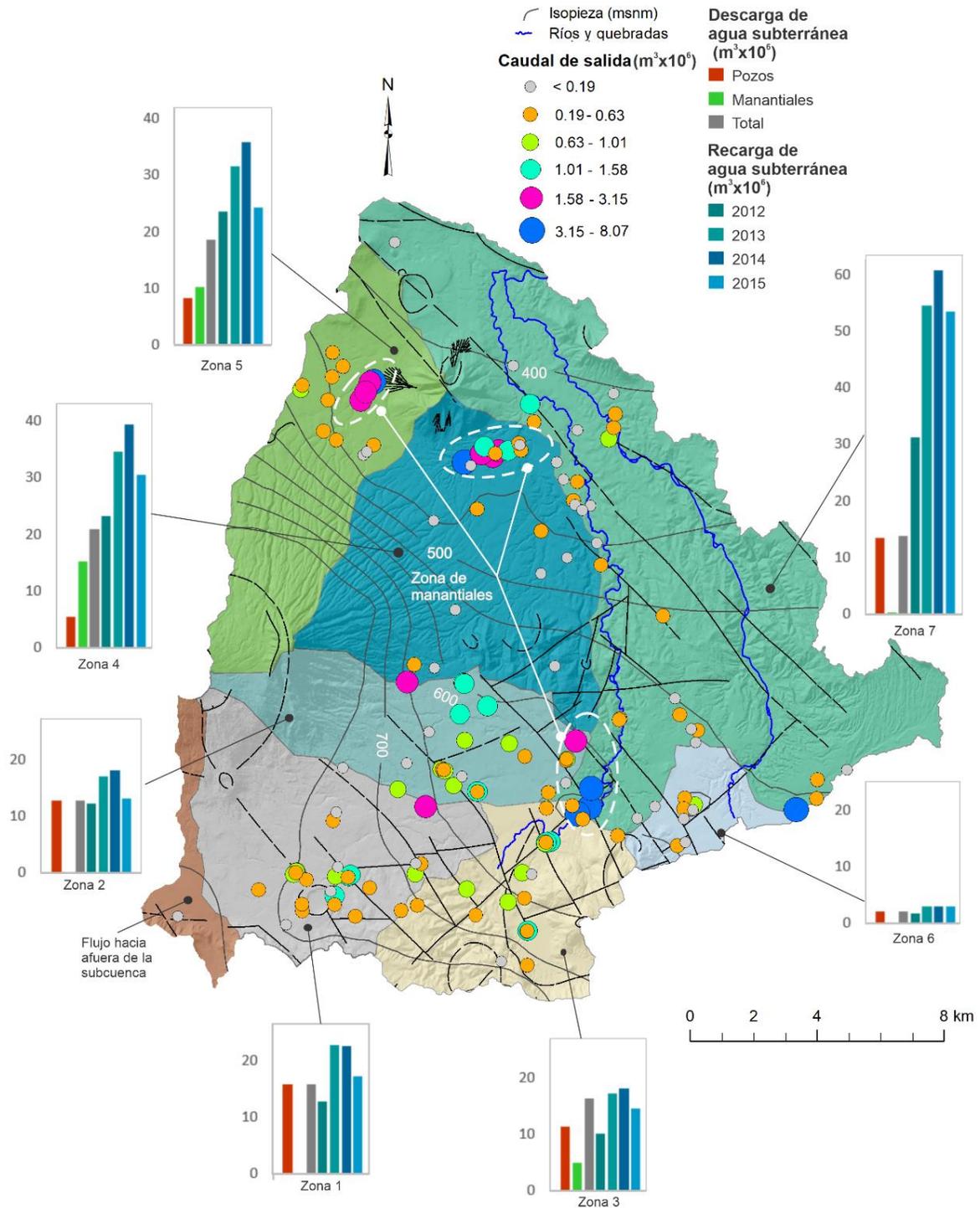
La recarga natural por precipitación representa en promedio el 75.7 % de la recarga total media contabilizada en el acuífero de San Salvador. El resto, 24.3 %, corresponde a la recarga urbana procedente de las fugas en el sistema de agua potable de la red pública de la ciudad. Sin embargo, debe tenerse en cuenta la variabilidad espacial y temporal de esta recarga (Barrera-de-Calderón *et al.*, 2022). Por un lado, aunque las mayores tasas de recarga natural se reflejan en el volcán de San Salvador,

cordillera del Bálsamo y cerro de San Jacinto, que alimentan a la zona más productiva del acuífero, se está reduciendo este importante aporte, al continuar expandiéndose la ciudad hacia esa zona (Barrera-de-Calderón *et al.*, 2021b). El efecto de tal proceso de desarrollo sin enfoque de sostenibilidad de los recursos hídricos puede generar efectos adversos significativos locales en algunas zonas del acuífero.

Por otro lado, la recarga urbana genera un efecto de estado estacionario en el acuífero que beneficia a algunos usuarios del AMSS; sin embargo, representa elevados costos económicos al estado. Puede estimarse que aproximadamente se requieren al año \$53.6 millones de dólares para producir esta agua (considerando que la producción de cada metro cúbico de agua suministrada al AMSS tiene un costo aproximado de \$1.00). En este caso, es evidente que se necesitan acciones para mejorar la eficiencia de los sistemas de agua potable y replantear los escenarios de suministro de agua para el AMSS tanto en las extracciones locales como en el agua importada. Así, los recursos económicos pueden orientarse mejor a proyectos de inversión más sostenibles, como el tratamiento de las aguas residuales descargadas al río Acelhuate y la implementación de tecnologías para la mejora en la gestión de la demanda y oferta de agua.

La distribución de los pozos en el AMSS es un tema que requiere analizar el efecto localizado de los bombeos (Wright & Xu, 2000). Un análisis a partir del comportamiento del flujo de agua subterránea y

límites de microcuencas permitió seccionar la zona de estudio en siete subzonas, en las cuales se elaboró el balance hídrico sin considerar la recarga urbana (Figura 8), ya que no se cuenta con datos sobre la distribución espacial de este aporte. La información indica que las zonas 1 y 2, dependientes principalmente de la recarga del volcán de San Salvador, están sometidas a fuertes presiones que igualan o superan la recarga natural para valores medios y años secos, condición que podría exacerbarse por efecto del cambio climático, considerando las afectaciones anteriormente mencionadas.



**Figura 8.** Balance hídrico por zonas de explotación definidas con base en límites topográficos y dirección de flujo preferencial en el acuífero. La recarga corresponde a las entradas naturales por precipitación.

Bajo este escenario es razonable suponer que nuevas extracciones en estas zonas del acuífero ocasionarían un descenso en los niveles, que podrían reducir la producción en los pozos existentes, generando afectaciones en zonas industriales y en sistemas de abastecimiento local, requiriéndose por lo tanto mayor inyección de agua importada para satisfacer la demanda. En tales zonas, la recarga urbana podría aportar muy poco, sobre todo en los pozos localizados en las zonas de mayor nivel piezométrico (Figura 8), ya que suelen ser desarrollos urbanos recientes y pozos industriales con mejor eficiencia en sus sistemas de agua.

En la zona 3 también se excede el aporte de la recarga natural para años secos. Tiene particular relevancia porque es en esa zona, en el alineamiento de la falla Alcelhuate y final del flujo de lava de la zona 1, donde afloran tres de los manantiales más productivos del acuífero: Amaptepec, el Coro y La Chacra (Figura 2), aprovechados en el sistema público de la ciudad. El comportamiento medio de caudal de estos manantiales, mostrado en la Figura 2a, refleja que pertenecen a un mismo sistema de flujo preferencial, a diferencia de la descarga en el río Urbina, que muestra un comportamiento distinto, pues pertenece a otro flujo de

agua subterránea que circula a través de las lavas localizadas en la zona 2.

Además, de acuerdo con Barrera-de-Calderón *et al.* (2021b), con base en evidencia hidrogeoquímica e isotópica del agua subterránea y potenciales fuentes de recarga, en esta zona se recibe el mayor aporte de la recarga urbana, ya que el flujo que transita por ella y por las partes bajas de las zonas 1 y 2 coincide con la parte más antigua de la ciudad, lo cual explica por qué, pese a la fuerte presión por bombeo que se ejerce en esa área del acuífero, los caudales de los manantiales reflejan variaciones en las descargas que pueden considerarse constantes (Figura 2). Esta zona podría ser una de las más afectadas en su producción frente a mejoras en la eficiencia del sistema de agua potable que reduzca la recarga urbana, lo cual debe tomarse en cuenta si se ejecutan proyectos en esa vía.

Las zonas 4 y 5 reflejan mayor posibilidad para el desarrollo de los recursos hídricos. Sin embargo, se caracterizan por presentar importantes salidas del acuífero que mantienen los caudales base de los ríos El Ángel (zona 4) y San Antonio (zona 5), siendo posiblemente los únicos ríos de la zona en el AMSS que conducen en un corto, pero importante tramo, un significativo flujo de agua sin descargas de aguas residuales, lo que da lugar a la presencia de ecosistemas hídricos cada vez más presionados en la cuenca del río Acelhuate.

Por consiguiente, nuevas extracciones en la zona podrían reflejarse en la reducción de estos caudales, con la consecuente afectación a los ecosistemas dependientes. En estas dos zonas han existido fuertes conflictos sociales en oposición al incremento del desarrollo de los recursos hídricos, lo cual, en alguna medida ha desacelerado los efectos que la expansión urbana puede imprimir en el funcionamiento del sistema. Incluso en la zona 5, que coincide con el límite municipal de la ciudad de Nejapa, existe una ordenanza municipal de prohibición de perforación de nuevos desarrollos industriales y zonas de protección para recarga hídrica al interior del municipio (Alcaldía Municipal de Nejapa, 2015).

Por su parte, la zona 6 también refleja fuertes presiones comparadas a la oferta de agua. Esta zona requiere estudios de mayor detalle, ya que corresponde con una zona industrial y habitacional muy importante para el AMSS, y está asociada al cerro de San Jacinto (Figura 1), recientemente renombrado como domos y cono de San Jacinto (Lexa *et al.*, 2012). La zona 7 es la que presenta menor presión en el balance, sin embargo, debido a la escasez de pozos en esa zona, tal condición debe tomarse con cautela y estudiarse con mayor detalle para evaluar su potencial de desarrollo.

Desde la perspectiva de la calidad, Barrera-de-Calderón (2010) y Barrera-de-Calderón *et al.* (2021b) alertan sobre la potencial afectación del acuífero de San Salvador con la recarga urbana, ya que en la parte

baja de las zonas 1, 2 y 3 de la Figura 8, las concentraciones de nitratos y cloruros muestran indicios del aporte de la recarga urbana que, eventualmente, podrían afectar la disponibilidad de agua para el AMSS. Además, la perforación de nuevos pozos, cada vez más profundos, puede traer consigo agua con mayores concentraciones de sales disueltas debido a la contaminación geogénica con arsénico, cloruros, flúor, hierro y manganeso (Al-Mikhlaifi, 2010; Bundschuh *et al.*, 2020) debido al origen volcánico del acuífero.

## Conclusiones

Por primera vez se ha desarrollado un modelo conceptual del acuífero de San Salvador basado en un detallado análisis de sus características geológicas, hidroestratigráficas e hidrogeoquímicas, integrando el balance hídrico de la cuenca para determinar la variabilidad espacio-temporal de la recarga de agua subterránea. Asimismo, se ha elaborado un detallado análisis de los elementos que conforman el balance hídrico urbano del acuífero, y se ha replanteado la ecuación de balance hídrico tomando en

cuenta dichos componentes. Este aporte ha contribuido significativamente al entendimiento del funcionamiento del sistema de agua subterránea, y a la vez contribuye a orientar mejor su gestión sostenible.

Así, el balance hídrico del acuífero podría variar entre  $-34.79 \text{ Mm}^3/\text{a}$  para condiciones de recarga mínima (años secos),  $14.21 \text{ Mm}^3/\text{a}$  para recarga media y  $50.41 \text{ Mm}^3/\text{a}$  para años húmedos. Los datos indican que aproximadamente el 75.7 % de la recarga al acuífero es aportada por la recarga natural por precipitación y un 24.3 % corresponde al aporte de la recarga urbana. Frente a este panorama es importante tener en cuenta dentro de la planificación sostenible del agua subterránea los efectos del cambio climático en el balance hídrico, ya que los escenarios climáticos para El Salvador prevén hasta un 25 % de reducción en la precipitación y hasta  $1 \text{ }^\circ\text{C}$  de aumento en la temperatura, lo cual puede reducir de forma sensible la recarga de agua subterránea. Por otro lado, el balance también expone que el exceso de agua reflejado en el acuífero de San Salvador bajo condiciones medias y máximas de recarga le provee un “aparente estado de sostenibilidad” soportado por la recarga urbana, que puede verse comprometido a partir de mejoras en la eficiencia de la red de agua potable, cuyo ahorro en costos de bombeo puede representar aproximadamente \$53.6 millones de dólares al año al estado.

Al mismo tiempo, este aporte continuo de la recarga urbana puede llegar a afectar la calidad del agua subterránea que se aprovecha para el

consumo de los usuarios, lo cual podría afectar la disponibilidad de agua en el futuro. Esta condición amerita que se planifiquen con mucho cuidado las intervenciones para mejorar, en general, la eficiencia de los sistemas de agua potable y alcantarillado sanitario. En principio se considera prioritaria la reducción de las fugas en el sistema de alcantarillado sanitario para conservar o mejorar la calidad del agua en el acuífero; posteriormente, la atención a las fugas en el sistema de agua potable debe ser atendida, en cuyo caso deberán estudiarse los efectos de estas intervenciones en la recarga de agua subterránea y establecer escenarios de explotación del acuífero para asegurar su aprovechamiento sostenible.

En el enfoque de sostenibilidad es de particular importancia el río Acelhuate, que recibe en forma de agua residual con muy poco o nulo tratamiento un 63 % del flujo total de agua utilizado en el AMSS, el cual se suma al flujo base que representa el 29.1 % de dicho flujo, ya que el resto sale del sistema sin retorno. Bajo este escenario se visualiza una fuerte oportunidad para mejorar la disponibilidad de agua saliendo de la cuenca a través de la implementación de sistemas de tratamiento que reduzcan sensiblemente la carga contaminante en el río y que, en particular, permitan evaluar su potencial de reúso para actividades productivas en zonas agrícolas localizadas en la parte baja de la cuenca del río Acelhuate, aguas abajo de la zona de estudio.

Finalmente, debe resaltarse la fuerte necesidad de un manejo integrado del agua en la cuenca alta del río Acelhuate, el cual debería

contemplar el uso conjunto de agua superficial y agua subterránea; el fortalecimiento del monitoreo de ambos sistemas hidrológicos, que proporcione datos más precisos para ajustar el balance con cierta periodicidad y de forma confiable; y que promueva la protección y recuperación de zonas de mayor recarga hídrica, en particular la localizadas en el volcán de San Salvador, cordillera del Bálsamo y domos y cono de San Jacinto, los cuales alimentan a la zona más explotada en el acuífero.

Asimismo, en el desarrollo de los recursos hídricos subterráneos en el AMSS se deben analizar de forma detenida los efectos en los componentes de su balance hídrico. La implementación de nuevos proyectos en el AMSS debe enfocarse en una planificación sostenible e integrada que promueva el abastecimiento seguro de las actuales generaciones sin comprometer el de las generaciones futuras y con las mínimas afectaciones a los ecosistemas hídricos dependientes. Con ello se evitaría daños irreversibles o de difícil recuperación en el acuífero; mayor eficiencia en el manejo de los recursos económicos; reducción de los costos de provisión de agua y de las afectaciones a los usuarios, lo cual generalmente ocasiona el apareamiento de conflictos, típicos en acuíferos mal gestionados.

## Agradecimientos

Este trabajo fue financiado mediante una beca otorgada por la Organización de Estados Americanos (OEA). Agradecemos, además, el valioso apoyo de la Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados (ANDA); del Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales de El Salvador; de la Universidad Autónoma del Estado de México; de la Universidad de El Salvador; del Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (Conacyt) y Consejo Mexiquense de Ciencia y Tecnología (Comecyt) de México, y del Institut national de la recherche scientifique, Centre Eau, Terre et Environnement (INRS-ETE).

## Referencias

- Aksever, F., Davraz, A., & Karaguzel, R. (2015). Groundwater balance estimation and sustainability in the Sandikli Basin (Afyonkarahisar/Turkey). *Journal of Earth System Sciences*, 124(4), 783-798.
- Allen, D. M., Mackie, D. C., & Wei, M. (2004). Groundwater and climate change: A sensitivity analysis for the Grand Forks aquifer, southern British Columbia, Canada. *Hydrogeology Journal*, 12(3). Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s10040-003-0261-9>
- Alley, W. M. (2007). Another water budget myth: The significance of recoverable ground water in storage. *Ground Water*, 45(3), 251-

251. Recuperado de <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.2006.00274.x>

Alley, W. M., La-Baugh, J. W., & Reilly, T. E. (2005). Groundwater as an element in the hydrological cycle. In: Anderson, M. G., & McDonnell, J. J. (eds.). *Encyclopedia of Hydrological Sciences* (p. hsa153). John Wiley y Sons, Ltd. Recuperado de <https://doi.org/10.1002/0470848944.hsa153>

Alley, W. M., & Leake, S. (2004). The journey from safe yield to sustainability. *Groundwater*, 42(1), 12-16. Recuperado de <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.2004.tb02446.x>

Al-Mikhlafi, A. S. (2010). Groundwater quality of Yemen volcanic terrain and their geological and geochemical controls. *Arabian Journal of Geosciences*, 3(2), 193-205. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s12517-009-0068-7>

Alcaldía Municipal de Nejapa. (19 de junio, 2015). Decreto Cuatro-B. *Agenda por la sustentabilidad del agua en Nejapa—Ejes estratégicos de la agenda*. D.O. No. 110, Tomo 407.

ANDA, Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados. (9 de octubre, 1997). ACTA No. 1705 Punto Vigésimo. En: *Normas Técnicas para Abastecimiento de Agua Potable y Alcantarillado de Aguas Negras* (p. 47). San Salvador, El Salvador: Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados.



- ANDA, Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados. (2009). *Boletín Estadístico 2008* (Boletín N.º 30; p. 160). San Salvador, El Salvador: Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados.
- ANDA, Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados. (2010). *Boletín Estadístico 2009* (Boletín N.º 31; p. 151). San Salvador, El Salvador: Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados.
- ANDA, Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados. (2011). *Boletín Estadístico 2010* (Boletín N.º 32; p. 141). San Salvador, El Salvador: Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados.
- ANDA, Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados. (2012). *Boletín Estadístico 2011* (Boletín N.º 33; p. 150). San Salvador, El Salvador: Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados.
- ANDA, Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados. (2013). *Boletín Estadístico 2012* (Boletín N.º 34; p. 155). San Salvador, El Salvador: Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados.
- ANDA, Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados. (2014). *Boletín Estadístico 2013* (Boletín N.º 35; p. 164). San Salvador, El Salvador: Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados.
- ANDA, Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados. (2015). *Boletín Estadístico 2014* (Boletín N.º 36; p. 153). San Salvador, El Salvador: Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados.

- ANDA, Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados. (2016a). *Boletín Estadístico 2015* (Boletín N.º 37; p. 156). San Salvador, El Salvador: Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados.
- ANDA, Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados. (2016b). *Memoria de Labores 2015*. San Salvador, El Salvador: Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados - ANDA.
- ANDA, Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados. (2017). *Boletín Estadístico 2016* (Boletín N.º 38; p. 156). San Salvador, El Salvador: Administración Nacional de Acueductos y Alcantarillados.
- Anderson, M. P., & Woessner, W. W. (1992). *Applied groundwater modeling: Simulation of flow and advective transport*. San Diego, USA: Academic Press.
- Bajc, A. F., Russell, H. A. J., & Sharpe, D. R. (2014). A three-dimensional hydrostratigraphic model of the Waterloo Moraine area, southern Ontario, Canada. *Canadian Water Resources Journal/Revue Canadienne des Ressources Hydriques*, 39(2), 95-119. Recuperado de <https://doi.org/10.1080/07011784.2014.914794>
- Barazzuoli, P., Nocchi, M., Rigati, R., & Salleolini, M. (2008). A conceptual and numerical model for groundwater management: A case study on a coastal aquifer in southern Tuscany, Italy. *Hydrogeology Journal*, 16(8), 1557-1576. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s10040-008-0324-z>

- Barrera-de-Calderón, M. L. (2010). *Caracterización hidrogeoquímica e isotópica de áreas de recarga en el acuífero de San Salvador* (tesis de maestría). Universidad de El Salvador, San Salvador, El Salvador.
- Barrera-de-Calderón, M. L., & Juárez, M. (2013). *Evaluación cuantitativa del recurso hídrico subterráneo de la microcuenca del río San Antonio, municipio de Nejapa, departamento de San Salvador*. San Salvador, El Salvador: Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Barrera-de-Calderón, M., Garfias, J., Martel, R., & Salas-García, J. (2021a). 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>
- Barrera-de-Calderón, M., Garfias, J., Martel, R., & Salas-García, J. (2021b). Impacto urbano en la calidad y recarga del agua subterránea utilizando trazadores hidrogeoquímicos y ambientales en el acuífero de San Salvador. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 12(5), septiembre-octubre. DOI: <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2021-05-01>

- Barrera-de-Calderón, M., Garfias, J., Martel, R., & Salas-García, J. (2022). Estimación de la distribución espacio temporal de la recarga de agua subterránea en regiones húmedas con clima tropical. *Tecnología y Ciencias del Agua*, 13(2), marzo-abril. DOI: <https://doi.org/10.24850/j-tyca-2022-02-07>
- 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.
- Bredehoeft, J. D. (2005). The conceptualization model problem? Surprise. *Hydrogeology Journal*, 13(1), 37-46. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s10040-004-0430-5>
- Bredehoeft, J. D., & Alley, W. M. (2014). Mining groundwater for sustained yield. *The Bridge*, Spring 2014, 33-41.
- Bundschuh, J. D., Armienta, M. A., Morales-Simfors, N., Alam, M. A., López, D. L., Delgado-Quezada, V., Dietrich, S., Schneider, J., Tapia, J., Sracek, O., Castillo, E., Marco Parra, L.-M., Altamirano-Espinoza, M., Guimarães-Guilherme, L. R., Sosa, N. N., Niazi, N. K., Tomaszewska, B., Lizama Allende, K., Bieger, K., ...& Ahmad, A. (2020). Arsenic in Latin America: New findings on source, mobilization and mobility in human environments in 20 countries based on decadal research 2010-2020. *Critical Reviews in*

*Environmental Science and Technology*, 1-139. Recuperado de <https://doi.org/10.1080/10643389.2020.1770527>

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>

COAMSS-OPAMSS, Consejo de Alcaldes de la Zona Metropolitana de San Salvador-Oficina de Planificación del Área Metropolitana de San Salvador. (2013). *Generalidades del AMSS. ¿Quiénes somos?* Recuperado de [http://www.opamss.org.sv/index.php?option=com\\_contentyview=article&id=183&Itemid=169](http://www.opamss.org.sv/index.php?option=com_contentyview=article&id=183&Itemid=169)

Crosbie, R. S., Scanlon, B. R., Mpelasoka, F. S., Reedy, R. C., Gates, J. B., & Zhang, L. (2013). Potential climate change effects on groundwater recharge in the High Plains Aquifer, USA: Climate change effects on recharge in the high plains. *Water Resources Research*, 49(7), 3936-3951. Recuperado de <https://doi.org/10.1002/wrcr.20292>

Cunningham, C. G., Fary Jr., R. W., Guffanti, M., Laura, D., Lee, M. P., Masters, C. D., Miller, R. L., Quinones, F., Peebles, R. W., Reinemund, J. A., & Russ, D. P. (1984). *Earth and water resources*

- and hazards in Central America*. USA: Geological Survey Circular, U.S. Geological Survey.
- Custodio, E., Kretsinger, V., & Llamas, M. R. (2005). Intensive development of groundwater: Concept, facts and suggestions. *Water Policy*, 7(2), 151-162. Recuperado de <https://doi.org/10.2166/wp.2005.0010>
- Davis, K. W., & Putnam, L. D. (2013). *Conceptual and numerical models of groundwater flow in the Ogallala aquifer in Gregory and Tripp Counties, South Dakota, water years 1985–2009*. (U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2013-5069). U.S. Geological Survey. Recuperado de <http://pubs.usgs.gov/sir/2013/5069/>
- Dawes, W., Ali, R., Varma, S., Emelyanova, I., Hodgson, G., & McFarlane, D. (2012). Modelling the effects of climate and land cover change on groundwater recharge in south-west Western Australia. *Hydrology and Earth System Sciences*, 16(8), 2709-2722. hess-16-2709-2012 Modelling the effects of CC and land cover in GWR-Australia. Recuperado de <https://doi.org/10.5194/hess-16-2709-2012>
- Di-Salvo, C., Di-Luzio, E., Mancini, M., Moscatelli, M., Capelli, G., Cavinato, G. P., & Mazza, R. (2012). GIS-based hydrostratigraphic modeling of the city of Rome (Italy): Analysis of the geometric relationships between a buried aquifer in the Tiber Valley and the

- confining hydrostratigraphic complexes. *Hydrogeology Journal*, 20(8), 1549-1567. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s10040-012-0899-2>
- Dripps, W. R., & Bradbury, K. R. (2009). The spatial and temporal variability of groundwater recharge in a forested basin in northern Wisconsin. *Hydrological Processes*, 24(4), 383-392. Recuperado de <https://doi.org/10.1002/hyp.7497>
- Friedel, M. J. (2016). Estimation and scaling of hydrostratigraphic units: Application of unsupervised machine learning and multivariate statistical techniques to hydrogeophysical data. *Hydrogeology Journal*, 24(8), 2103-2122. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s10040-016-1452-5>
- Fröhlich, K., Fröhlich, W., & Wittenberg, H. (1994). Determination of groundwater recharge by base flow separation, regional analysis in Northeast China. *Environmental Science, Geography*, 221, 69-76.
- Garcia-Fresca, B., & Sharp, J. M. (2005). Hydrogeologic considerations of urban development: Urban-induced recharge. In: *Reviews in Engineering Geology XVI: Humans as Geologic Agents* (Vol. 16, pp. 123-136). Geological Society of America. Recuperado de [https://doi.org/10.1130/2005.4016\(11\)](https://doi.org/10.1130/2005.4016(11))
- Goodarzi, M., Abedi-Koupai, J., Heidarpour, M., & Safavi, H. R. (2016). Evaluation of the effects of climate change on groundwater recharge

- using a hybrid method. *Water Resources Management*, 30(1), 133-148. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s11269-015-1150-4>
- Hassing, J., Ipsen, N., Clausen, T., Larsen, H., & Lindgaard-Jorgensen, P. (2009). *Integrated Water Resources Management in Action (Water in Changing World)* [The United Nations World Water Development Report]. Paris, France: United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization.
- Herbert, C., & Döll, P. (2019). Global assessment of current and future groundwater stress with a focus on transboundary aquifers. *Water Resources Research*, 55(6), 4760-4784. Recuperado de <https://doi.org/10.1029/2018WR023321>
- Horn, M. A., Moore, R. B., Hayes, L., & Flanagan, S. M. (2008). *Methods for and estimates of 2003 and projected water use in the Seacoast Region, Southeastern New Hampshire* (Report N.º 2007-5157; U.S. Geological Survey Scientific Investigations, p. 87). USA: U.S. Geological Survey.
- Izady, A., Davary, K., Alizadeh, A., Ziaei, A. N., Alipoor, A., Joodavi, A., & Brusseau, M. L. (2014). A framework toward developing a groundwater conceptual model. *Arabian Journal of Geosciences*, 7(9), 3611-3631. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s12517-013-0971-9>

- Jakeman, A. J., Barreteau, O., Hunt, R. J., Rinaudo, J.-D., Ross, A., Arshad, M., & Hamilton, S. (2016). Integrated groundwater management: An overview of concepts and challenges. In: Jakeman, A. J., Barreteau, O., Hunt, R. J., Rinaudo, J.-D., & Ross, A. (eds.). *Integrated Groundwater Management* (pp. 3-20). Springer International Publishing. Recuperado de [https://doi.org/10.1007/978-3-319-23576-9\\_1](https://doi.org/10.1007/978-3-319-23576-9_1)
- Jyrkama, M. I., & Sykes, J. F. (2007). The impact of climate change on spatially varying groundwater recharge in the grand river watershed (Ontario). *Journal of Hydrology*, 338(3-4), 237-250. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2007.02.036>
- Kingdom, B., Liemberger, R., & Marin, P. (2006). *The challenge of reducing non-revenue water (NRW) in developing countries. How the private sector can help: A look at performance-based service contracting* (Paper N.º 8; Water Supply and Sanitation Sector Board Paper Issues, p. 41). Washington, DC, USA: The World Bank.
- Kløve, B., Ala-Aho, P., Bertrand, G., Gurdak, J. J., Kupfersberger, H., Kværner, J., Muotka, T., Mykrä, H., Preda, E., Rossi, P., Uvo, C. B., Velasco, E., & Pulido-Velazquez, M. (2014). Climate change impacts on groundwater and dependent ecosystems. *Journal of Hydrology*, 518, 250-266. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.06.037>

- Konikow, L. F., & Bredehoeft, J. D. (1992). Ground-water models cannot be validated. *Advances in Water Resources*, 15(1), 75-83. Recuperado de [https://doi.org/10.1016/0309-1708\(92\)90033-X](https://doi.org/10.1016/0309-1708(92)90033-X)
- Kpegli, K. A. R., Alassane, A., van-der-Zee, S. E. A. T. M., Boukari, M., & Mama, D. (2018). Development of a conceptual groundwater flow model using a combined hydrogeological, hydrochemical and isotopic approach: A case study from southern Benin. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 18, 50-67. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2018.06.002>
- 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. (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>
- Lerner, D. N. (1990). Groundwater recharge in urban areas. *Presented at the Hydrological Process and Water Management in Urban Areas*, 198, 59-66.
- 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*, 56(1), 106-

140. Jaroslav 2011 Geology and volcanic evolution SS. Recuperado de <https://doi.org/10.3190/jgeosci.088>

Manna, F., Murray, S., Abbey, D., Martin, P., Cherry, J., & Parker, B. (2019). Spatial and temporal variability of groundwater recharge in a sandstone aquifer in a semiarid region. *Hydrology and Earth System Sciences*, 23(4), 2187-2205. Recuperado de <https://doi.org/10.5194/hess-23-2187-2019>

Marlow, D. R., Moglia, M., Cook, S., & Beale, D. J. (2013). Towards sustainable urban water management: A critical reassessment. *Water Research*, 47(20), 7150-7161. 2013 towards sustainable urban water management. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.07.046>

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*. San Salvador, El Salvador: Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

MARN, Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales. (2018). *Tercera Comunicación Nacional sobre Cambio Climático [Comunicación Nacional]*. San Salvador, El Salvador: Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales.

MARN-OPAMSS, Ministerio del Medio Ambiente y Recursos Naturales, Oficina de Planificación del Área Metropolitana de San Salvador,

- (2012). *Mapa de Uso de Suelos de la Subregión Metropolitana de San Salvador. Esc. 1:25,000*. San Salvador, El Salvador: Ministerio de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Maxey, G. B. (1964). Hydrostratigraphic units. *Journal of Hydrology*, 2(2), 124-129. Recuperado de [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(64\)90023-X](https://doi.org/10.1016/0022-1694(64)90023-X)
- McGrane, S. J. (2016). Impacts of urbanization on hydrological and water quality dynamics, and urban water management: A review. *Hydrological Sciences Journal*, 61(13), 2295-2311. Recuperado de <https://doi.org/10.1080/02626667.2015.1128084>
- Meixner, T., Manning, A. H., Stonestrom, D. A., Allen, D. M., Ajami, H., Blasch, K. W., Brookfield, A. E., Castro, C. L., Clark, J. F., Gochis, D. J., Flint, A. L., Neff, K. L., Niraula, R., Rodell, M., Scanlon, B. R., Singha, K., & Walvoord, M. A. (2016). Implications of projected climate change for groundwater recharge in the western United States. *Journal of Hydrology*, 534, 124-138. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.12.027>
- Menció, A., Folch, A., & Mas-Pla, J. (2010). Analyzing hydrological sustainability through water balance. *Environmental Management*, 45(5), 1175-1190. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s00267-010-9461-y>

- Meyer-Abich, H. (1960). El Salvador, mit eine Karte und einem Profil. In: Hoffstetter, R. (ed.). *Lexique Stratigraphique International 5 Amérique Latine, fas 2a Amérique Centrale* (pp. 99-128). San Salvador, El Salvador.
- Mitchell, V. G., McMahon, T. A., & Mein, R. G. (2003). Components of the total water balance of an urban catchment. *Environmental Management*, 32(6), 735-746. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s00267-003-2062-2>
- Monreal, R., Rangel-Medina, M., Grijalva-Montolla, A., Minjarez-Sosa, I., & Morales-Montaña, M. (2011). Metodología para la definición de unidades hidroestratigráficas: caso del acuífero del valle del río Yaqui, Sonora, México. *Boletín de la Sociedad Geológica Mexicana*, 63(1), 119-135. Monreal 2011 Unidades hidroestratigraficas.pdf.
- Nastev, M., Rivera, A., Lefebvre, R., Martel, R., & Savard, M. (2005). Numerical simulation of groundwater flow in regional rock aquifers, southwestern Quebec, Canada. *Hydrogeology Journal*, 13(5-6), 835-848. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s10040-005-0445-6>
- Ng, G.-H. C., McLaughlin, D., Entekhabi, D., & Scanlon, B. R. (2010). Probabilistic analysis of the effects of climate change on groundwater recharge: Effects of climate change on groundwater

recharge. *Water Resources Research*, 46(7), n/a-n/a. Recuperado de <https://doi.org/10.1029/2009WR007904>

PNUD, Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo. (1972). *Estudio sobre las aguas subterráneas en la zona metropolitana de San Salvador* (no publicado). New York, EUA: Programa de las Naciones Unidas para el Desarrollo.

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. Prasanna 2010 Hidrogeoch-isotopes Gadilam basin.pdf. 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

Rico, M. A., Bourne, W. C., & Menéndez, M. E. (1965). *Levantamiento General de Suelos de la República de El Salvador. Mapa Esc. 1:50,000*. San Salvador, El Salvador.

Rman, N. (2016). Hydrogeochemical and isotopic tracers for identification of seasonal and long-term over-exploitation of the Pleistocene thermal waters. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188(4), 242. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s10661-016-5250-2>

- Rojas, R., Feyen, L., & Dassargues, A. (2008). Conceptual model uncertainty in groundwater modeling: Combining generalized likelihood uncertainty estimation and Bayesian model averaging: Evaluating conceptual model. *Water Resources Research*, 44(12). Recuperado de <https://doi.org/10.1029/2008WR006908>
- Rushton, K. R., & Ward, C. (1979). The estimation of groundwater recharge. *Journal of Hydrology*, 41(3-4), 345-361. Recuperado de [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(79\)90070-2](https://doi.org/10.1016/0022-1694(79)90070-2)
- Sanz, D., Gómez-Alday, J. J., Castaño, S., Moratalla, A., De-las-Heras, J., & Martínez-Alfaro, P. E. (2009). Hydrostratigraphic framework and hydrogeological behavior of the Mancha Oriental System (SE Spain). *Hydrogeology Journal*, 17(6), 1375-1391. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s10040-009-0446-y>
- Sappa, G., Barbieri, M., Ergul, S., & Ferranti, F. (2012). Hydrogeological conceptual model of groundwater from carbonate aquifers using environmental isotopes ( $^{18}\text{O}$ ,  $^2\text{H}$ ) and chemical tracers: A case study in Southern Latium Region, Central Italy. *Journal of Water Resource and Protection*, 4(09), 695-716. Recuperado de <https://doi.org/10.4236/jwarp.2012.49080>

Scanlon, B. R., Healy, R. W., & Cook, P. G. (2002). Choosing appropriate techniques for quantifying groundwater recharge. *Hydrogeology Journal*, 10, 18-39.

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>

Schwartz, F. W., Liu, G., & Yu, Z. (2020). HESS Opinions: The myth of groundwater sustainability in Asia. *Hydrology and Earth System Sciences*, 24(1), 489-500. Recuperado de <https://doi.org/10.5194/hess-24-489-2020>

Servicio Hidrológico Nacional. (2005). *Balance hídrico integrado y dinámico de El Salvador. Componente evaluación de recursos hídricos*. San Salvador, El Salvador: Servicio Nacional de Estudios Territoriales, Servicio Hidrológico Nacional.

Shaffer, K. H., & Runkle, D. I. (2007). *Consumptive water-use coefficients for the great lakes basin and climatically similar areas* (Report N.º 2007-5197; U.S. Geological Survey Scientific Investigations, p. 191). U.S. Geological Survey. Recuperado de <https://pubs.usgs.gov/sir/2007/5197/>

Shrestha, S., Bach, T. V., & Pandey, V. P. (2016). Climate change impacts on groundwater resources in Mekong Delta under representative

concentration pathways (RCPs) scenarios. *Environmental Science and Policy*, 61, 1-13. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2016.03.010>

Stavridis, C., Patsakidou, T., & Katsifarakis, K. L. (2017). Use of groundwater resources in urban areas. Environmental benefits and cost considerations. *Procedia Environmental Sciences*, 38, 860-866. Stavridis 2017 Using GW in urban areas.pdf.

Theis, C. V. (1940). The source of water derived from wells. *Civil Engineering*, 10(5), 277-280.

Touhami, I., Chirino, E., Andreu, J. M., Sánchez, J. R., Moutahir, H., & Bellot, J. (2015). Assessment of climate change impacts on soil water balance and aquifer recharge in a semiarid region in South East Spain. *Journal of Hydrology*, 527, 619-629. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.05.012>

Tuinhof, A., Dumars, C., Foster, S., Kemper, K., Garduño, H., & Nanni, M. (2002). *Gestión de recursos de agua subterránea. Una introducción a su alcance y práctica* (gestión sustentable del agua subterránea. conceptos y herramientas, p. 6) (serie de notas informativas). New York, USA: World Bank.

Wakode, H. B., Baier, K., Jha, R., & Azzam, R. (2018). Impact of urbanization on groundwater recharge and urban water balance for the city of Hyderabad, India. *International Soil and Water*



- Conservation Research*, 6(1), 51-62. Recuperado de <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2017.10.003>
- Wang, L., Dong, Y., Xu, Z., & Qiao, X. (2017). Hydrochemical and isotopic characteristics of groundwater in the northeastern Tennger Desert, Northern China. *Hydrogeology Journal*, 25(8), 2363-2375. Recuperado de <https://doi.org/10.1007/s10040-017-1620-2>
- Weber, H. S., Wisemann, G., Wittekindt, H. (1974). *Geologische Übersichtskarte der Republik El Salvador* (Map). Hannover, Alemania: Bundesanstalt für Geowissenschaften und Rohstoffe.
- Westenbroek, S. M., Kelson, V. A., Dripps, W. R., Hunt, R. J., & Bradbury, K. R. (2010). *SWB - A modified thornthwaite-mather soil-water-balance code for estimating groundwater recharge*. U.S. Geological Survey Techniques and Methods 6-A31.
- Westenbroek, S. M., Engott, J. A., Kelson, V. A., & Hunt, R. J. (2018). *SWB Version 2.0—A soil-water-balance code for estimating net infiltration and other water-budget components* (Report N.º 6-A59; techniques and methods). USGS Publications Warehouse. Recuperado de <https://doi.org/10.3133/tm6A59>
- Weyl, R. (1961). *Die Geologie Mittelamerikas*. Berlin, Alemania: Gebrüder Bornträger.
- Williams, H., & Meyer-Abich, H. (1955). Volcanism in the southern part of El Salvador with particular reference to the collapse basins of

Coatepeque and Ilopango. *University of California Publications in Geological Sciences*, 32, 1-64.

Wright, K. A., & Xu, Y. (2000). A water balance approach to the sustainable management of groundwater in South Africa. *Water SA*, 26(2), 167-170.

Yihdego, Y., & Waqar, M. (2017). The move from safe yield to sustainability and manage yield. *Global Journal of Human Social Sciences*, 17(1), 24-29.