

Proyecto financiado por la Comisión Europea en el marco del proyecto WATERCLIMA-LAC: Gestión de Zonas Costeras



 **Centro del Agua**
para América Latina y el Caribe

FUNDACIÓN
FEMSA

 Tecnológico
de Monterrey

 **BID**
Iniciativa de Agua y Medio Ambiente

Modelación numérica para la determinación de flujos subterráneos. Sitio Piloto: La Paz, Baja California Sur, México

Coordinador:

Dr. Arturo Hernández Antonio

Participantes:

M.C. Juan Antonio Torres Martínez

M.C. Nathalie Ingrid Brandebourger

Dr. Abrahan Mora

Dr. Jürgen Mahlkecht

Monterrey, Nuevo León, México, noviembre de 2017

Contenido

I.	Introducción.....	1
1.1.	Problemática	7
1.2.	Objetivos.....	11
1.2.1.	Objetivos generales.....	11
1.2.2.	Objetivos particulares	11
1.3.	Estructura del documento.....	12
II.	Marco teórico	13
2.1.	Hidrogeología: Conceptos básicos	13
2.1.1.	Clasificación de acuíferos.....	15
2.1.2.	Funcionamiento de acuíferos costeros.....	21
2.2.	Contaminantes en acuíferos	24
2.2.1.	Contaminación por fuentes naturales	29
2.2.2.	Contaminación producto de actividades antropogénicas	32
2.3.	Modelos matemáticos.....	34
2.3.1.	Modelos matemáticos para acuíferos	34
2.4.	Métodos de cálculo	36
2.4.1.	Método de diferencias finitas	36
2.4.2.	Método de volumen finito	37
2.4.3.	Método de elementos finitas.....	38
III.	Metodología	40
3.1.	Recolección de la información	41
3.1.1.	Mapas.....	41
3.1.2.	Estaciones climatológicas.....	41

3.1.3.	Información de extracciones, piezometría y calidad del agua	42
3.2.	Análisis de confiabilidad de información climatológica	42
3.2.1.	Consistencia de datos	44
3.2.2.	Homogeneidad de datos.....	44
3.2.3.	Independencia de datos.....	45
3.2.4.	Llenado de datos faltantes.....	46
3.3.	Estimación de la evapotranspiración	48
3.4.	Estimación de la recarga vertical.....	48
3.5.	Metodología de campo y laboratorio	51
3.5.1.	Química del agua.....	51
3.5.2.	Geofísica.....	52
3.6.	Preparación del modelo	54
3.6.1.	Protocolo de modelación.....	55
3.7.	Simulación y estrategias de calibración	58
3.7.1.	Simulación.....	58
3.7.2.	Calibración del modelo	63
IV.	Resultados y discusión	70
4.1.	Recolección de la información	70
4.1.1.	Climatología	70
4.1.2.	Geofísica.....	75
4.1.3.	Estimación de la recarga vertical	80
4.1.4.	Calidad de agua	84
4.2.	Preparación del modelo y ajuste.....	90
4.2.1.	Modelo conceptual	90

4.2.2.	Diseño del modelo	92
4.3.	Calibración y simulación.....	103
4.3.1.	Calibración en régimen estacionario	103
4.3.2.	Calibración en régimen transitorio	111
V.	Conclusiones y recomendaciones.....	115
5.1.	Conclusiones.....	115
5.2.	Recomendaciones	117
VI.	Referencias.....	119

I. Introducción

Desde la formación de la Tierra, el planeta ha funcionado a través de una interacción compleja, la cual es interrelacionada y a la vez interdependiente, de subsistemas. Estos subsistemas son: La corteza terrestre (con sus múltiples componentes como la tectogénesis, vulcanismo, sismos, fallas geológicas, etc.); la hidrósfera (desde océanos, ríos, lagos, mares, los glaciares y hasta la nieve de las montañas); la atmósfera (con su función de regulación de temperatura favoreciendo el desarrollo de los ecosistemas); el Sol y la Luna. Se entiende entonces, que al encontrarse interrelacionados estos subsistemas, cualquier pequeña variación tiene influencia directa sobre el ciclo hidrológico (

Figura 1.) (Sánchez-Santillán et al. 2014; Kleidon & Renner 2013; Conde 2007)



Figura 1. Ciclo hidrológico. (USGS, 2015)

De acuerdo con la Organización de las Naciones Unidas para la Educación, Ciencia y Cultura (UNESCO, 2009), el derecho humano al agua es indispensable para una vida digna y para la realización de otros derechos humanos, como el derecho a la vida, a un nivel de vida adecuado, a la vivienda, a la alimentación y a la salud. Además, también estipula que cada uno debe disponer de agua suficiente, saludable, aceptable, físicamente accesible y asequible para su uso personal y doméstico, de igual forma en la legislación de nuestro país en el artículo 4to constitucional se contempla dicho derecho. Sin embargo, en muchas regiones a nivel mundial consideran al agua más que un derecho, un privilegio, por el solo hecho de que se está agotando y dificultando su extracción de algunas zonas, o bien se dispone de ella, pero no con la calidad necesaria para el consumo humano, provocando el incremento de su costo al potabilizarla y lucrar con ella. Por lo anterior, el líquido vital es un beneficio y daño, en ciertas latitudes del mundo es un recurso amado y deseado por su escasez en donde se le da un valor agregado y la población es consciente que es un recurso agotable pero indispensable, pero en otras regiones es odiada por la destrucción que provoca con huracanes e inundaciones.

Ahora bien, aunque en el planeta existen aproximadamente 1 400 millones de kilómetros cúbicos de agua, debido a la calidad que presenta no toda es apta para el consumo humano, lo cual se refleja en que de dicha cantidad sólo 2.5% lo encontramos como agua dulce (PNUMA 2007; Oude Essink 2001; Fetter 2001), de este porcentaje, el agua la ubicamos principalmente en los ríos, lagos, acuíferos, glaciares y mantos de hielo. En esta distribución tenemos que el 65% lo contienen los glaciares y mantos de hielo, lo cual la hace prácticamente inaccesible para el consumo humano. De ese 2.5 % encontramos que únicamente el 0.4% se localiza en las aguas superficiales, y a su vez se sitúa primordialmente en los lagos de agua dulce (

Figura 2). De ahí la importancia de preservar y encontrar mejores técnicas para el aprovechamiento y explotación de los recursos.

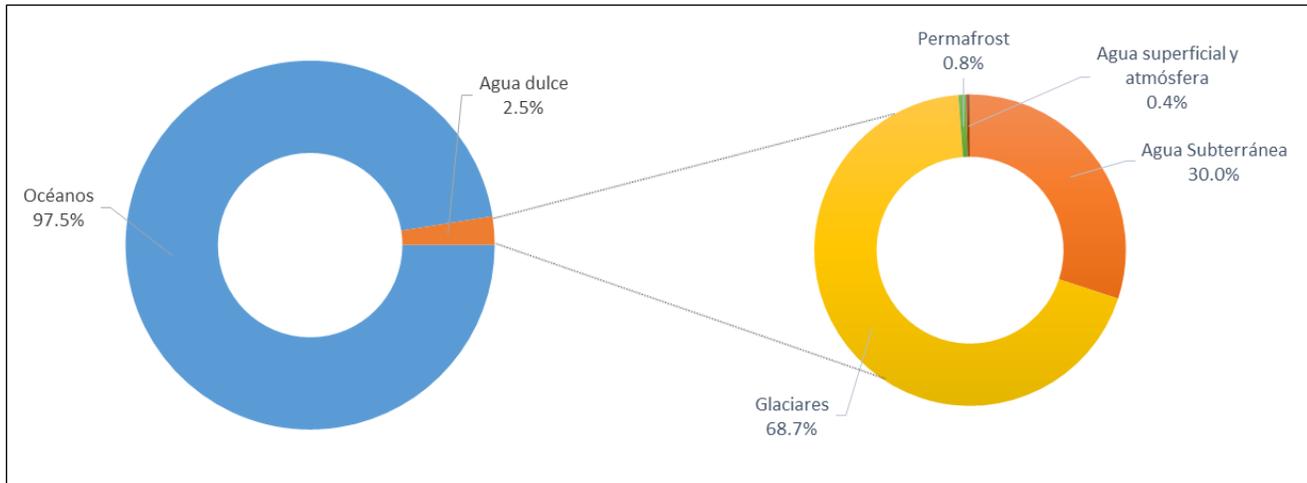


Figura 2. Distribución de agua en el planeta (PNUMA, 2007). Elaboración propia

La disponibilidad hídrica en México varía de acuerdo con la geografía del país. En el norte, México presenta poca lluvia dando lugar a un clima árido y semi-árido, ya que solo se presenta aproximadamente un 25% de la lluvia total del país; mientras en el sur a pesar de ser menor área territorial llueve aproximadamente 50% (

Figura 3). El estado más seco es Baja California, con una precipitación promedio de 199 mm por año, mientras que Tabasco recibe aportaciones de 2588 mm de agua cada año. Por lo anterior, Baja California cuenta con una disponibilidad hídrica menor a 5 km³ (CVIA, 2015).

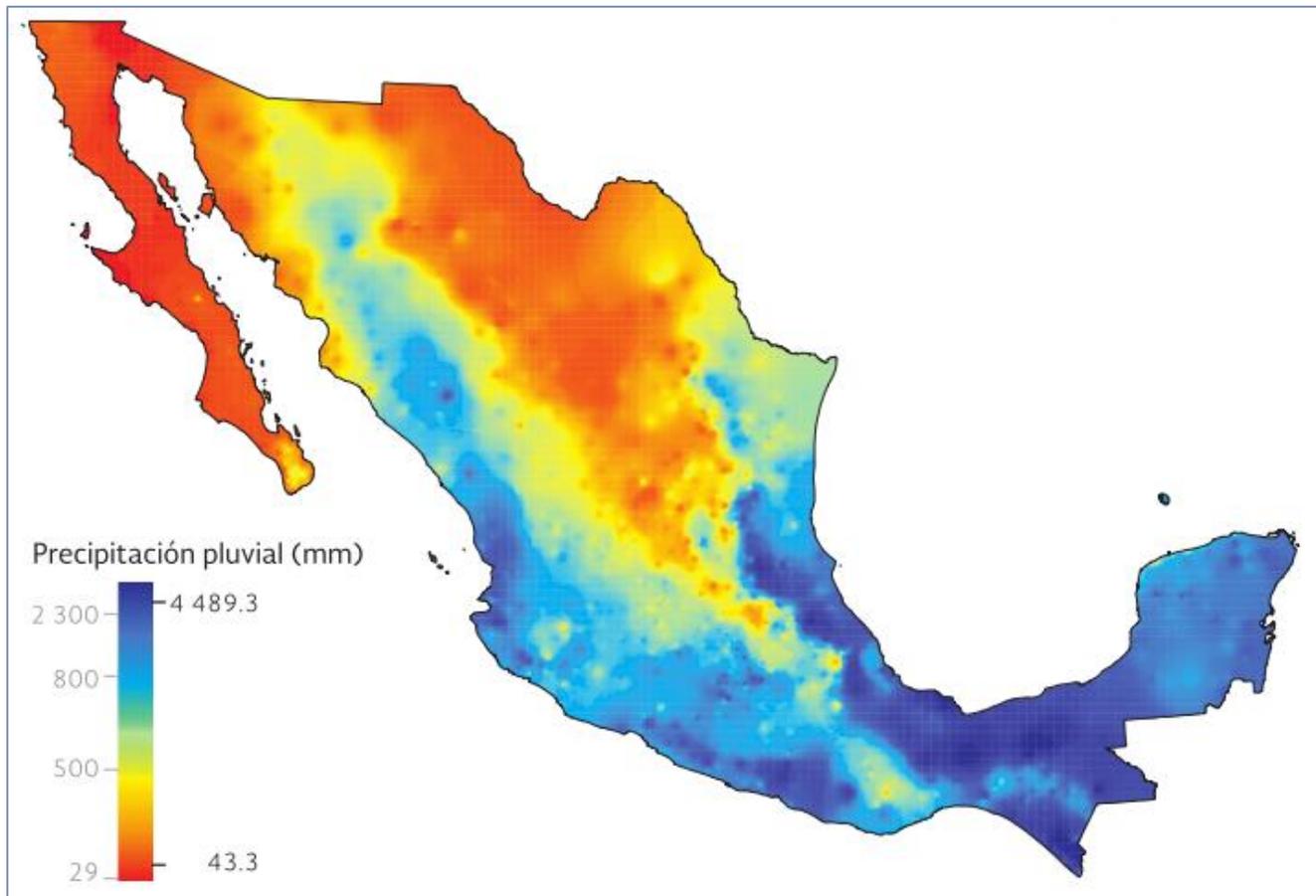


Figura 3. Precipitación media anual para el periodo 1981-2010 (CONAGUA, 2015)

En México para el desarrollo de las actividades productivas, se abastece de agua en un 61.3% de fuentes superficiales y un 38.7% proviene de fuentes subterráneas; dicha agua es aprovechada en cuatro sectores: agricultura (76.7%); abastecimiento público (14.2%); industria autoabastecida (4.2%); y generación de energía eléctrica, excluyendo la hidroelectricidad (4.9%) (CONAGUA, 2015).

Por lo anterior, y debido a que el abastecimiento subterráneo representa casi un 40% del total, México decidió realizar una división de las unidades hidrogeológicas, lo cual representa que en el país existan 653 acuíferos, sin embargo, a causa del crecimiento de la población y las condiciones climáticas, existe un estado de sobreexplotación tanto en las cuencas hidrológicas como en los acuíferos. En el año 2011, a causa de dicha sobreexplotación, México emitió zonas de veda para la extracción de agua subterránea, con el fin de subsanar el estado en el que se encontraban, siendo 160 zonas de veda,

decretadas o acordadas durante el periodo de 1948 a 2007 (CONAGUA, 2011), y dichas acciones rindieron frutos, ya que para el año 2015 se redujeron las zonas de veda a 145 () (CONAGUA, 2015).

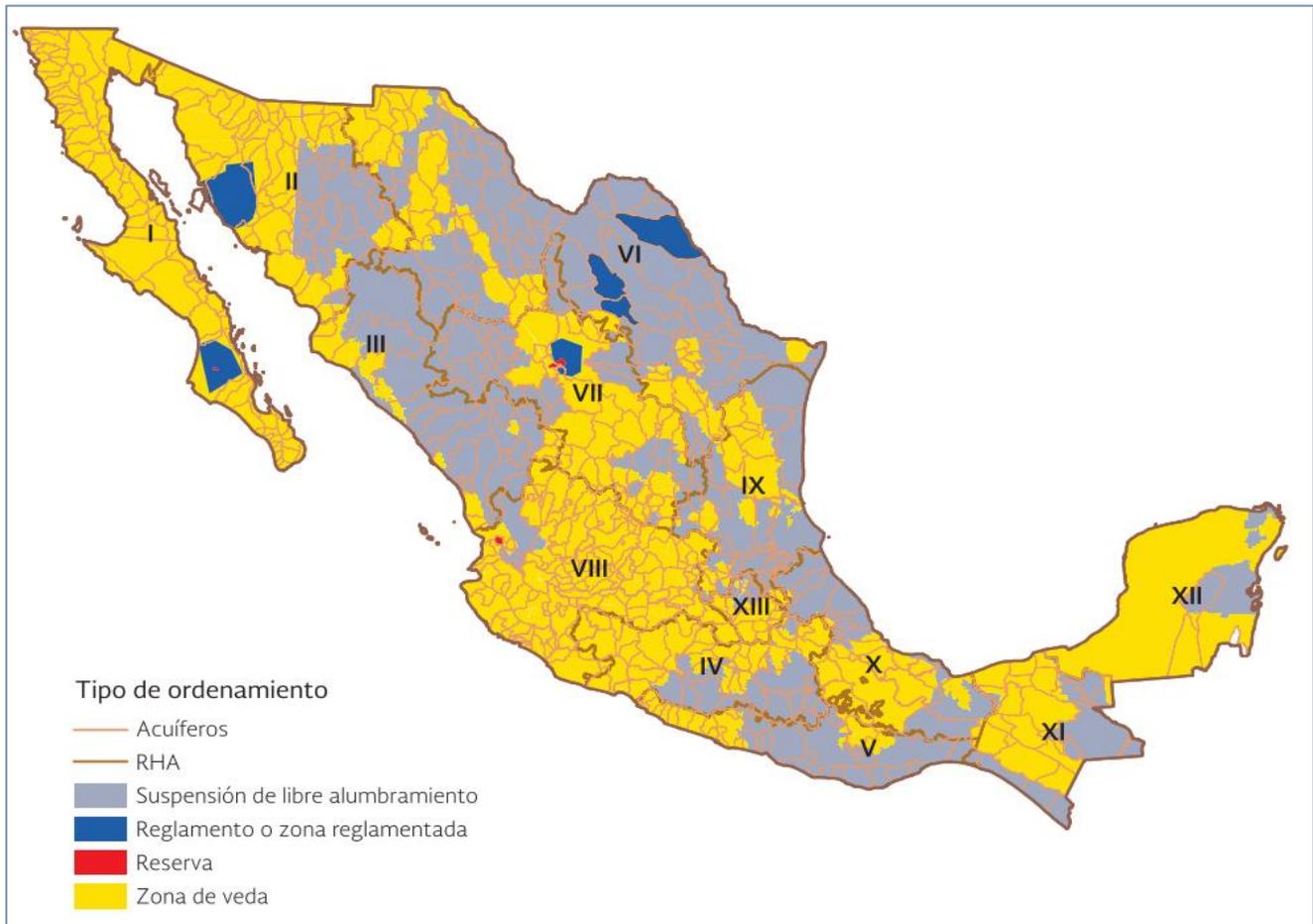


Figura 4. Ordenamiento y regulación de extracción de agua subterránea (CONAGUA, 2015)

Estas zonas se clasifican en 3 tipos, zonas de veda en las que no es posible aumentar las extracciones sin peligro de abatir peligrosamente o agotar los mantos acuíferos; zonas de veda en las que la capacidad de los mantos acuíferos sólo permite extracciones para usos domésticos; y zonas de veda en las que la capacidad de los mantos acuíferos permite extracciones limitadas para usos domésticos, industriales, de riego y otros. De los acuíferos sobreexplotados del país se extrae el 55% del agua subterránea para todos los usos (CONAGUA, 2015). Compaginado con la problemática de

sobreexplotación, se presenta el fenómeno de salinización de suelos y la presencia de aguas subterráneas salobres, lo cual puede ser origen de diferentes procesos, donde los más comunes son los altos índices de evaporación en regiones donde los niveles de agua subterránea son someros, los procesos de interacción agua-roca originando alta salinidad por disolución de minerales y por producto de procesos durante la precipitación (Liu et al. 2016; CONAGUA 2015; Hamouda et al. 2013; Mongelli et al. 2013; Nur et al. 2012; Sappa et al. 2012; van Weert & van der Gun 2012; Lambrakis 2006; Foster et al. 2003) México no es la excepción en la salinización de acuíferos sobreexplotados, de acuerdo con la Comisión Nacional del Agua, en diciembre de 2014, se tenía el registro de 31 acuíferos que presentaban evidencias de salinidad en suelos y agua salobre con presencia de suelos salinos y agua salobre (

), ellos localizados principalmente en la Península de Baja California, las costas del estado de Sonora y en la región del Altiplano Mexicano, donde interactúan condiciones climáticas, intrusión marina y salinización producto de actividades antropogénicas (CONAGUA, 2015).

El efecto de la sobreexplotación se origina debido a que la tasa de extracción es mayor a la tasa de recarga; si ésta es prolongada conduce al deterioro de los acuíferos, con consecuencias tanto para la economía como para la vida de la población (Zhou 2009; Paniconi et al. 2001; Dottridge & Abu Jaber 1999; Adams & Macdonald 1998). Lo anterior exige la búsqueda de soluciones ante la problemática que presenta la sociedad del norte del país ante un desabasto de agua, del cual el agua disponible presenta evidencias de mala calidad.

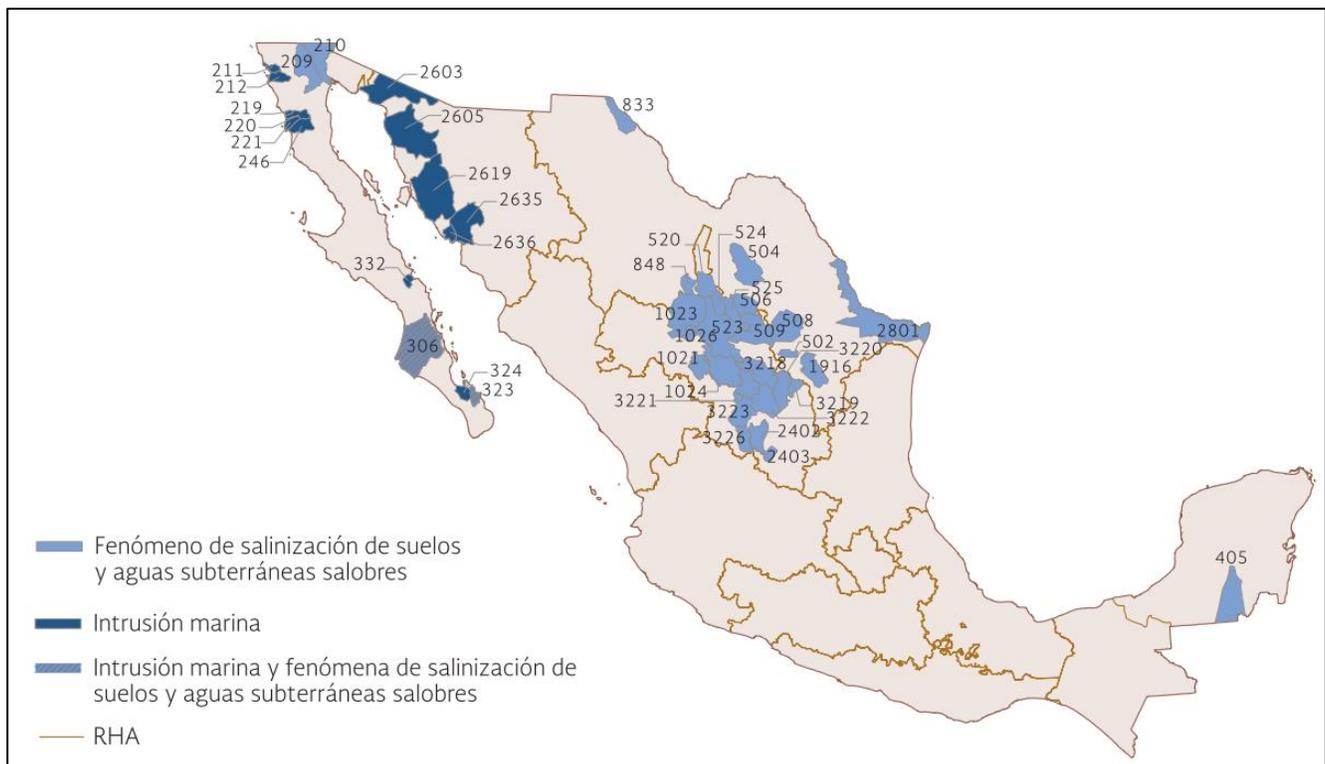


Figura 5. Acuíferos con intrusión marina y/o salinización de suelos y agua subterránea (CONAGUA, 2015)

1.1. Problemática

La disponibilidad de los recursos varía dependiendo de la región del mundo, ya que al estar incluso a mismas latitudes se cuenta con una gran diversidad en cuanto a calidad y cantidad. Existen casos donde por las condiciones geográficas es necesario realizar asentamientos humanos en lugares donde las condiciones climáticas no son las idóneas, estableciéndose en climas semi-desérticos o en el peor de los casos en zonas desérticas, donde la disponibilidad de agua es muy baja (Alwathaf & El Mansouri 2012; Huo et al. 2007; Paniconi et al. 2001; Dottridge & Abu Jaber 1999). Por estas condiciones la precipitación es escasa y comúnmente se recurre a utilizar las reservas existentes de agua subterránea.

Debido a las necesidades del hombre al realizar los asentamientos en dichas zonas se incrementa la demanda producto de la necesidad de actividades productivas, principalmente agricultura, ganadería e industria (Mantoglou, Papantoniou, & Giannouloupoulos, 2004; Oude Essink, 2001; Paniconi et al.,

2001). La agricultura es una de las que más demanda agua por la necesidad en la producción de cultivos por las condiciones climáticas adversas (Huo et al., 2007; Kukuric & Vliet, 2008).

Utilizar las reservas de agua no es un problema, sin embargo, es un recurso que no es permanente, por lo que extracciones constantes conducen a un desabasto al descender el nivel freático del acuífero, problema común en la mayoría de los acuíferos con las condiciones mencionadas con anterioridad, provocado por extracciones desequilibradas en comparación con el volumen recargado por la escasa cantidad de precipitación (Zhou 2009; Voudouris 2006; Petalas & Lambrakis 2006).

México, por su situación geográfica se ve en la necesidad de aprovechar las reservas de agua subterránea para abastecer a las ciudades, lo cual con el paso del tiempo ha disminuido de un 70% hasta un 61% (CNA, 2001; CONAGUA, 2015). Lo anterior conlleva a que exista la sobreexplotación de los acuíferos, disminuyendo con el tiempo la calidad del recurso. El país presenta este problema en 106 de 653 acuíferos según la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA, 2015), lo que conduce a tener problemáticas ambientales, sociales, políticas y económicas, dando origen a la declaración del agua como un bien estratégico para la seguridad nacional (CNA, 2001), ya que un desabasto o un abastecimiento de mala calidad conducirían a crisis de los ámbitos antes mencionados provocando la desestabilidad del país. Baja California Sur, se sitúa en la región Noroeste de México siendo una de las más áridas del país donde la precipitación es escasa y por ende el agua subterránea se vuelve la fuente principal de abastecimiento para satisfacer las necesidades de la población. La cuenca de La Paz, por sus condiciones topográficas está delimitada de tal forma no existen ríos o flujos superficiales permanentes que permitan el abastecimiento a la población y únicamente cuenta con el acuífero La Paz para satisfacerlas. El acuífero La Paz, a partir de la década de los 70's presentó un déficit generado por el estrés hídrico, es decir, una sobreexplotación del acuífero por un uso desmedido del recurso hídrico. De acuerdo con algunas investigaciones, La Paz en los últimos años ha acentuado el déficit hídrico y a su vez dado indicios de contaminación por intrusión salina (CIGSA, 2001; Cruz-Falcón, Troyo-Diéguez, & Salinas-González, 2007; Gaona-Zanella, 2014; Monzalvo, 2010) decretándose como un acuífero en veda.

Adicional a lo anterior, La Paz es una zona de turismo donde las necesidades de agua son importantes para llevar a cabo dicha actividad económica por lo que el desarrollo comercial y turístico promueve la búsqueda de soluciones ante la falta de agua y contaminación de la misma evitando el deterioro del acuífero, ya que dadas las condiciones ha disminuido la actividad agrícola de la región, ello ante la falta de consideración de los agricultores en realizar un cambio tecnológico que beneficie el aprovechamiento del acuífero.

Los factores anteriores conducen a la motivación de la investigación, y con ello la búsqueda de modelar el funcionamiento del acuífero ante la sobreexplotación, analizarlo e interpretar la información para generar un plan estratégico del aprovechamiento de los recursos hídricos considerando que las zonas del norte de México dependen directamente del agua subterránea en virtud de la poca oferta superficial y el crecimiento exponencial de la población, no ofrecen un panorama optimista en cuanto a la sostenibilidad del recurso en la región. Algunas de las alternativas de solución son la construcción y puesta en operación de una planta desalinizadora, lo cual permitirá disminuir el grado de presión existente sobre el acuífero (Alcolea, Renard, Mariethoz, & Bertone, 2009; van Weert, van der Gun, & Reckman, 2009), satisfaciendo la necesidad de abastecimiento para la población, adicionalmente es indispensable la conservación y modernización de las redes de abastecimiento de agua para la población, ya que comúnmente debido al alto grado de interacción con la sal sufren de corrosión generando fugas en el sistema (Saghi & Aval 2015; Tuinhof et al. 2011; Puust et al. 2010). Con lo anterior, es plausible la elaboración de un plan de gestión de las extracciones (Renau-Pruñonosa et al. 2016; Datta et al. 2009; Kourakos & Mantoglou 2009; van Weert et al. 2009; Mantoglou & Papantoniou 2008) al ser una zona de veda donde se verifique que los caudales correspondan a la cantidad concesionada, de tal modo que permitan la recarga del acuífero; adicionalmente puede ser recargado de forma artificial mediante proyectos de represas que permitan la infiltración del agua en zonas de importancia, evitando la descarga en el mar y con ello contrarrestar el avance de intrusión salina (Datta et al., 2009; Kacimov, Sherif, Perret, & Al-Mushikhi, 2009; Kopsiaftis, Mantoglou, & Giannouloupoulos, 2009; van Weert et al., 2009); finalmente tecnificar las zonas agrícolas y aprovechar al máximo el recurso hídrico considerando las limitaciones existentes en la región. Con todo lo anterior se busca dar solución además de la actual situación de la contaminación por intrusión salina, que combinado con el

cambio climático se intensificarán considerando una disminución en la precipitación, aumento de temperatura, de nivel del mar y con ello el incremento de la cuña marina, originando además el fenómeno de sequía subterránea (Colombani & Mastrocicco 2016; Tam et al. 2016; Vurro et al. 2016; Yang et al. 2015; Ali et al. 2012; SEMARNAT & INECC 2012; Green et al. 2011; Mishra & Singh 2010; Ranjan et al. 2009; Melloul & Collin 2006; Lambrakis & Kallergis 2001; Sherif & Singh 1999).

Una de las alternativas para interpretar la problemática actual del acuífero es la generación de un modelo matemático que describa los diversos procesos que interactúan en el agua subterránea (Alwathaf & El Mansouri 2012; Cobaner et al. 2012; Abd-Elhamid & Javadi 2011; Henderson et al. 2009; Kopsiaftis et al. 2009; Perera et al. 2009; Papadopoulou et al. 2009; van Weert et al. 2009). Existen diversos modelos, los cuales pueden ser de 1D, 2D ó 3D, los cuales emplean diversas técnicas de cálculo, siendo las más usuales las de diferencias finitas y elementos finitos. Para el caso de estudio se utilizará el código numérico llamado Finite Elements Subsurface Flow & Transport Simulation System, (FEFLOW), el cual es un modelo matemático aplicable para 2D y 3D, que utiliza como método de cálculo los elementos finitos, dicho método es una técnica de análisis que permite realizar aproximaciones que generan soluciones de diversos problemas de ingeniería. Existen cuatro aproximaciones para la formulación del método de elementos finitos, que son el método directo, el método variacional, el método de los residuos ponderados y el método del balance de energía (Zienkiewicz et al., 2005; Huebner et al., 1995; Pepper y Stephenson, 1995) . En el ámbito de problemas relacionados con agua subterránea, los métodos más utilizados dentro de los elementos finitos son el de residuos ponderados y el variacional, en donde teóricamente las formas y tamaños de los elementos pueden ser diferentes, tomando los valores puntuales distintas variables como lo pueden ser el nivel piezométrico, la carga de presión o la concentración.

1.2. Objetivos

1.2.1. Objetivos generales

El objetivo general del trabajo consiste en desarrollar un modelo de flujo hidrodinámico tridimensional, e identificar el avance de la cuña salina en la unidad hidrogeológica del Acuífero de La Paz, Baja California Sur, a través del cual se permita establecer cuáles son las condiciones actuales, así como los efectos de diferentes variables hidrológicas en el mismo.

1.2.2. Objetivos particulares

Para lograr el objetivo general es necesario cumplir con algunos objetivos particulares, los cuales se describen a continuación:

- Determinar la calidad de la información de las estaciones climatológicas del área de estudio.
- Definir la geometría del subsuelo mediante exploración geofísica.
- Elaboración de un modelo hidrogeológico conceptual del acuífero, considerando la distribución espacial de las variables hidráulicas, así como los elementos de forma y mecanismos de recarga y descarga del sistema.
- Determinación de la magnitud de las componentes de la ecuación de balance de aguas subterráneas, y con ello conocer la disponibilidad hídrica del acuífero.
- Construcción de un modelo tridimensional de simulación hidrodinámica del acuífero utilizando el código numérico Finite Elements Subsurface Flow & Transport Simulation System (FEFLOW), para su comparación con cada una de las componentes del balance de aguas subterráneas.
- Construcción de un modelo tridimensional de transporte químico, simulando los efectos de la intrusión salina en el acuífero utilizando el código numérico.

1.3. Estructura del documento

En este primer capítulo se da una introducción a la problemática que generó el interés de realizar la investigación en el área de estudio (La Paz, B.C.S.), describiendo así mismo los objetivos del proyecto tanto generales como particulares y las hipótesis que se pondrán a discusión.

En el segundo capítulo se aborda el marco teórico, en el cual se describen las definiciones de algunos conceptos básicos de la hidrogeología, explicando desde el punto de vista geológico lo que es un acuífero, así como sus diferentes clasificaciones desde diferentes enfoques como características litológicas, tipo de porosidad de rocas o la presión hidrostática en el acuífero. Se incluyen además los antecedentes del área de estudio de modelación matemática de acuíferos y el fenómeno de intrusión salina.

En la sección tres se enuncia la metodología a seguir durante el desarrollo del proyecto de investigación, describiendo las ecuaciones de flujo y transporte en medio poroso. Así mismo, se describe la serie de pasos necesarios para la modelación numérica.

En el capítulo cuatro, se presenta el caso de estudio, contemplando aspectos de características generales de la región, características climáticas, geológicas e hidrogeológicas, hidroquímica, así como estudios previos para dicha región, de tal forma que con la integración de ellos apoyen en la idealización del modelo conceptual del área.

En el apartado cinco, se reportan los resultados producto de la modelación matemática, en flujo e intrusión salina, haciendo una evaluación del estado actual.

El capítulo seis, se enuncian una serie de conclusiones tanto generales como particulares, así como algunas recomendaciones después de evaluar el estado actual del modelo del acuífero.

Finalmente, se exhiben las referencias utilizadas durante el desarrollo del reporte.

II. Marco teórico

Para lograr el desarrollo que ofrece esta investigación, es necesario comprender cómo es el funcionamiento de los acuíferos, particularmente los acuíferos costeros; cuáles son los posibles modelos o códigos matemáticos que podrían resolver la interrogante principal; cuáles son las características que se han presentado en la modelación de otros acuíferos costeros, las modelaciones de contaminantes realizadas en otras zonas de estudio, así como las investigaciones realizadas en el acuífero de La Paz. Con el fin de satisfacer lo anterior y cumplir con los objetivos de la investigación, a continuación, se describe cada una de las bases teóricas previamente mencionadas.

2.1. Hidrogeología: Conceptos básicos

El agua producto de la precipitación, o de la escorrentía superficial, por su naturaleza líquida se mueve por la superficie de la tierra, lo cual permite que cierto porcentaje de ella se infiltre a través de los poros, penetrando en lo que se le conoce como *zona no saturada*, cuya característica es que representa la zona más superficial de la corteza terrestre, y es en ella donde se generan la mayor parte de los procesos físicos, químicos y biológicos, proporcionando las condiciones adecuadas para el desarrollo de la vegetación en la superficie (Finsterle et al., 2008; Cassiani, et al., 2006; Todd y Mays, 2005; Domenico y Schwartz, 1998; Bedient et al., 1994; Freeze y Cherry, 1979;).

Una parte de ésta agua se evapora o es liberada a través de la transpiración de las plantas, sin embargo, el porcentaje restante sigue su camino infiltrándose hacia zonas más profundas, alcanzando la región que se le conoce como *zona vadosa*, cuya característica principal es que es una zona intermedia donde se encuentra material mineral, agua, aire y distintos gases almacenados, el espesor promedio de la zona no saturada varía comúnmente de los 5 a los 25 metros, en ocasiones alcanzando hasta los 100 metros. Si el agua sigue descendiendo, alcanza la zona saturada, en donde en el límite superior encontramos la frontera que comúnmente llamamos como *nivel freático* (Figura 6) (Martínez-Alfaro, et al., 2005; Mazor, 1997; Werner, 1996; Bedient et al., 1994).

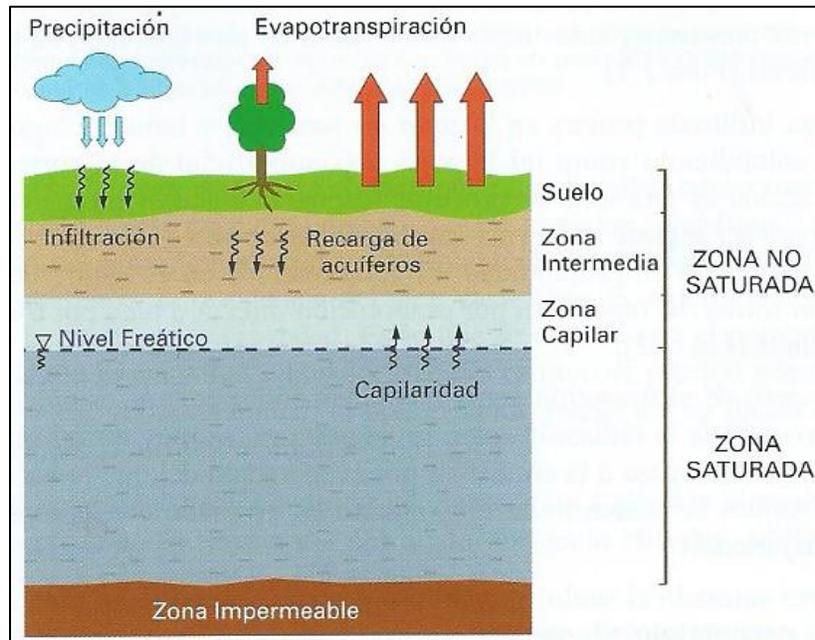


Figura 6. Clasificación de zonas del subsuelo por comportamiento del agua que se infiltra (Martínez-Alfaro et al., 2005)

Para que exista la recarga de un acuífero, es necesario el establecimiento de la zona de recarga superficial, la cual se le conoce como cuenca hidrológica, que dicho de otro modo, es la unidad del territorio superficial, normalmente delimitada por un parte aguas o divisoria de las aguas, que se delimita por una línea poligonal imaginaria formada por los puntos de mayor elevación en la zona de referencia, en donde el agua de las precipitaciones escurre de distintas formas, y esta se almacena o fluye hasta un punto de salida que puede ser el mar u otro cuerpo receptor interior, a través de una red hidrográfica de cauces que convergen en uno principal (CONAGUA, 2014; Todd & Mays, 2005).

De forma similar, en el área subterránea se delimita imaginariamente una zona de estudio en la cual se basa en las diferentes formaciones geológicas que hidráulicamente se conectan e interactúan entre sí, a través de las cuales el agua circula y/o se almacena en el subsuelo. Estas regiones se les conoce con el nombre de *acuíferos* y es de ellos de donde el agua es extraída para su explotación, uso y aprovechamiento (CONAGUA, 2015b; Bear y Cheng, 2010; Martínez-Alfaro et al., 2005; Todd y Mays, 2005; Werner, 1996; Bedient et al., 1994; Custodio y Llamas, 1976).

La recarga de un acuífero se lleva a cabo a un ritmo relativamente lento y si esa agua se extrae a un ritmo mayor, el volumen de agua almacenada disminuye pasando de un estado de equilibrio a uno de sobreexplotación, siendo las zonas más comunes con esta problemática aquellas donde las precipitaciones son escasas (Ebrahimi et al., 2016; Golovanova, 2015; Keesari et al., 2014; Weinthal et al., 2005). Otro de los factores que influyen en el déficit hídrico de los acuíferos es atribuido al incremento de la población, requiriendo de mayor cantidad de agua y por la extensión de las zonas de desarrollo de la vida diaria, disminuir las zonas de recarga para los acuíferos (Passarello et al., 2014; Ryu et al., 2012; Salman y Mualla, 2008; Freeze y Cherry, 1979).

2.1.1. Clasificación de acuíferos

Existen distintas clasificaciones para los acuíferos, una de ellas se realiza en función de las características de las rocas, dicha categorización se muestra a continuación:

Acuifugo: Es una formación geológica que se caracteriza por no poseer capacidad de circulación ni de retención de agua, es decir, es una unidad absolutamente impermeable. Generalmente está formado por roca no alterada o no fracturada, y su principal característica es que tiene como función confinar a otros sistemas subterráneos, y además se encuentran a muy altas profundidades (**Figura 7**) (Hispagua, 2017; Sánchez-San Román, 2014; Bear y Cheng, 2010; Todd y Mays, 2005; Fetter, 2001; Werner, 1996; Custodio y Llamas, 1976).



Figura 7. Conceptualización de un acuífero. Elaboración Propia

Acuicludo: Este tipo de formación geológica se caracteriza por ser una roca porosa cuya permeabilidad es baja, sin embargo, a diferencia del acuifugo, sí permite almacenar cierta cantidad de agua, hasta

llegar al punto de alcanzar la saturación, no obstante, el agua almacenada bajo gradientes hidráulicos comunes no es posible transmitirse. Comúnmente funcionan como capa confinante (**Figura 8**) (Hispagua, 2017; Sánchez-San Román, 2014; Martínez-Alfaro et al., 2005; Todd y Mays, 2005; Fetter, 2001; Mazor, 1997; Schnoor, 1996; Werner, 1996; Bedient et al., 1994; Freeze y Cherry, 1979; Custodio y Llamas, 1976).

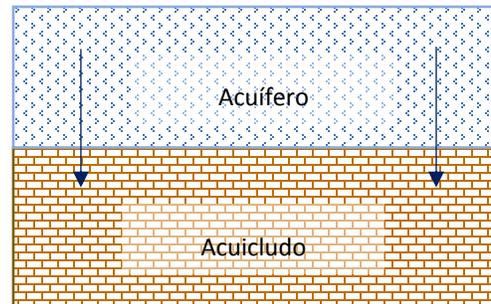
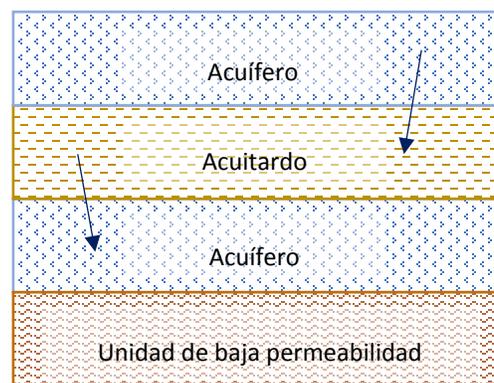


Figura 8. Conceptualización de un acuicludo. Elaboración Propia

Acuitardo: La formación geológica se caracteriza por ser de baja permeabilidad, con propiedades de almacenar agua y transmitirla lentamente hacia diferentes unidades acuíferas, a lo cual se le atribuyen características semi-confinantes (**Figura 9**; [Error! No se encuentra el origen de la referencia.](#)) (Hispagua, 2017; Sánchez-San Román, 2014; Bear y Cheng, 2010; Martínez-Alfaro et al., 2005; Todd y Mays, 2005; Fetter, 2001; Domenico y Schwartz, 1998; Schnoor, 1996; Werner, 1996; Bedient et al., 1994; Freeze y



Cherry, 1979; Custodio y Llamas, 1976).

Figura 9. Conceptualización de un acuitardo. Elaboración Propia

Acuífero: Es el estrato cuya formación permite almacenar agua y la circulación de la misma a través de poros, grietas o fracturas, en grandes cantidades debido a su alta permeabilidad. También se le conoce como unidades acuíferas (**Figura 9**) (Sánchez-San Román, 2014; Bear y Cheng, 2010; Martínez-Alfaro et al., 2005; Todd y Mays, 2005; Foster et al., 2003; Fetter, 2001; Domenico y Schwartz, 1998; Mazor, 1997; Schnoor, 1996; Werner, 1996; Freeze y Cherry, 1979; Custodio y Llamas, 1976).

Existen otras clasificaciones, las cuales pueden realizarse de acuerdo con distintas características como las litológicas, el tipo de porosidad o por la presión hidrostática mediante la cual se establece su funcionamiento.

De acuerdo con las características litológicas, los acuíferos se dividen en: **Detríticos** (formado por roca fragmentada como arenas o gravas, con alta permeabilidad, su formación es por erosión o sedimentación), **carbonatados** (formado por estratos de alta porosidad como caliza, dolomias, mármol, margas calcáreas, con permeabilidad formada producto de disolución química mediante karstificación), **aluvial** (formado por un ambiente fluvial y como producto del abanico aluvial, de menor permeabilidad que los anteriores, producto de capas arcillosas y procesos de mineralización), **volcánica** (formado como su nombre lo indica, por rocas volcánicas, con alta permeabilidad y conexión mediana de poros, permitiendo infiltrar en ocasiones la mitad de la precipitación) (Hispagua, 2017; Todd y Mays, 2005; Domenico y Schwartz, 1998; Chilton, 1996; Custodio y Llamas, 1976).

De acuerdo con las características de los poros, los acuíferos también se pueden clasificar en: **poroso** (también conocido como no consolidado, se forma de sedimentos granulares sueltos como arenas o gravas, donde el agua ocupa el espacio entre los granos), **fisurado o de grietas** (es una unidad de roca consolidada, como areniscas, calizas no karstificadas, granitos, rocas extrusivas e intrusivas o gneises, la circulación es a través de las grietas y puede ser libre o con carga hidrostática) y **kársticos** (también conocidos como químicos o por disolución, donde se forma por rocas disueltas por el agua, con capacidad de almacenar gran cantidad de agua, las rocas karstificadas generalmente son calizas, dolomías, yesos y se desarrollan principalmente sobre rocas carbonatadas) (Hispagua, 2017; Todd y Mays, 2005; Domenico y Schwartz, 1998; Mazor, 1997; Werner, 1996; Freeze y Cherry, 1979; Custodio y Llamas, 1976).

Otra clasificación empleada con regularidad es la que se expresa en función a la presión hidrostática en la que trabaja, siendo la siguiente:

Acuífero libre: Conocidos también como *acuíferos no confinados o freáticos*. En este tipo de acuíferos existe una superficie libre y real del agua encerrada, que está en contacto con el aire y a presión atmosférica. Entre la superficie del terreno y el nivel freático se encuentra la llamada zona no saturada, que no es ni un acuitardo o acuícludo. El nivel freático define el límite de saturación del acuífero libre y coincide con la superficie piezométrica. Su posición no es fija, sino que varía en función de las épocas secas o lluviosas. La recarga también se puede producir a través de flujo subterráneo lateral o desde estratos inferiores o superiores (**Figura 10**) (Hispagua, 2017; Bear y Cheng, 2010; Martínez-Alfaro et al., 2005; Todd y Mays, 2005; Fetter, 2001; Domenico y Schwartz, 1998; Mazor, 1997; Schnoor, 1996; Werner, 1996; Bedient et al., 1994; Freeze y Cherry, 1979; Custodio y Llamas, 1976).

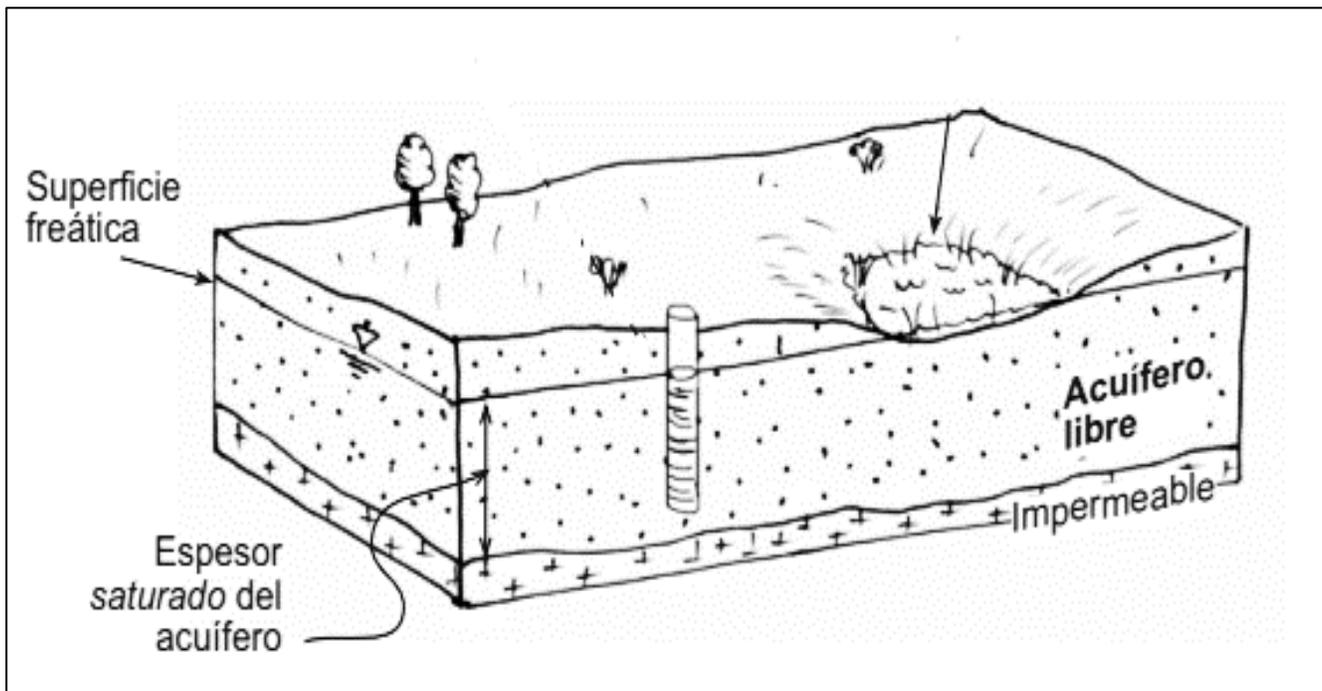


Figura 10. Conceptualización de un acuífero libre. (Sánchez-San Román, 2014)

Acuíferos confinados: Se les conoce también como cautivos, a presión o en carga. El agua está sometida a una presión superior a la atmosférica y ocupa totalmente los poros o huecos de la formación geológica, saturándola totalmente. No existe zona no saturada y tienen un espesor fijo. Al ser el límite superior una capa impermeable si las extracciones son excesivas se pueden generar consecuencias irreversibles ocasionando asentamientos y subsidencias del terreno. En este tipo de acuíferos al nivel freático se le conoce con el nombre de nivel piezométrico (**Figura 11; Error! No se encuentra el origen de la referencia.**) (Sánchez-San Román, 2014; Bear y Cheng, 2010; Martínez-Alfaro et al., 2005; Todd y Mays, 2005; Fetter, 2001; Domenico y Schwartz, 1998; Mazor, 1997; Schnoor, 1996; Werner, 1996; Bedient et al., 1994; Freeze y Cherry, 1979; Custodio y Llamas, 1976).

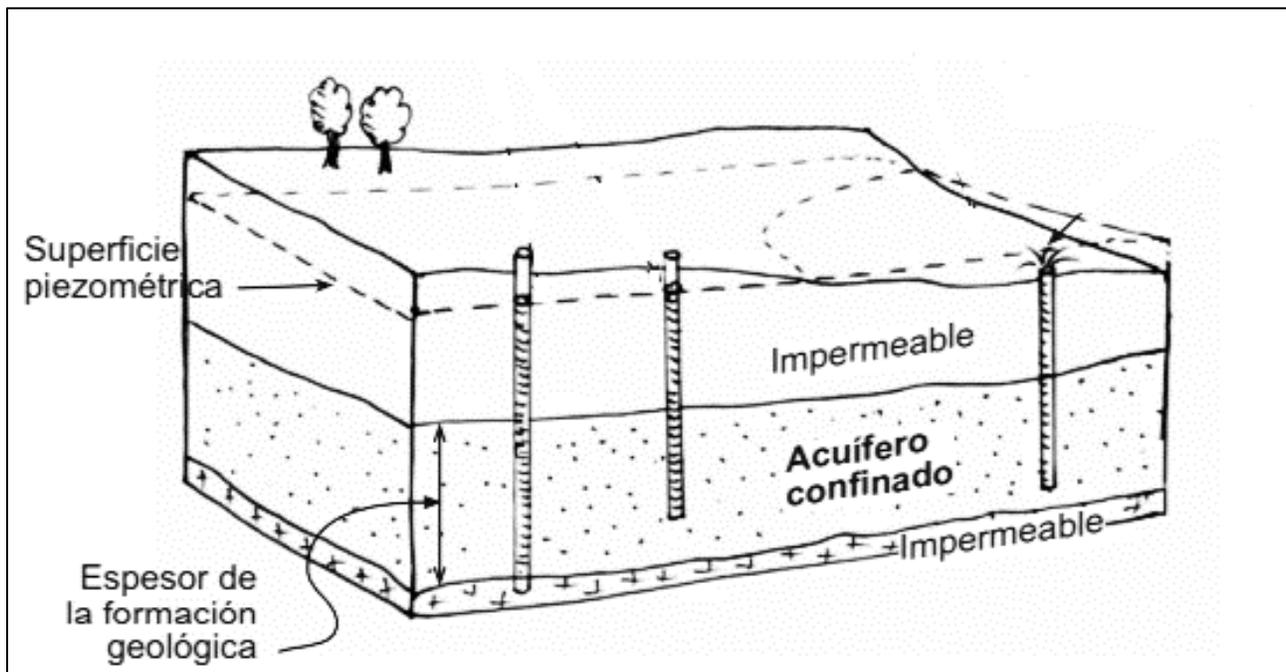


Figura 11. Conceptualización de un acuífero confinado (Sánchez-San Román, 2014)

Acuíferos semiconfinados: Estos acuíferos al igual que los confinados tienen un funcionamiento hidráulico de trabajo a presión superior a la atmosférica, sin embargo, a diferencia de ellos, se caracterizan por que el límite superior no es totalmente impermeable, ello debido a que la capa superior es un acuitardo, lo que permite la filtración vertical del agua y, por tanto, puede recibir recarga

o perder agua a través del límite superior o de la base. Este flujo vertical sólo es posible si existe una diferencia de potencial entre ambos niveles (**Figura 12**) (Hispagua, 2017; Sánchez-San Román, 2014; Bear y Cheng, 2010; Fetter, 2001; Werner, 1996).

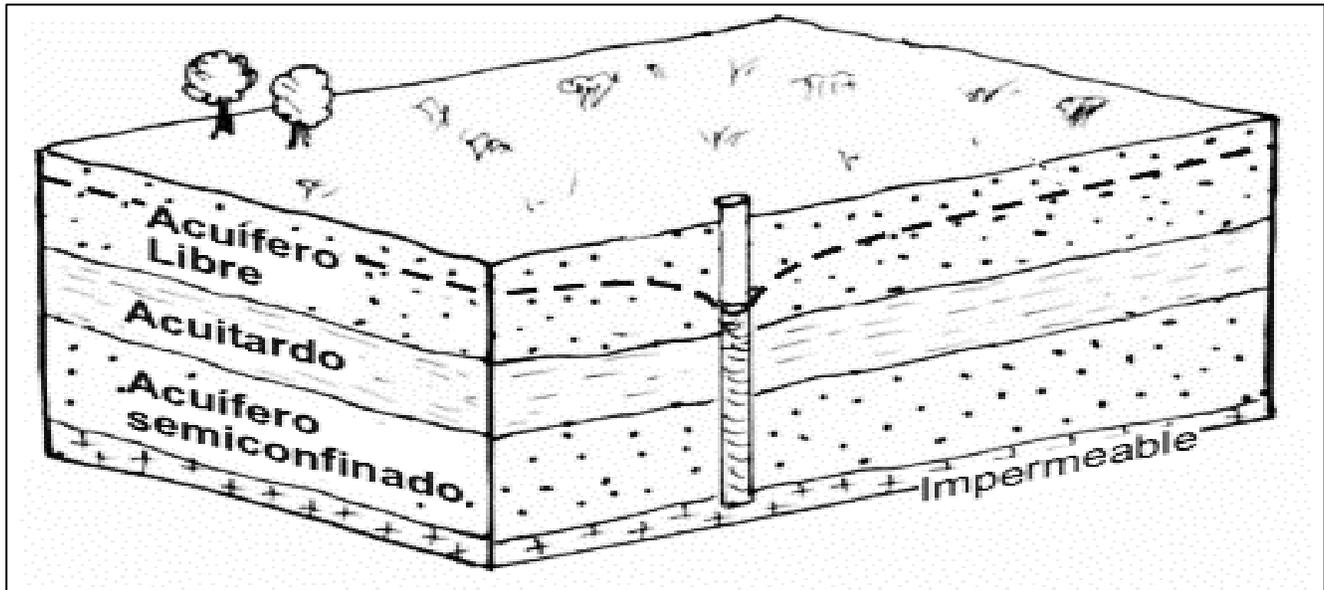


Figura 12. Conceptualización de un acuífero semiconfinado (Sánchez-San Román, 2014)

De manera natural, en una misma región, un sistema acuífero puede ser una combinación de acuífero libre, confinado y semiconfinado según sectores donde se localicen como se muestra en la **Figura 13**.

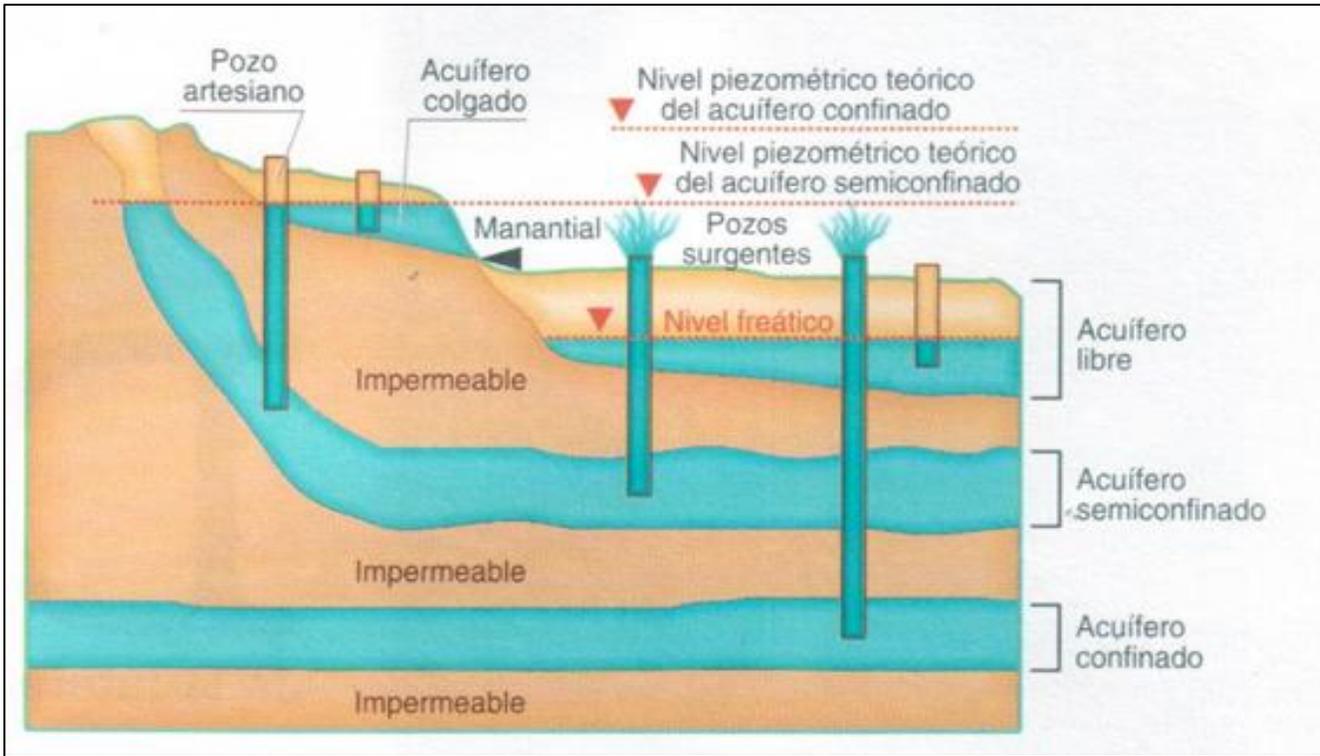


Figura 13. Tipos de acuíferos (Artinaid, 2013)

2.1.2. Funcionamiento de acuíferos costeros

Debido a su ubicación geográfica, por cuestiones naturales existen los acuíferos costeros, los cuales funcionan como cualquier acuífero, requieren de un proceso de infiltración de la lluvia a través de los poros o grietas en el suelo, y dicha agua, bajo condiciones naturales, se mueve lentamente hacia el mar. Debido a la interacción entre el agua dulce y el agua salada, se genera una capa mezclada producto de la intrusión salina (Todd y Mays, 2005; Domenico y Schwartz, 1998; Johannes y Hear, 1985; Bear, 1979; Custodio y Llamas, 1976). Se caracterizan además porque si se llevan a cabo extracciones de agua el nivel freático permanece constante con la diferencia que avanza la cuña de agua salada hacia la tierra.

La cuña de agua salada o cuña salina, es una masa de agua salada de gran longitud con sección en forma de cuña, apoyada en la base del acuífero y con el vértice tierra adentro, y es quien da origen al fenómeno de la intrusión salina, el cual es un caso especial de contaminación de acuíferos. Dicho fenómeno puede ser un movimiento permanente o temporal del agua salada tierra adentro, el cual

desplaza al agua dulce (Todd y Mays, 2005; Cheng et al., 1999; Domenico y Schwartz, 1998; Custodio y Llamas, 1976; Chow, 1964).

Entre la zona de la cuña de agua salada y el agua dulce, se genera una zona de interface, la cual no es brusca. A esta región de mezcla se le conoce como zona de difusión o de transición, la cual es una zona dinámica donde cambia conforme a las diferencias de densidades entre el agua dulce y salada, pero también conforme a la variación de los niveles piezométricos producto de recargas y extracciones que presenten ambas aguas (Vallejos et al., 2015; Todd y Mays, 2005; Domenico y Schwartz, 1998; Custodio y Llamas, 1976). La extensión de la cuña hacia la zona continental, está principalmente influenciada por los factores (Fadili et al., 2015; Hsieh et al., 2015; Vallejos et al., 2015; Shi y Jiao, 2014):

1. La tasa de recarga de agua subterránea de origen meteórico, la cual depende principalmente del clima y las condiciones geográficas de la región, lo cual es un factor dinámico.
2. La permeabilidad existente en el sistema hidrogeológico, factor sin posibles modificaciones temporales.
3. La tasa de bombeo (extracciones) en el acuífero.
4. La oscilación del nivel de agua de mar producto de las mareas.

En la siguiente figura (**Figura 14**) se esquematizan las fases de interacción agua dulce - agua salada en acuíferos costeros en un ambiente natural.

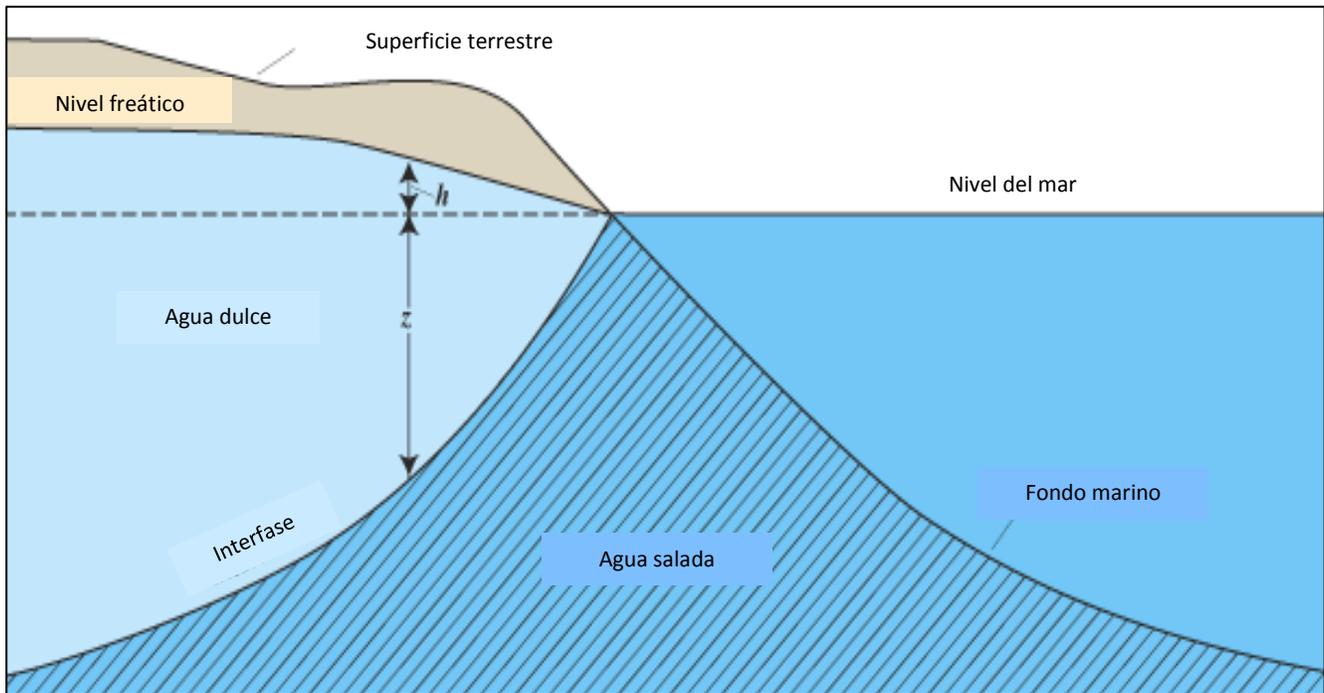


Figura 14. Fases en la interacción agua dulce – agua salada de acuíferos costeros (Modificado de Barlow 2003)

Otro efecto presente en las zonas costeras es la generación de conos de ascenso de agua salada o domos, los cuales son una zona de ascenso vertical de la masa de agua salada, generalmente producto de los bombeos en pozos, por lo que la posición y forma de la cuña descrita en la [Figura 14](#) es un caso relativamente irreal, generándose formas como las mostradas en la [Figura 15](#), que a su vez en la parte superior en la zona de agua dulce generan conos de abatimiento (Bear y Cheng, 2010; Maimone y Fitzgerald, 2001; Domenico y Schwartz, 1998; Motz, 1992; McElwee y Kemblowski, 1990; Custodio y Llamas, 1976).

sin embargo, la realidad es que pueden ser contaminados por múltiples agentes, tanto de forma natural producto de la interacción química del agua y el medio ambiente como por producto de desechos de las actividades del ser humano (Ghazavi y Ebrahimi, 2015; Focazio et al., 2002).

Debido a que el flujo subterráneo se desarrolla a una muy baja velocidad y por las condiciones físicas no es visible, hace que el proceso de identificación de focos de contaminación sea más tardado, por lo que cuando se detecta dicho estado es muy difícil o bien casi imposible recuperar la condición natural del acuífero, debido a que las técnicas de remediación exigen gran cantidad de tiempo e inversión económica lo que conduce a que no sea factible (Shrestha et al., 2016; Datta et al., 2011; Mahar y Datta, 2000). La situación da origen a una particular área de investigación en el tema de movimiento de contaminantes en agua subterránea, evaluándose los distintos métodos de transporte de los mismos.

El origen de la contaminación puede ser ocasionado de dos maneras: fuentes puntuales o fuentes difusas. Los contaminantes de fuentes puntuales, están asociados, como su nombre lo indica, con una ubicación de punto tal como un sitio de derrame de desechos tóxicos (**Figura 16**) (Loague y Corwin, 2005; Price, 2003; Domenico y Schwartz, 1998). Comparados con las fuentes difusas, las fuentes puntuales se caracterizan por lo siguiente:

1. Son más fáciles de controlar, ya que generalmente generan una pluma de contaminante bien definida
2. Son más fácilmente identificables y medibles puesto que se conoce la ubicación de la emisión.
3. Son generalmente más tóxicos.

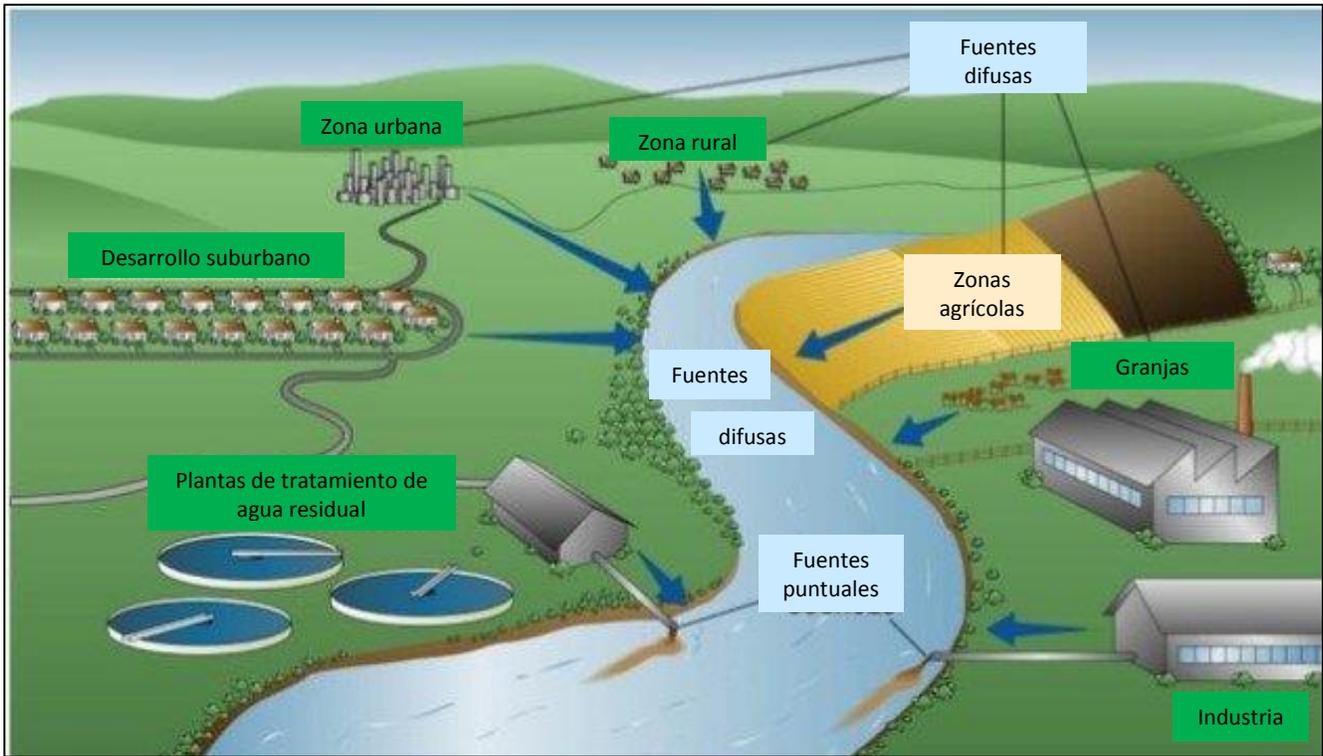


Figura 16. Fuentes puntuales y difusas más comunes (Modificado de MACC 2015)

Las fuentes no puntuales se refieren a fuentes de gran escala, donde se presenta un problema difuso de contaminación ya que el origen es difícilmente identificado, generalmente son producto de actividades humanas como pueden ser las prácticas agrícolas, descargas urbanas o industriales, deposición atmosférica (Figura 16) (Shen et al., 2012; Loague y Corwin, 2005; Price, 2003; Domenico y Schwartz, 1998). Para este tipo de fuente, a continuación, se enuncian sus principales características:

1. Es muy difícil o imposible determinar la fuente de contaminante.
2. Entran al medio ambiente en un área muy extensa y además de forma aleatoria o esporádica.
3. Con la presencia de eventos meteorológicos existe cierta probabilidad de que se presenten.
4. Pueden dar lugar a largo plazo, a efectos crónicos en la salud humana y a la degradación de las características de suelo y agua.

Además de la puntualización de los dos tipos de contaminación descritos, para el caso de agua subterránea, algunas investigaciones muestran que existen fuentes comunes de contaminación, las cuales pueden ser categorizadas en 6 grupos descritos en la **Tabla 1** y ejemplificados en la **Figura 17**. Ejemplos de fuentes de contaminación de agua subterránea (Modificado de Zaporozec et al. 2002). (USEPA, 2015; Zaporozec et al., 2002; Simmons et al., 2001; Domenico y Schwartz, 1998; Bedient et al., 1994; Zaporozec, 1981).

Tabla 1. Fuentes de contaminación de agua subterránea. Elaboración propia

Fuente	Ejemplos
1. Diseñada para la descarga de sustancias.	Percolación de tanques sépticos, pozos de inyección.
2. Diseñada para almacenar, tratar o disponer sustancias; descargas a través de liberación no planificada.	Rellenos sanitarios, vertederos al aire libre, depósitos radioactivos, etc.
3. Diseñada para retener sustancias durante transporte o transmisión.	Tuberías, derrames en transporte de materiales.
4. De descarga consecuencia de otras actividades planeadas.	Irrigación en agricultura, aplicación de pesticidas, aplicación de fertilizantes, granjas, escurrimientos urbanos, percolación de contaminantes atmosféricos, minería, etc.
5. Para proporcionar un conducto o que inducen descarga a través de patrones de flujo alterados	Pozos de producción (agua, petróleo, gas), pozos de monitoreo, pozos de exploración, excavaciones en construcción.
6. Naturales que debido a actividades antropogénicas crean o exacerban su descarga.	Interacciones de agua superficial y subterránea, intrusión de agua marina, salinización de agua, lixiviación natural, interacción agua-roca.

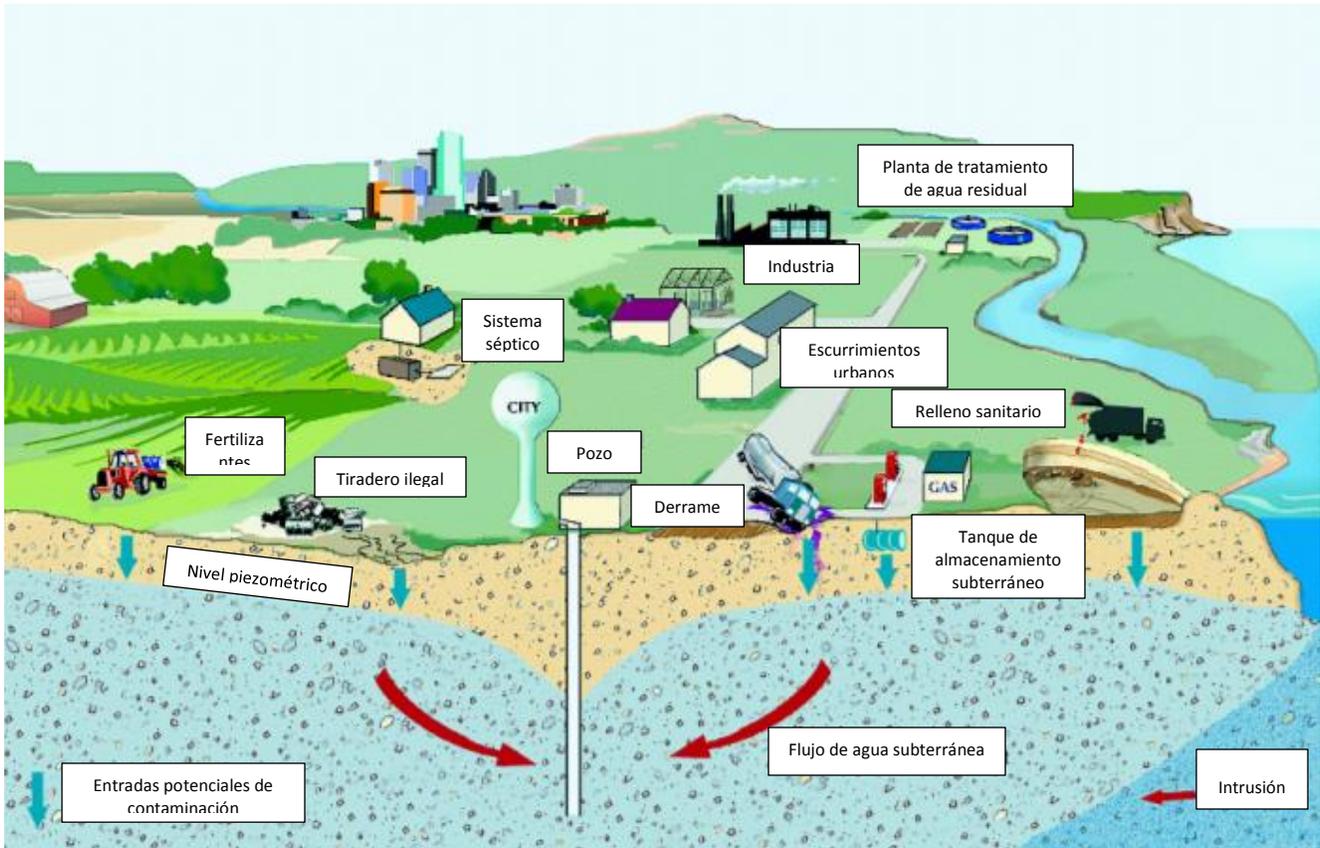


Figura 17. Ejemplos de fuentes de contaminación de agua subterránea (Modificado de Zaporozec et al. 2002).

De manera adicional a las fuentes de contaminación, existen una serie de factores naturales y antropogénicos que facilitan la contaminación de las aguas. Dichos factores se enlistan en la siguiente tabla (Tabla 2).

Tabla 2. Factores que facilitan la contaminación de las aguas (Gonzalez-Martineaux, 2007)

Factor	Condicionante
Clima	Intensidad, duración y frecuencia de las precipitaciones. Velocidad del viento. Temperatura.
Morfología del terreno	Relieve y pendiente. Longitud y forma de laderas.

Suelos	<p>Velocidad de infiltración.</p> <p>Sujeción del suelo.</p> <p>Propiedades mineralógicas.</p> <p>Rugosidad de la superficie.</p> <p>Profundidad de la capa de agua.</p>
Hidrología	<p>Tipo y velocidad de flujo.</p> <p>Cercanía a los recursos hídricos.</p>
Cubierta vegetal	<p>Deforestación.</p> <p>Fundición de pantalla protectora.</p> <p>Altura de cubierta vegetal.</p>
Tecnología	<p>Uso del suelo.</p> <p>Tipo de cultivo.</p> <p>Técnicas o métodos inadecuados.</p> <p>Eficiencia de la maquinaria utilizada.</p> <p>Proporciones y aplicaciones de productos.</p> <p>Prácticas de eliminación de maleza.</p>
Socioeconómico	<p>Presión demográfica.</p> <p>Falta de percepción de la fragilidad del suelo y degradación progresiva.</p> <p>Costo y mantenimiento de infraestructuras de conservación.</p>

Desafortunadamente, la mayoría de los acuíferos cuentan con escasa disponibilidad de información de contaminantes, razón por la cual es necesario desarrollar técnicas que permitan un alto rendimiento de modelación a través de un correcto pre-tratamiento de la información que permita pronosticar la situación actual de un acuífero.

2.2.1. Contaminación por fuentes naturales

La palabra contaminación o polución la mayoría de las veces es asociada a que es la degradación de ecosistema por actividades humanas, sin embargo, la contaminación también puede ser de origen natural. Por su naturaleza, el agua subterránea puede contener una gran variedad de elementos

químicos, de los cuales muchos son considerados como nutrientes para la vida, pero también puede contener otros que son dañinos tanto para la salud humana como para la vida de los ecosistemas, que ingresan al sistema de manera natural producto de una combinación de procesos como reacciones químicas que disuelven dichos elementos y son adicionados a la química del agua, o bien producto de procesos microbiológicos que adicionan nutrientes a la misma (Zaporozec et al., 2002). A continuación, en la **Tabla 3**, se enlistan las principales fuentes de origen natural y algunos ejemplos.

Tabla 3. Fuentes naturales de contaminación de agua subterránea

Fuente	Ejemplo
1. Sustancias inorgánicas	Iones mayoritarios (Na, K, Ca, Mg, Si, HCO ₃ , SO ₂ , Cl), constituyentes menores (As, F)
2. Metales traza	Al, Cd, Cr, Co, Cu, Pb, Ni, Ag, Zn, etc.
3. Elementos radioactivos	Rn, Ra, U
4. Compuestos orgánicos	Ácido húmico, pectinas, hidrocarburos
5. Microorganismos	Bacterias (por reducción de CO ₂ , generan CH ₄ ; por reducción de SO ₂ generan H ₂ S)
6. Intrusión de agua marina	Cuña natural por diferencia de densidades.

2.2.1.1. Intrusión de agua salina

La intrusión de agua marina o intrusión salina, es uno de los principales problemas de contaminación en la mayoría de los acuíferos costeros. Éste, puede ser ocasionado tanto por fenómenos naturales como por ejemplo los ciclos de las mareas producto de las fases lunares, que originan la interacción

del agua dulce con el agua salada, o bien por el incremento del nivel del mar ocasionado por el calentamiento global y cambio climático; como también generados producto de una mala gestión del acuífero en temas de explotación, lo cual conduce a una degradación de la calidad del agua para las diversas actividades humanas (abastecimiento poblacional, actividades agrícolas, ganaderas, industriales o de servicios).

El principal efecto consiste en un incremento de la salinidad al incrementarse las concentraciones de cloro (Cl^-) y sodio (Na^+), ocasionando que el agua no cumpla con las normas de salud para consumo humano, disminución en el potencial de producción agrícola, reducción de biodiversidad en acuática (crianza de peces y camarones), y en general, impactos negativos para los ecosistemas (Duan, 2016; Zghibi et al., 2014; Arslan y Demir, 2013; Khan et al., 2011; Tularam y Krishna, 2009; Rozema y Flowers, 2008; Escolero y Torres-Onofre, 2007; FAO, 2005; Cardona et al., 2004; Pulido-Leboeuf, 2004; Tuong et al., 2003; Soliman et al., 1998; Bedient et al., 1994; Suarez, 1989; van der Weijden y Middelburg, 1989).

2.2.1.2. Interacción agua-roca

Otra fuente de contaminación natural se origina producto de procesos y reacciones químicas generados por la circulación en el medio poroso, lo que caracterizan la mineralización de las aguas subterráneas y, por lo tanto, a partir de ellos el enriquecimiento o agotamiento de los elementos químicos de las aguas subterráneas (Redwan et al., 2016; González-Abraham et al., 2012; Möller et al., 2006; IGME, 2002). El intercambio isotópico entre el agua subterránea y los minerales cuando sucede a temperaturas típicas (no termales) es un proceso muy lento. Las composiciones isotópicas y químicas del agua reflejan la composición mineralógica de las rocas del acuífero y con ello es posible determinar el origen del agua. Para el caso del anión predominante evoluciona, por lo general, desde fases hidrogeoquímicas de tipo HCO_3^- (flujo local), pasando a fases tipo SO_4^{2-} (flujo intermedio), hasta alcanzar fases Cl^- (Flujos regionales) (Tóth, 2000). Para los cationes, depende de la litología por donde circula el agua, adicionándose Ca^{2+} en carbonatos donde predominan la calcita o plagioclasas cálcicas; $\text{Ca}^{2+} > \text{Mg}^{2+}$, en carbonatos de tipo dolomita y en rocas sedimentarias e ígneas.

2.2.2. Contaminación producto de actividades antropogénicas

2.2.2.1. Lixiviación en manejo de residuos

Debido a la escasa legislación de décadas pasadas, la regulación de la disposición de los residuos sólidos se encontraba muy laxa lo cual conducía a irregularidades en su manejo. Debido a que los residuos sólidos depositados se localizan en lugares abiertos, al ocurrir eventos de precipitación existe la posibilidad de un subflujo o infiltración donde a través de las capas del relleno el agua va absorbiendo residuos sólidos y sus subproductos, lo que conduce a la generación de lixiviados y de una forma no controlada, generando daños ambientales impactando directamente en agua subterránea como superficial, en ocasiones sin poder delimitar la pluma de contaminación producto de dichos desechos. Los efectos encontrados en las alteraciones químicas del agua consistían en la presencia de altas concentraciones de cloro, sodio, amonio, bicarbonato, óxidos ferrosos, carbono orgánico disuelto, metales pesados y diferentes compuestos orgánicos xenobióticos (Abd El-Salam & I. Abu-Zuid, 2015; Bedient et al., 1994; Fatta, Papadopoulos, & Loizidou, 1999; Jhamnani & Singh, 2009; Klinck & Stuart, 1999; Lorah, Cozzarelli, & Böhlke, 2009; Nagarajan, Thirumalaisamy, & Lakshumanan, 2012; Soliman et al., 1998)

2.2.2.2. Prácticas agrícolas (Plaguicidas y fertilizantes)

Otra fuente de contaminación recurrente es la originada por las prácticas agrícolas donde, producto del uso de fertilizantes y plaguicidas, se presenta con mayor frecuencia un incremento en las concentraciones de nitratos (Alagha, Said, & Mogheir, 2014; Aquilina et al., 2012; Bedient et al., 1994; Daesslé et al., 2014; Dimitriou & Mola-Yudego, 2017; Fernández, Grilli, Alvarez, & Aravena, 2017; González-Delgado & Shukla, 2014; Gu, Ge, Chang, Luo, & Chang, 2013; Iital, Pachel, & Deelstra, 2008; Jalali, 2005; Price, 2003; Rojas-Fabro, Pacheco-Ávila, Esteller-Alberich, Cabrera-Sansores, & Camargo-Valero, 2015; Weinthal et al., 2005). Las altas concentraciones de nitratos en el agua generan daños a la salud, los cuales en ocasiones pueden generar defectos genéticos en la población como el síndrome de bebé azul, cáncer, Alzheimer, demencia vascular, trastornos funcionales absortivos y secretivos de la mucosa intestinal, esclerosis múltiple, linfoma no Hodgkin, hipertrofia de tiroides, etc. (Espejo-Herrera et al., 2016; Jamaludin, Sham, & Ismail, 2013; Sengupta, 2013; Thorburn, Biggs, Weier, &

Keating, 2003). Así mismo, a raíz del uso excesivo de dichos productos, aunque con menor frecuencia, también se da un incremento en la concentración de fosfatos en suelos y agua (Abdel-Satar et al., 2017; Carpenter et al., 1998; Dimitriou & Mola-Yudego, 2017; Kourgialas, Karatzas, & Koubouris, 2017; van der Salm, van Middelkoop, & Ehlert, 2017), algunos de los impactos en la salud humana son piedras en los riñones, problemas gastrointestinales; y en el medio ambiente la eutrofización de cuerpos de agua (Carpenter et al., 1998; Sengupta, 2013); de igualmente se encuentran presentes los sulfatos, cuyas afecciones a la salud humana van son principalmente enfermedades gastrointestinales (Kaown, Koh, Mayer, & Lee, 2009; Kass, Gavrieli, Yechieli, Vengosh, & Starinsky, 2005; Oren, Yechieli, Böhlke, & Dody, 2004; Suthar et al., 2009).

2.2.2.3. Mecanismos de contaminación

Los contaminantes introducidos al sistema acuífero (suelo-roca-agua subterránea) se extienden en el sistema, si y solo si existe un mecanismo de transporte disponible. En el momento en que el contaminante alcanza al agua subterránea, existen varios procesos o mecanismos que determinarán su destino (Bedient et al., 1994; Domenico & Schwartz, 1998):

- Procesos físicos: advección, dispersión, evaporación, filtración y desgasificación.
- Procesos geoquímicos: reacciones acido-base, adsorción-desorción, intercambio iónico, oxidación-reducción, precipitación-disolución, retraso, y formación de complejos.
- Procesos bioquímicos: transpiración, respiración bacteriana, decaimiento y síntesis celular.

La zona no saturada es la parte más reactiva del sistema debido al ambiente suelo-agua-aire, el comportamiento suelo-planta y la actividad microbiológica, lo que hace que el sistema sea más vulnerable. Los contaminantes se transportan en el agua subterránea por dos procesos principalmente: por advección y dispersión.

2.3. Modelos matemáticos

Los modelos matemáticos consisten en realizar una representación de un fenómeno, lo más cercano a la realidad, aplicando distintos métodos, donde se efectúan desratizaciones ya sea en 1, 2 o 3 dimensiones dependiendo del estudio, la disponibilidad de información y recursos.

Utilizar modelación matemática en acuíferos permite al investigador analizar y comprender el funcionamiento de los mismos, consiguiendo con ello al simular el comportamiento una serie de alternativas que permitan optimizar los recursos y con ello obtener una gestión integral sustentable del agua subterránea (Bear & Cheng, 2010; Custodio & Llamas, 1976).

Para generar modelos matemáticos conceptualizados a la gestión de recursos en acuíferos es necesario conocer características básicas que permitan modelar adecuadamente como lo son la geometría del acuífero, sus parámetros hidrogeológicos, el comportamiento de las extracciones y direcciones de flujo subterráneo, y con ello simular y predecir el comportamiento de un sistema hidrológico, realizar análisis de riesgo y una gestión de acuíferos sustentables, evidenciando el resultado de políticas de administración que se piensen aplicar (Tinoco, 2008; Yang et al., 2015; Yeh, 2015).

Los modelos de flujo de agua subterránea tienen como finalidad comprender el funcionamiento de los sistemas y los procesos de flujo que ocurren en los mismos. Su principal utilidad consiste en brindar una base científica que permita tomar decisiones en la gestión de los recursos hídricos. Dentro de la clasificación de modelos, todos tienen la cualidad de ser modelos predictivos y/o calibrados.

Los modelos calibrados, son modelos que han sido modificados para que el modelo de salida más concuerde exactamente con los datos de observaciones históricas.

Los modelos predictivos se utilizan para predecir las consecuencias de introducir nuevas tensiones al sistema, tales como nuevos sistemas de bombeo.

2.3.1. Modelos matemáticos para acuíferos

Para el caso de la modelación de flujo subterráneo (acuíferos), los modelos matemáticos buscan representar el funcionamiento hidráulico a través de las distintas formaciones geológicas, y la

interacción que existe entre el agua superficial y subterránea, además, dichos modelos tratan de reproducir y caracterizar los acuíferos mediante simulaciones con diversos escenarios que permitan la optimización de los recursos. Muchos de los modelos de agua subterránea que se utilizan son modelos matemáticos determinísticos, los cuáles se basan en la conservación de masa, del momento y de la energía, y describen las causas y los efectos de las relaciones. Dentro de ellos podemos encontrar comúnmente los siguientes:

Nombre	Autor	Método de cálculo	2D	3D	Flujo	Transporte químico	Intrusión salina
FEMWATER /FECWATER	Lin et al. 1997	Elementos finitos	No	Si	Si	Si	
SHARP	Essaid 1990	Diferencias finitas	Si	No	Si	No	
AEM	Haitjema 1995	Elemento analítico		No	Si	No	
Hydrogeosphere (HGS)	Therrien et al. 2010	Elementos finitos		Si	Si	Si	
ZOOMQ3D	Jackson & Spink 2004	Diferencias finitas		Si	Si	Si	
Aquival	Capilla & Andreu 1996	Autovalores					
COMSOL Multiphysics	Li et al. 2009	Elementos finitos	Si	Si	Si	Si	
MOFAT	Katyal et al. 1991	Elementos finitos	Si	No	Si	Si	
VS2DT	Healy 1990		Si	No	Si	Si	
SUTRA	Voss 1984	Elementos finitos			Si	Si	
AQUIFEM-N	Townley 1990		Si	Si	Si	Si	
ASM (Aquifer Simulation Model)	Chiang et al. 1998		Si	No	Si	Si	
MOCDENSE	Sanford & Konikow 1985	Diferencias finitas			Si	Si	

SEAWAT	Langevin et al. 2003	Diferencias finitas	Si	Si	Si	Si	Si
MODFLOW	McDonald & Harbaugh 1984	Diferencias finitas			Si	No	
FEFLOW	Diersch 1988	Elementos finitos	Si	Si	Si	Si	Si

2.4. Métodos de cálculo

Cada método cuenta con sus particularidades que brindan ventajas y desventajas, dependiendo del problema a resolver. Los más sencillos son los modelos que incluyen el método de diferencias finitas ya que presenta una malla rectangular que simplifica el modelo y la entrada de datos. En cambio los modelos que utilizan la técnica de elementos finitos son más complejos, y con ello generan soluciones más precisas que con diferencias finitas, su principal ventaja es la variación del tamaño de la malla adaptándose a contornos irregulares del modelo y permitiendo refinar zonas de interés donde la información se requiera más detallada (Papadopoulou et al., 2009). A continuación, se definen los métodos más utilizados y algunas de sus características.

2.4.1. Método de diferencias finitas

El Método de Diferencias Finitas (FDM) es un método de carácter general que permite la resolución aproximada de ecuaciones diferenciales en derivadas parciales definidas en recintos finitos. Es de una gran sencillez conceptual y constituye un procedimiento muy adecuado para la resolución de una ecuación bidimensional. Su principal característica es que el dominio del modelo se conforma de una cuadrícula ortogonal, la cual puede ser uniforme o variable dependiendo de la complejidad del modelo, donde la retícula se hace más cercana en las regiones donde se requiere más detalle al ser un área de interés (**Figura 18**) (Bear & Cheng, 2010; Konikow, 2002).

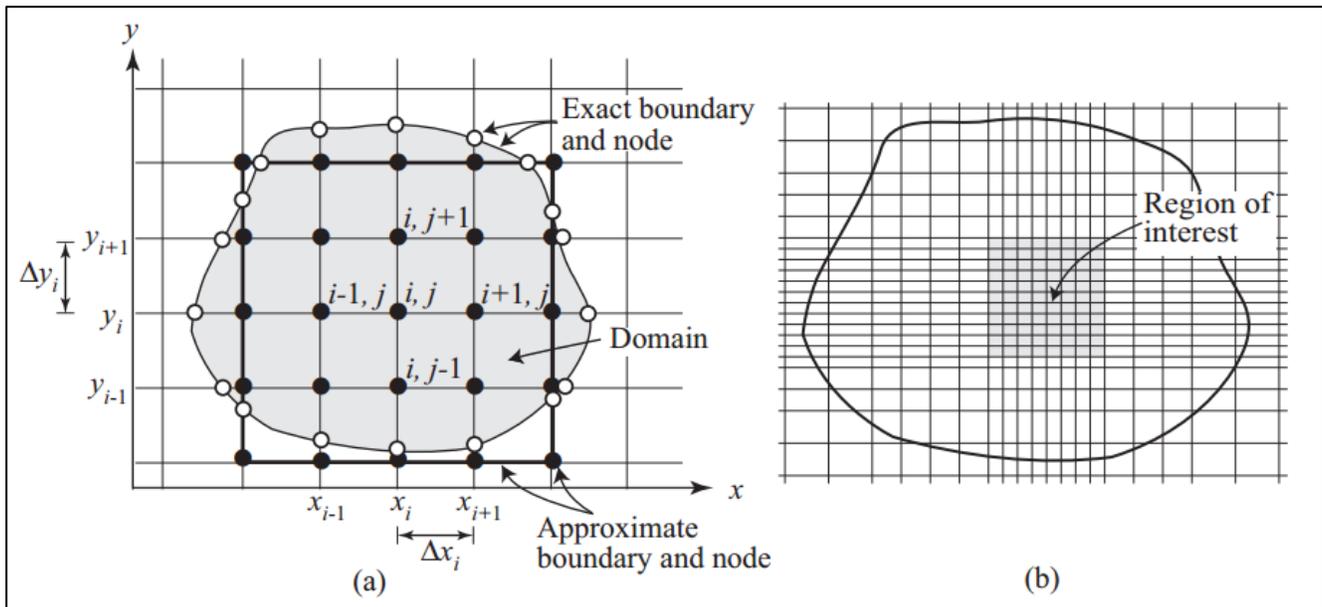


Figura 18. Ejemplos de mallado en FDM: a) Retícula uniforme, b) Retícula de espacio variable (Bear & Cheng, 2010)

2.4.2. Método de volumen finito

El método del volumen finito (FVM), se originó en la dinámica de fluidos computacional (CFD) para abordar algunas de las dificultades que no podía resolver el FDM, y se ha convertido en uno de los métodos más utilizados en CFD, con aplicaciones en la dinámica de agua subterránea (Eikelder, Boonkamp, Moonen, & Kumar, 2016; He & Ren, 2005; Lal, Wang, Moustafa, & Brown, 2010; Mönkeberg, 2012; Muyinda, Kakuba, & Mango, 2014). Una deficiencia de la FDM, es que se basa en una malla cartesiana regular, lo cual puede crear errores relativamente grandes alrededor del límite de un dominio considerado. El FVM permite que la distorsión de una malla rectilínea se ajuste a la geometría del límite de un problema. Las celdas resultantes (distorsionadas), son cuadriláteros convexos simples, las cuales además de adaptarse mejor al dominio, permite mayor densidad en zonas de interés obteniendo una solución más precisa (Figura 19). Otra ventaja del FVM es que se basa en la integración del principio de conservación de cantidades extensas, como la masa, el calor y el momento. A diferencia del FDM centrado en el nodo, donde el principio de conservación se satisface sólo si el tamaño de la rejilla se aproxima a cero, el FVM conserva la cantidad extensa dentro de cada celda (Bear & Cheng, 2010).

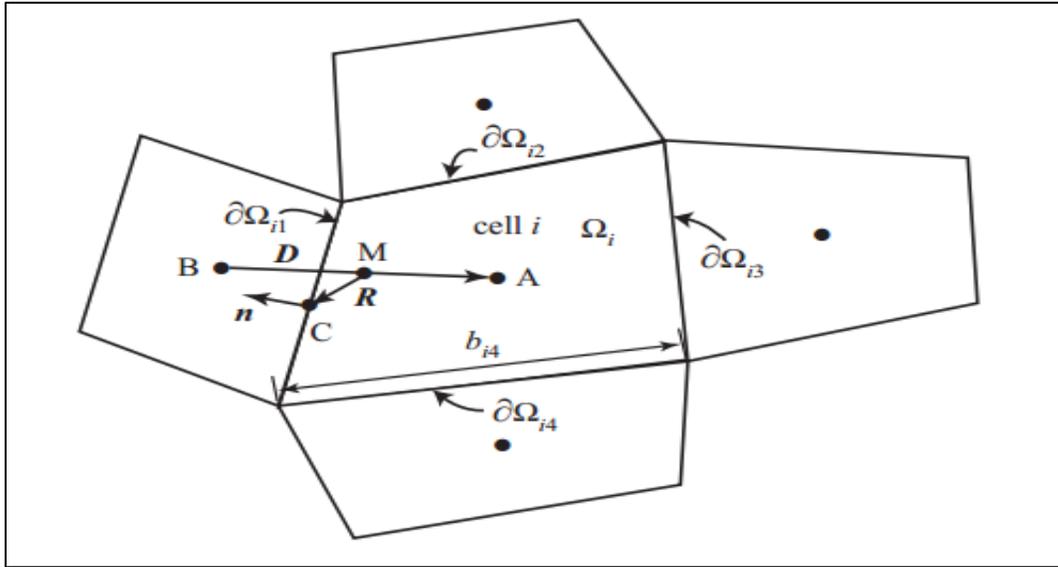


Figura 19. Esquema de malla distorsionada empleada en FVM (Bear & Cheng, 2010)

2.4.3. Método de elementos finitas

El origen del Método de Elemento Finito (FEM) se puede atribuir a los métodos de equilibrio desarrollados por Courant (Courant, 1943), quien a su vez empleó los trabajos de Ritz (1908) y Galerkin (1915), que se basan en la representación integral variacional (trabajo virtual) de una ecuación diferencial parcial (PDE) y en la minimización de tales funcionalidades para obtener soluciones aproximadas a las PDE elípticas (Bear & Cheng, 2010; Braess, 2002). En la solución aproximada de Courant, el dominio fue subdividido en un número de subdominios triangulares (elementos), y la solución fue representada, por pieza, en cada subdominio como una suma de funciones de base simples, tales como polinomios. Existen algunas formulaciones teóricas diferentes para el FEM, como el método de residuos ponderados, el método de Galerkin. El método de elementos finitos se basa en subdividir el dominio de la solución en un gran número de elementos triangulares. En lugar de definir una función global única y continua para la solución aproximada, se representa la solución usando un número de funciones de interpolación local, cada una definida dentro de un elemento dado. Dentro de cada elemento, la solución es típicamente representada por un pequeño número de valores discretos, y un polinomio de bajo grado se utiliza para la interpolación.

Existen cuatro aproximaciones para la formulación del método de elementos finitos, que son el método directo, el método variacional, el método de los residuos ponderados y el método del balance de energía (Zienkiewicz et al., 2005; Huebner et al., 1995; Pepper y Stephenson, 1995) . En el ámbito de problemas relacionados con agua subterránea, los métodos más utilizados dentro de los elementos finitos son el de residuos ponderados y el variacional, en donde teóricamente las formas y tamaños de los elementos pueden ser diferentes, tomando los valores puntuales distintas variables como lo pueden ser el nivel piezométrico, la carga de presión o la concentración.

A continuación, en la **Figura 20**, se muestra un ejemplo de las diferentes configuraciones en 2D y 3D del FEM.

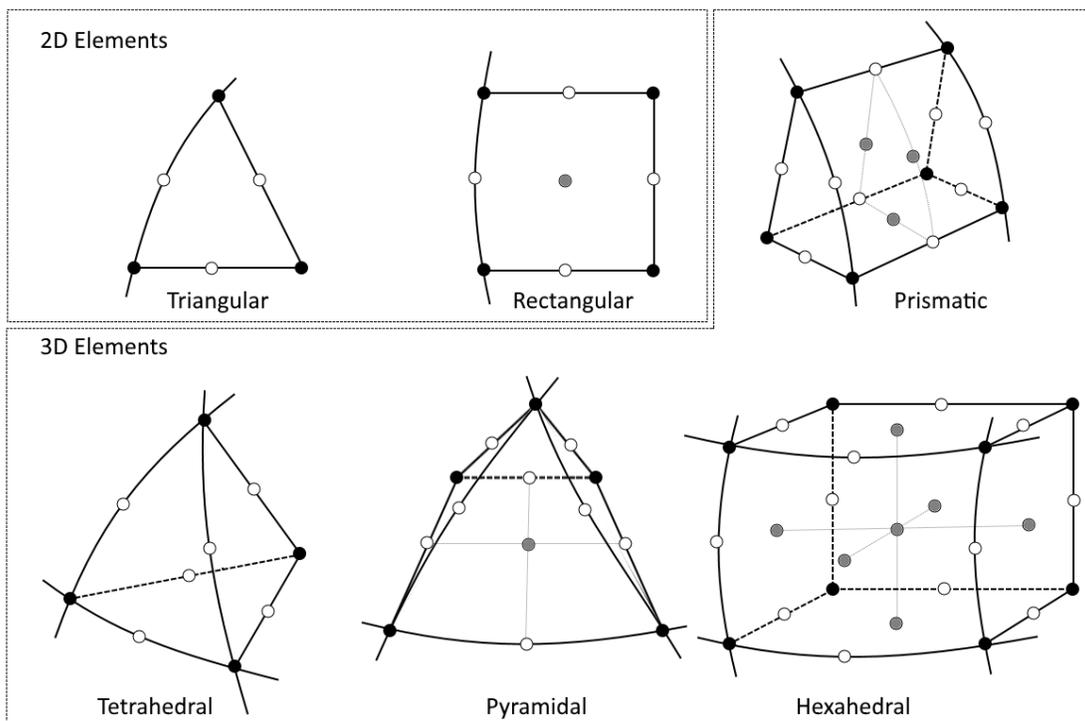


Figura 20. Esquema de diferente tipo de malla de FEM en 2D y 3D (COMSOL, 2017)

III. Metodología

Dada la necesidad de resolver la problemática de la estimación del flujo de agua subterránea en el acuífero La Paz, se propone la implementación de un modelo matemático, por lo cual es necesario satisfacer una serie de pasos para su construcción y utilización. Las fases en que se divide para su correcto desarrollo son las siguientes:

1. Toma de datos / Recolección de la información
2. Preparación y ajuste
3. Calibración y simulación del modelo matemático.

Adicionalmente, es necesario realizar ciertas simplificaciones y/o suposiciones, las cuales serán las principales limitantes del modelo:

- La primera limitante es la disponibilidad de la información de entrada, ya que a principal fuente serán estudios previos en la región.
- La calidad de la información, ello debido, a que no se sabe cómo se realizaron los estudios, por lo que es necesario evaluar mediante distintas pruebas su calidad.
- Las reclasificaciones de diferentes mapas para ajustarlos al dominio del modelo.
- Las características del suelo somero y los estratos que constituyen el sistema acuífero.
- La modelación conjunta con recursos superficiales.
- Los porcentajes de infiltración producto de los retornos de riego.
- La calibración por la limitante de información en niveles piezométricos y pruebas de bombeo.
- Para la zona de estudio, como limitante adicional, no existe información de estaciones hidrométricas del Banco Nacional de Datos de Aguas Superficiales (BANDAS) de la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), por lo que no es considerado el flujo superficial.
- No existen estaciones cercanas al dominio del modelo con información de la Red Nacional de Monitoreo de la Calidad del Agua (RNM), por lo que la información de calidad solo es proveniente de reportes y actividades propias.

3.1. Recolección de la información

Para la etapa de recolección de la información, es necesario identificar las diferentes variables que incluirá el modelo y la disponibilidad de la información, caso contrario deberá ser generada mediante actividades de campo y/o laboratorio. En esta investigación la información proviene de entidades gubernamentales, estudios previos, así como actividades de campo y laboratorio. La información para este trabajo proviene de mapas y series históricas climáticas (precipitación y temperatura) como de actividades en el acuífero (niveles piezométricos, extracciones).

3.1.1. Mapas

La principal entrada del modelo proviene del uso de mapas, los cuales fueron obtenidos mediante el portal de geoinformación de la Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO), los cuales son de formato vectorial, donde de acuerdo con la temática utiliza diferentes códigos para identificar las variables. Otra fuente de información para los mapas fue a través del Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI) complementando la base de datos anterior.

Los mapas utilizados de la CONABIO fueron: hidrología, tipo de suelo, geología regional, uso de suelo y vegetación, división política estatal y municipal, e hidrogeología. De la base de datos del INEGI, se utilizó la información para la topografía de la zona de estudio utilizando un Modelo Digital de Elevaciones del Continuo de Elevaciones Mexicano (CEM 3.0), el cual permite utilizar imágenes satelitales de alta resolución para la generación de topografía, donde la resolución utilizada fue de 15 metros.

3.1.2. Estaciones climatológicas

La información climatológica necesaria para las variables de entrada del modelo fue obtenida mediante la base de datos del Climate Computing Project (CLICOM), de la cual se obtuvieron las series históricas de precipitación y temperatura. CLICOM es un sistema de software de manejo de datos climatológicos desarrollado por las Naciones Unidas, en el cual se contemplan observaciones diarias para cada una de las diferentes estaciones del país, donde se puede encontrar información del periodo de 1920 a 2012, dicho periodo no necesariamente puede encontrarse continuo para toda la base de datos, además de que la información no lleva un control de calidad en la entrada de datos.

3.1.3. Información de extracciones, piezometría y calidad del agua

La información utilizada para la caracterización de los pozos de explotación fue obtenida de dos fuentes principales. De reportes y estudios previos se obtuvo información constructiva como los es profundidades de los pozos y diámetros. La información de las extracciones se obtuvo de la base de datos del Registro Público de Derechos de Agua (REPGA) de la Comisión Nacional del Agua, de donde se obtuvieron las coordenadas oficiales de los aprovechamientos, como el volumen anual concesionado.

De forma análoga, para la información referente a la piezometría del acuífero y calidad del agua, se utilizó información brindada por la Comisión Estatal del Agua de Baja California Sur, así como de estudios realizados en la región.

Adicionalmente para el aspecto de calidad de agua, se realizó una campaña de muestreo en julio de 2015, con el fin de conocer la evolución de la química del agua en un mayor número de sitios.

3.2. Análisis de confiabilidad de información climatológica

Como se mencionó anteriormente, la información climatológica de la base de datos oficial no cuenta con una verificación en cuanto a la calidad, puede ser que en ocasiones se presenten errores debido a las lecturas de la estación como equipo o bien a errores sistemáticos ocasionados por las lecturas del personal. Por tal motivo, es indispensable evaluar la calidad de la información climática recopilada (series de precipitación) ello debido a que serán insumo base para la estimación de los parámetros iniciales de la recarga del acuífero. Dicha evaluación se realizará mediante pruebas estadísticas con el fin de verificar la homogeneidad y consistencia de las series. Para las series de precipitación se aplicarán las siguientes pruebas estadísticas: prueba de Helmert, prueba de Secuencias, prueba t de Student y Cramer con el fin de verificar la homogeneidad de las series, además se aplicará la prueba de la curva masa doble.

El proceso de obtención de obtención y verificación de la información se realizó a través de estaciones meteorológicas disponibles en la región, de las cuales ninguna es del tipo automatizadas, por este motivo los datos históricos de las precipitaciones y temperaturas contienen

errores y vacíos, los cuales deben ser correctamente tratados por medio de la generación de series de precipitaciones y temperaturas históricas obtenidas, siguiendo el proceso que se muestra en la **Figura 21**.

Para el proceso de selección y validación de información climatológica, se siguió la metodología propuesta por Torres-Martínez (2014), sin embargo, no se realizó un proceso de preselección y concatenación debido a la escasa cantidad de estaciones climatológicas.

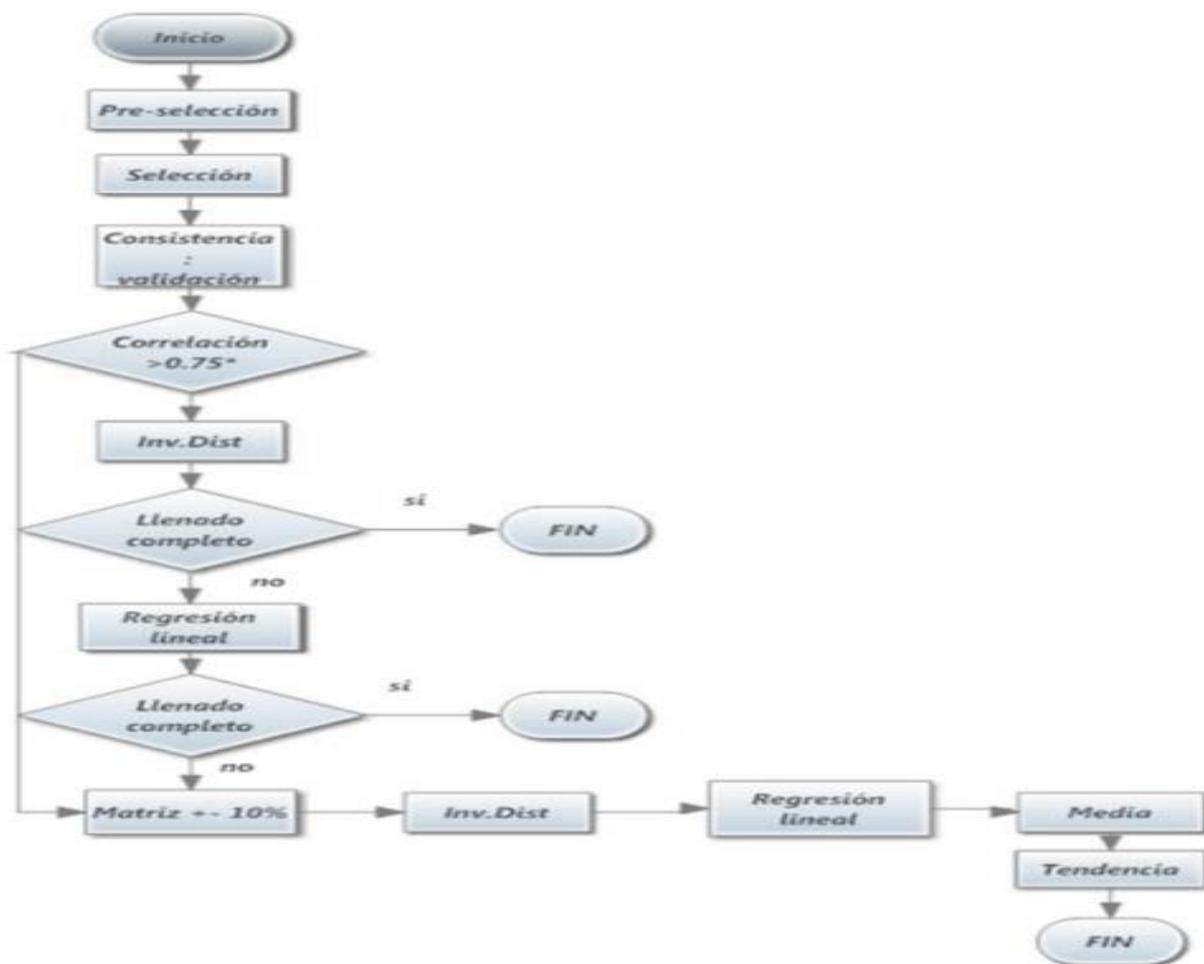


Figura 21. Metodología para obtención y tratamiento de información climatológica (Almanza, 2013)

3.2.1. Consistencia de datos

3.2.1.1. Prueba estadística t de Student

La prueba estadística t de dos muestras permite comprobar la igualdad de las medias de la población que subyacen a cada muestra. La prueba es poderosa para detectar la inconsistencia en la media, además de ser un test robusto, el cuál es insensible a la forma de la distribución de probabilidades de la serie, debido a lo anterior se recomienda aplicar la prueba de la t de Student de n_1 y n_2 de cada media que se compara. Dicho estadístico se empleó para verificar antes y después del llenado de datos garantizara una serie consistente (Escalante-Sandoval y Reyes-Chávez, 2002).

$$t_d = \frac{\bar{X}_1 - \bar{X}_2}{\left[\frac{n_1 s_1^2 + n_2 s_2^2}{n_1 + n_2 - 2} \left(\frac{1}{n_1} + \frac{1}{n_2} \right) \right]^{\frac{1}{2}}}$$

Ecuación 1

Donde s_1^2 y s_2^2 son las varianzas de x , de ahí que $n_1 s_1^2$ se calcula de la siguiente forma:

$$n_1 s_1^2 = \sum_1^{n_1} x_i^2 - \frac{1}{n_1} \left[\sum_1^{n_1} x_i \right]^2$$

Ecuación 2

Una vez obtenido el valor de t_d se compara con el valor de t de la distribución t de Student de dos colas con un valor de significancia del 5%.

3.2.2. Homogeneidad de datos

3.2.2.1. Prueba estadística de Helmert

Es una prueba que tiene como objetivo identificar cambios bruscos o saltos en el valor medio. El test consiste en analizar el signo de las desviaciones de cada evento de serie con respecto a su valor medio. Si una desviación es seguida por otra de signo contrario, un cambio (c) será registrado, de lo contrario será una secuencia. La serie es homogénea si la diferencia entre el número de secuencias “s” y el número de cambios “c” está dentro de los límites de un error probable, el cual depende de la longitud de registro “n” (Campos-Aranda, 2011; Escalante-Sandoval y Reyes-Chávez, 2002):

$$S - C = \pm\sqrt{n-1}$$

Ecuación 3

3.2.2.2. Prueba estadística de secuencias

Se realiza contando el número de secuencias (u) arriba o debajo de la media o mediana de la serie. Usando el valor se marca A si es mayor y B si es menor, cada dato o evento de la serie; la secuencia o sucesión de valores A o B son contabilizadas y se concluye si la serie es homogénea si “u” se encuentra dentro de un rango recomendado (Campos-Aranda, 1992, 2011).

3.2.3. Independencia de datos

Para determinar la independencia de los datos se realiza la aplicación de la prueba de independencia de Anderson, la cual mediante el uso del coeficiente de autocorrelación serial r_k^j para diferentes tiempos de retraso k analiza los registros (Campos-Aranda, 2010; Escalante-Sandoval y Reyes-Chávez, 2002). Para determinar el coeficiente de autocorrelación, se emplea la siguiente expresión.

$$r_k^j = \frac{\sum_{i=1}^{n_j-k} (x_i^j - \bar{x})(x_{i+k}^j - \bar{x})}{\sum_{i=1}^{n_j} (x_i^j - \bar{x})^2}, \text{ para } r_0^j = 1 \text{ y } k = 1, 2, \dots, \frac{n_j}{3}$$

Ecuación 4

Y a su vez, para determinar los límites de confianza de 95% para r_k^j , se utiliza la expresión:

$$r_k^j(95\%) = \frac{-1 \pm \sqrt{(n_j - k - 1)}}{n_j - k}$$

Ecuación 5

Si solo el 10% de los valores r_k^j sobrepasan los límites de confianza, se dice que la serie x_i^j es independiente.

3.2.4. Llenado de datos faltantes

Existen diferentes métodos para el llenado de datos a través de la deducción mediante estaciones cercanas a la incompleta, para como primer punto es necesario determinar las correlaciones existentes y así decidir la selección de estaciones auxiliares.

3.2.4.1. Coeficiente de correlación

El coeficiente de correlación suele identificarse con la variable r_y se obtiene tipificando el promedio de los productos de las puntuaciones diferenciales de cada caso desviaciones de la media entre las dos variables correlacionadas.

$$r_{xy} = \frac{\sum x_i y_i}{n s_x s_y}$$

Ecuación 6

(x_i e y_i se refieren a las puntuaciones diferenciales de cada par, n al número de casos, s_x y s_y a las desviaciones típicas de cada variable).

3.2.4.2. Método del U.S. National Weather Service (Inverso de la distancia al cuadrado)

Este método se basa en el uso de información pluviométrica de estaciones vecinas y su transporte a la estación base o estaciones cercanas donde se tiene carencia de datos de lluvia. Se recomienda utilizar 3 o 4 estaciones auxiliares para el llenado de datos de la estación principal. Este método propone calcular el dato de precipitación faltante haciendo una ponderación de las lluvias simultáneas de las estaciones auxiliares, respecto de la distancia entre las estaciones secundarias y la estación base.

$$P_x = \frac{P_i W_i}{W_i}; \text{ donde } W_i = \frac{1}{D_i^2}$$

Ecuación 7

Donde: P_x : dato de precipitación deducido para la estación "x" para el periodo faltante (mm)

P_i : precipitación registrada en el mismo periodo en la estación auxiliar "i" (mm)

W_i : factor de ponderación

D_i : distancia de la estación “i” a la estación “x” (km)

3.2.4.3. Método de regresión lineal simple

Es una modelación simple, debido a que se basa en la suposición de que dos variables se relacionan en forma lineal. El objetivo de este modelo es poder estimar el valor de una variable, que se denomina variable dependiente, a partir del valor de la otra, que se llama variable independiente. Para determinar el dato faltante, se debe graficar los datos de las estaciones base vs los datos de la estación por llenar, únicamente en los periodos de tiempo donde ambas estaciones tienen registros completos. La gráfica debe mostrar un comportamiento lineal entre ambas series de precipitación y si la recta tiene un coeficiente de correlación mayor al 80%, entonces se puede aplicar la ecuación de la recta para deducir la altura de precipitación de los meses vacíos.

$$y = \alpha + \beta x$$

Ecuación 8

3.2.4.4. Método de la relación normalizada

Este método es recomendable para deducir datos faltantes a nivel mensual o anual, utilizando registros de precipitación de estaciones cercanas auxiliares a la estación base. La deducción de datos faltantes en este método se hace aplicando dos criterios:

- Si la precipitación media anual (N_x) de la estación base está dentro de un 10% de las precipitaciones medias anuales de las estaciones auxiliares, el dato faltante se calcula como el “simple promedio aritmético” de las precipitaciones de las estaciones auxiliares para el período faltante.
- Si la precipitación media anual (N_x) de la estación base difiere en una o más de las estaciones auxiliares más del 10% de su media anual, se recomienda usar la fórmula de relación normalizada siguiente:

$$P_x = \frac{1}{3} \frac{N_x}{N_1} P_1 + \frac{N_x}{N_2} P_2 + \frac{N_x}{N_3} P_3$$

Ecuación 9

Donde: P_x : dato de precipitación por deducir para la estación base en el periodo faltante (mm)

P_1, P_2, P_3 : precipitaciones registradas en las estaciones auxiliares 1, 2 y 3 para el mismo periodo faltante (mm)

N_x : precipitación media anual en la estación base (mm)

N_1, N_2, N_3 : precipitaciones medias anuales de las estaciones auxiliares (mm)

3.3. Estimación de la evapotranspiración

La estimación de la evapotranspiración se determinará mediante la fórmula empírica de Turc, adaptada para las características de la región por Cruz-Falcón (A. Cruz-Falcón et al., 2011).

$$E_t = \frac{P}{\left[1.5 + \left(\frac{P}{L}\right)^2\right]^{0.5}}$$

Ecuación 10

Donde: P es la precipitación anual en mm.

$$L = 300 + 25T + 0.05T^2, \text{ para } P > 0.31; \text{ si } P < 0.31, \text{ entonces } P = E_t$$

T es la temperatura en °C

3.4. Estimación de la recarga vertical

La estimación de la recarga vertical se realizó siguiendo la metodología establecida en la Norma Oficial Mexicana NOM-011-CONAGUA-2015, para la conservación del recurso agua, en la cual en el anexo A especifica que para estimar el escurrimiento en zonas de estudio donde no se cuente con registros hidrométricos, o bien para determinar el volumen medio anual de escurrimiento natural se aplica el método indirecto denominado precipitación-escurrimiento, donde dicho volumen determina mediante la siguiente expresión:

$$VAEN = P * A * Ce$$

Ecuación 11

Donde: VAEN es el volumen de escurrimiento medio anual

P es la precipitación total anual de la cuenca

A es el área de la cuenca

Ce es el coeficiente de escurrimiento

La información pluviométrica es importante que al menos abarque un periodo temporal de al menos 20 años y no más de 5 años de datos faltantes para completar el periodo; la norma no especifica algún método en particular para el llenado de datos. Para obtener el valor de la precipitación anual se sugiere utilizar el método de polígonos de Thiessen o Isoyetas.

Para la obtención del coeficiente de escurrimiento, dado que no se cuenta con información acerca del volumen de escurrimiento anual, se estimará en función del tipo y uso de suelo, así como del volumen de precipitación anual del área de estudio.

Debido a la escasa información, el coeficiente se estima en función de una ecuación empírica, donde es necesario determinar el parámetro “k” que está en función del uso y tipo de suelo.

La primera característica a evaluar es el tipo de suelo como se describe en la siguiente tabla.

Tabla 4. Clasificación de acuerdo con el tipo de suelo para valores de parámetro K (CONAGUA, 2015c)

Tipo de Suelo	Características
A	Suelos permeables, tales como arenas profundas y loess poco compacto
B	Suelos medianamente permeables, tales como arenas de mediana profundidad: loess algo más compactos que los suelos A; terrenos migajosos
C	Suelos casi impermeables, tales como arenas o loess muy delgados sobre una capa impermeable, o bien arcillas

En una combinación de la tabla anterior con el uso de suelo, se obtiene el valor del parámetro K, sin embargo, en estudios realizados en 2011 por Cruz-Falcón et al., se adaptaron los parámetros al uso y tipo de suelo de la región como se observa en a continuación en la **Tabla 5**.

Tabla 5. Valores del parámetro K para uso y tipo de suelo modificados por (A. Cruz-Falcón et al., 2011)

Uso de suelo	Suelo tipo A	Suelo tipo B	Suelo tipo C
Área agrícola	0.24	0.27	0.30
Pastizal	0.20	0.24	0.30
Mezquital	0.12	0.22	0.26
Edificaciones	0.28	0.29	0.32
Vegetación halófito	0.28	0.29	0.32
Matorral	0.16	0.23	0.28
Selva baja	0.14	0.22	0.27

Como en la cuenca de estudio existen diferentes valores para el parámetro K, el valor se calcula como un promedio ponderado de los valores en las distintas zonas. Una vez determinado el valor global, se estima el coeficiente de escurrimiento anual (Ce) mediante las siguientes formulas:

$$Si K \leq 0.15; Ce = \frac{P - 250}{2000}$$

Ecuación 12

$$\text{Si } K > 0.15; \quad C_e = \frac{P - 250}{2000 + \frac{K - 0.15}{1.5}}$$

Ecuación 13

Donde: P es la precipitación anual en mm.

3.5. Metodología de campo y laboratorio

3.5.1. Química del agua

Para la evaluación de la química del agua de distintos pozos del acuífero de La Paz, es necesario recolectar muestras de agua en botellas de plástico de HDPE y durante el proceso de recolección medir los siguientes parámetros en campo: la temperatura, el pH, la conductividad eléctrica (CE), los sólidos disueltos totales (SDT) y el oxígeno disuelto (OD). Para realizar dicha medición se utilizarán medidores portátiles. La alcalinidad de las muestras se determinará también en campo, mediante titulación volumétrica (H_2SO_4 0.02 N), utilizando muestras de agua filtrada ($0.45 \mu\text{m}$).

Las muestras de cationes serán acidificadas con HCl ultrapuro hasta alcanzar un valor de $\text{pH} < 2$; todas las muestras serán almacenadas a temperatura constante de 4°C .

De las muestras recolectadas, se determinarán los cationes (K^+ , Na^+ , Ca^{2+} , Mg^{2+} , Sr^{2+}) mediante espectrometría de masas de plasma acoplado por inducción (ICP/MS) y emisión óptica de plasma acoplada inductivamente (ICP-OES) cuando se superaron los límites de detección.

Para el caso de los aniones (Cl^- , NO_2^- , NO_3^- , Br^- , SO_4^{2-} , PO_4^{3-} y SiO_2), se determinaron por medio cromatografía iónica.

La evaluación de la química del agua será realizada por dos situaciones: la primera conocer los constituyentes químicos del agua y mediante diagramas identificar los tipos de agua que se tienen, y la segunda para la evaluación del modelo de transporte químico, ya que para su construcción será necesario el uso de las concentraciones de Cl^- .

3.5.2. Geofísica

Para la información de los diferentes estratos que componen el acuífero se utilizaron reportes de estudios previos, además de trabajo de campo, donde se realizó un estudio de exploración geofísica mediante la técnica de Transitorio Electromagnético en el Dominio del Tiempo (TDEM), el cual consistió en la ejecución de 50 sondeos TDEM distribuidos dentro del Acuífero La Paz, con tamaño de bobinas de 150 m x150 m (Figura 22), con arreglo coincident loop. Este arreglo consiste en utilizar una bobina con resistencia 2.6 [Ohm] en el circuito, que actúa en intervalos de tiempo como transmisora y receptora de señal; con estas características se logró una intensidad de corriente variable de entre 6 a 8 Amperes que concuerda con el requerimiento de profundidad de investigación propuesta (500 m). Así mismo, se integró la información de 20 sondeos ejecutados por la empresa CIGSA para CNA en el 2001 (CIGSA, 2001), para complementar el barrido de información del subsuelo, obteniendo la configuración del acuífero.

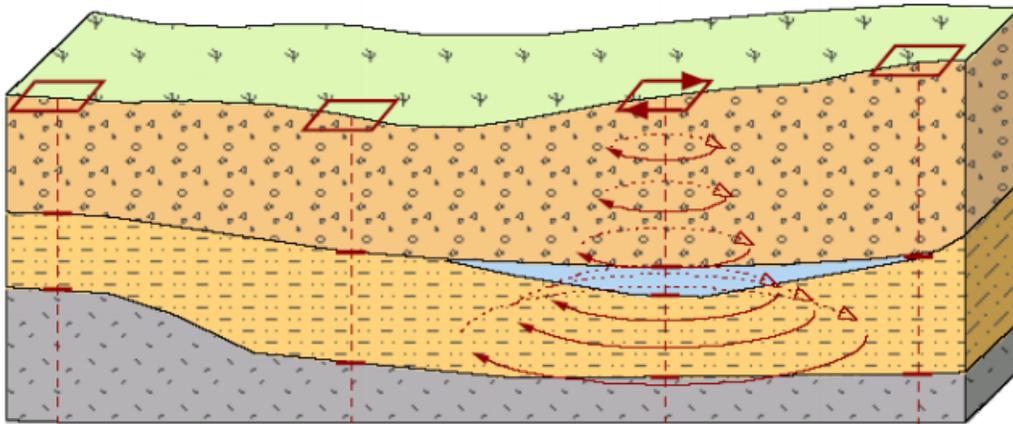


Figura 22. Esquema del sondeo TDEM (GEOTEM, 2016)

La información geológica superficial fue consultada en la cartas geológicas-mineras Baja California Sur de San José del Cabo y La Paz, escalas 1:250 000 elaboradas por el *Servicio Geológico Mexicano*, así como la descripción de un mapa de mayor detalle consultada en el Instituto de Ingeniería que permite definir el modelo estratigráfico en este trabajo.

Los sondeos TDEM, en el dominio del tiempo se realizaron con un equipo Sirotem-S (Mark 3), y loop de 150 x 150 m en la modalidad de loop coincidente, donde la estructura de la bobina del transmisor se tendió desde de dos esquinas; los cuatro lados de la bobina se tendieron con cable medido y se alinearon utilizando GPS. Después de conectar el transmisor y verificar la continuidad de la bobina, se calibró el equipo verificándose la calibración interna diaria y chequeos nulos que permiten demostrar que el equipo se encuentra funcionando correctamente, para posteriormente obtener un conjunto de datos a una proporción de repetición de transmisor especificada, a varias ganancias para perfeccionar las respuestas temprana y tardía, haciendo un total de 8 grabaciones por sitio.

Para el análisis de la información electromagnética (TDEM) se utilizaron sistemas de cómputo y hardware especializado para el procesamiento e integración de datos geofísicos que permiten en última instancia obtener secciones del comportamiento geoelectrico del subsuelo. Dicho tratamiento de la información se realizó de la siguiente forma:

1. Transferencia de los registros del equipo a la computadora.
2. Edición de las curvas registradas con cada ganancia para obtener una curva final de nV/AMP contra tiempo (curvas de decaimiento, estadística de voltajes).
3. Conversión de la curva de decaimiento a Resistividad Aparente contra tiempo
4. Cálculo del modelo estratificado
5. Cálculo del modelo suavizado (inversión Occam)
6. Impresión gráfica del modelo unidimensional
7. Transferencia de las curvas y los modelos generados al sistema WINGLINK®
8. Elaboración de plantas y secciones geoelectricas.

Para la obtención de un modelo unidimensional, es necesario interpretar la curva de resistividad aparente mediante un modelado por capas planas, siguiendo una metodología basada por experimentación (prueba y error), en el que se propone un cierto número de capas en dependencia de las inflexiones de las curvas y los tiempos en los cuales estas ocurren. Una segunda etapa en el proceso de la curva de resistividad aparente es aplicar una regresión tipo Occam (algoritmo numérico) con lo

cual se obtiene un modelo multicapas para integrar secciones y simular un comportamiento bidimensional de la sección, para finalmente pasar a la etapa de interpretación de resultados.

El modelo de inversión 1D consiste en obtener una curva de resistividad contra profundidad mediante una regresión tipo Occam, en la que se propone una resistividad inicial, un número de hasta 17 capas y la profundidad de penetración estimada; esta curva de resistividad calculada es comparada con los datos reales de campo. El algoritmo requiere de un número de capas inicial, un valor de ajuste al que se quiere llegar y un número máximo de iteraciones; estos parámetros no intervienen en la obtención del modelo suavizado, por lo que la obtención de un modelo representativo de la curva medida sólo depende de los valores de resistividad de campo. La técnica se basa en una regresión Ridge, para encontrar un modelo que cumpla con el error marcado en el ajuste o con el mínimo error posible.

3.6. Preparación del modelo

Existen distintos tipos de modelos de agua subterránea, de acuerdo con la aplicación que tendrán se clasifican en (M. P. Anderson y Woessner, 1992):

- Predictivo: Se emplean para predecir escenarios futuros y requieren de una calibración.
- Interpretativos: se utilizan como estructura de soporte para estudiar y entender la dinámica del sistema, o bien para organizar información obtenida en campo; este tipo de modelos no requiere necesariamente de una calibración.
- Genéricos: Su principal función es analizar el flujo en un sistema hidrogeológico hipotético, y pueden ser utilizados como soporte para la estructuración de los lineamientos de un marco regulatorio en una región específica; no requieren necesariamente una calibración.

Dicho lo anterior el primer paso en la modelación es el establecimiento del propósito del modelo, lo cual se puede definir dando respuesta a las siguientes interrogantes:

1. ¿El modelo será construido para predicción, interpretación del funcionamiento del sistema o para un ejercicio genérico?

2. ¿Qué se quiere aprender del modelo y cuáles son los cuestionamientos que se responderán a través de los resultados del modelo?
3. ¿Realmente es a través de la generación de un modelo la mejor forma de dar respuesta a la investigación?
4. ¿Un modelo analítico puede dar la respuesta o es necesario construir un modelo numérico?

Una vez contestadas las preguntas anteriores, se podrá determinar la magnitud y características que tendrá el modelo, de tal forma que se establecerá el régimen bajo el cual estará funcionando, ya sea estacionario o transitorio; la dimensión que se empleará 1D, 2D o 3D; si será analítico o numérico; si se realizarán soluciones que involucren el seguimiento de partículas o transporte de solutos. En resumen, el establecimiento del propósito de un modelo permitirá dar una respuesta efectiva ante la evaluación de cierta problemática.

3.6.1. Protocolo de modelación

Teniendo en cuenta que ya se ha establecido que es necesario la elaboración de un modelo numérico y que el propósito del mismo está bien definido, es necesario determinar un protocolo de modelación donde se establezcan los pasos necesarios que permitan la aplicación del mismo. Un protocolo aceptado desarrollado por Anderson & Woessner (1992) permite de manera clara y objetiva el desarrollo del modelo como se muestra en la **Figura 23**. La definición de cada etapa considerada en dicho protocolo se describe a continuación:

1. Establecer el propósito del modelo: determinar cuáles serán las ecuaciones que gobiernen el sistema y mediante las cuales se resolverá, así como la selección del código numérico.
2. Desarrollar el modelo conceptual del sistema: en esta etapa se identifican las unidades hidroestratigráficas, así como las condiciones de frontera; se realizará el ensamble de la información obtenida en campo que permitirá establecer los valores de los parámetros del acuífero y el estrés hídrico. En esta etapa, es altamente recomendable establecer

campañas de monitoreo en campo que permitan al modelador conocer el medio y desarrollar un modelo más apegado a la realidad.

3. Selección de la ecuación gobernante y el código computacional: el código computacional contiene el algoritmo que soluciona el modelo numérico matemático. Es indispensable verificar las ecuaciones de gobierno, ya que son las que describirán los procesos físicos que ocurren en el medio poroso. Así mismo, verificar el código numérico, es decir, comparar los posibles resultados que se generarán con las soluciones que brindan otros modelos matemáticos.
4. Diseño del modelo: el modelo conceptual es un paso indispensable, ya que a partir de ahí se ajusta la información para la modelación. En esta etapa también se considera el diseño de la malla a utilizar, el paso de tiempo en que se ejecutará la simulación, la definición de las condiciones de frontera y condiciones iniciales, así como la selección de valores iniciales de los parámetros del acuífero.
5. Calibración: El principal objetivo de la calibración es establecer que el modelo diseñado puede reproducir los niveles medidos en campo, así como los flujos. Esta etapa puede realizarse mediante un proceso de ajuste de variables manual de prueba y error o bien a través de códigos de estimación de parámetros automáticos.
6. Análisis de sensibilidad: a pesar de contar con un modelo calibrado, existe cierta incertidumbre en el modelo tanto espacial como temporalmente, por ello es necesario realizar un análisis que establezca los efectos de incertidumbre en las variables del modelo calibrado.
7. Verificación del modelo: el propósito de esta etapa es establecer mayor confianza en el modelo, usando los valores de los parámetros calibrados del modelo y que reproduzcan otro periodo temporal de las series históricas.
8. Predicción: consiste en cuantificar la respuesta del sistema ante futuros eventos, donde se emplean los valores calibrados que son constantes en el tiempo, siempre considerando un porcentaje de incertidumbre de los resultados.

9. Análisis de sensibilidad de la predicción: se realiza cuantificando el efecto de incertidumbre en los valores de los parámetros de la predicción. Los rangos estimados de estrés futuro del sistema son simulados para examinar el impacto en la predicción del modelo.
10. Presentación del diseño del modelo y resultados: En esta etapa se presentan los resultados del modelo con el diseño establecido, de tal forma que pueda realizarse una comunicación efectiva.
11. Post auditoría: esta etapa se realiza en años siguientes a la finalización del modelo con el objetivo que, a través de la recolección de nueva información, se compare la predicción del modelo contra los datos reales y así validar la calibración y diseño previamente establecidos.
12. Rediseño de modelo: seguido de la auditoría, siempre es necesario realizar un rediseño o ajuste de los parámetros del modelo con el fin de mejorar la estimación de los parámetros o bien redefinir el modelo conceptual del sistema.

La serie de pasos anteriores es el protocolo de modelación preferible, sin embargo, en ocasiones algunos pasos o etapas no pueden ser realizadas debido a la disponibilidad de información, además de que la validación del modelo no es una etapa comúnmente realizada.

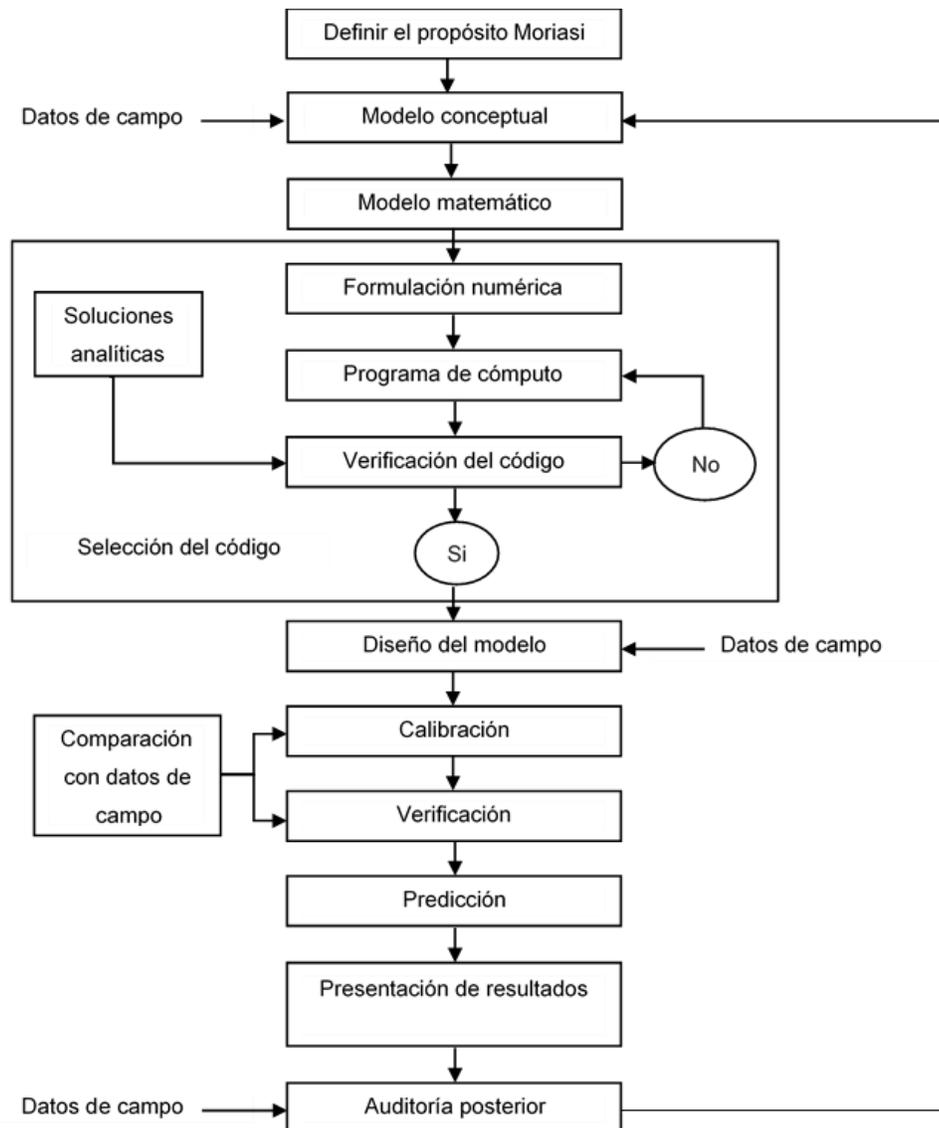


Figura 23. Pasos del protocolo para la aplicación del modelo (M. P. Anderson y Woessner, 1992)

3.7. Simulación y estrategias de calibración

3.7.1. Simulación

El proceso de simulación es la etapa donde a través del manejo de la información de entrada, selección de ecuaciones de cálculo y una correcta conceptualización del acuífero, permitirá a través de ciertas simplificaciones modelar el funcionamiento de las unidades hidrogeológicas. Para este caso, las ecuaciones que gobernarán el sistema se describen a continuación.

Para determinar las ecuaciones que gobernarán el flujo se puede combinar el principio fundamental de conservación de masa de un fluido o soluto (ecuación de continuidad) con la Ley de Darcy, de tal modo que se obtiene una ecuación de tipo diferencial que describe el flujo y/o transporte.

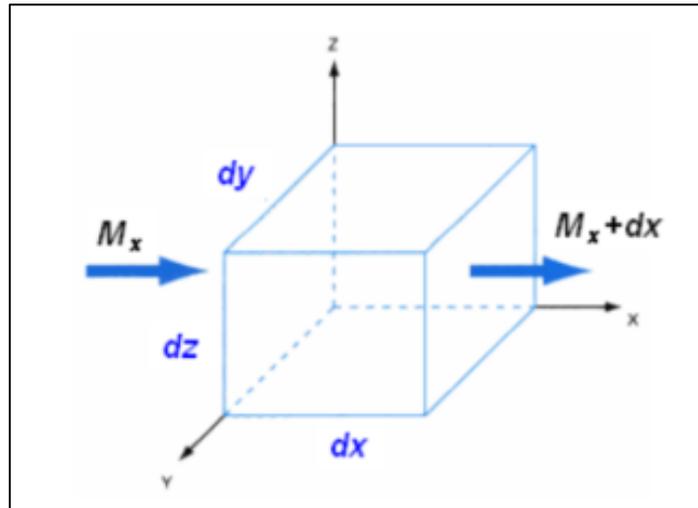


Figura 24. Balance de masa para un elemento diferencial de un acuífero

De acuerdo con las necesidades del problema a resolver, la ecuación de flujo puede adaptarse para un régimen estacionario o transitorio.

Ecuación de flujo para régimen estacionario

Cuando el problema a resolver se encuentra en un régimen estacionario o permanente, la carga hidráulica (h), permanece constante a lo largo del tiempo, por este motivo se anula la derivada con respecto al tiempo en la ecuación. Dadas las condiciones del caso de estudio, para un medio de carácter heterogéneo y anisótropo la expresión para que gobernará el problema es la siguiente:

$$K_x \frac{\partial^2 h}{\partial x^2} + K_y \frac{\partial^2 h}{\partial y^2} + K_z \frac{\partial^2 h}{\partial z^2} = 0$$

Ecuación 14

Donde: K_x, K_y, K_z , son las conductividades hidráulicas en las distintas direcciones

h , es la carga hidráulica

Ecuación de flujo para régimen transitorio

La situación real que presenta un acuífero no es un estado estacionario, por lo que es necesario, resolver el problema también para un estado transitorio, donde la carga hidráulica (h) varía a lo largo del tiempo, de tal forma que el sistema se encuentra ya sea perdiendo agua a través de las extracciones de pozos o bien ganando agua mediante la recarga del acuífero. A continuación, se describen las ecuaciones empleadas para resolver el flujo tanto para un acuífero confinado como para un acuífero libre.

Acuífero confinado para un medio heterogéneo y anisótropo

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(-k_x \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(-k_y \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(-k_z \frac{\partial h}{\partial z} \right) = S_s \frac{\partial h}{\partial t} - q(x, y, t)$$

Ecuación 15

Donde: K_x, K_y, K_z , son las conductividades hidráulicas en las distintas direcciones

h , es la carga hidráulica

S_s , es el coeficiente de almacenamiento específico

q , es el caudal en el acuífero (ganancia o pérdida)

Acuífero libre para un medio heterogéneo y anisótropo

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(-k_x \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(-k_y \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(-k_z \frac{\partial h}{\partial z} \right) = S_s \frac{\partial h}{\partial t} + S_y \frac{\partial h}{\partial t} - q(x, y, t)$$

Ecuación 16

Donde: K_x, K_y, K_z , son las conductividades hidráulicas en las distintas direcciones

h , es la carga hidráulica

S_s , es el coeficiente de almacenamiento específico

S_y , es el coeficiente de rendimiento específico (porosidad efectiva)

q , es el caudal en el acuífero (ganancia o pérdida)

Para el caso del modelo numérico a emplear (FEFLOW), en la ecuación de flujo y transporte se incluirá la variable densidad, por lo que las expresiones serán las siguientes.

Ecuación de flujo

$$\frac{\partial(\varepsilon\rho)}{\partial t} = \nabla\rho \frac{k}{\mu} (\nabla p + \rho g) + q\rho^*$$

Ecuación 17

Donde: ε , es la porosidad efectiva

ρ , es la densidad de fluido ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$)

t , es el tiempo (s)

k , es la conductividad hidráulica del medio ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$)

μ , es la viscosidad del fluido ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-1}\text{s}^{-1}$)

g , es la aceleración de la gravedad ($\text{m}\cdot\text{s}^{-2}$)

q , es la intensidad del flujo másico ($\text{m}^3\cdot\text{m}^{-3}\text{s}^{-1}$)

Ecuación de transporte de soluto

$$\partial(\varepsilon + \rho_b K_d)\rho w = \nabla\varepsilon\rho(D_s + D_m)\nabla w - \nabla\varepsilon\rho\nu w - \lambda(\varepsilon + \rho_b K_d)\rho w + q\rho^* w^*$$

Ecuación 18

Donde: ε , es la porosidad efectiva

ρ_b , es la densidad del medio poroso ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$)

K_d , es el coeficiente de distribución

ρ , es la densidad de fluido ($\text{kg}\cdot\text{m}^{-3}$)

w , es la concentración del soluto en la fase fluida

D_s , es el coeficiente de dispersión mecánica ($\text{m}^2\cdot\text{s}^{-1}$)

D_m ,

v , es la velocidad del fluido ($\text{m}\cdot\text{s}^{-1}$)

λ , es la constante de decaimiento lineal (s^{-1})

q , es la intensidad del flujo másico ($\text{m}^3\cdot\text{m}^{-3}\text{s}^{-1}$)

ρ^* , es la densidad del soluto en la fuente del fluido

w^* , es la concentración del soluto en la fuente del fluido

Adicionalmente a las ecuaciones de flujo, otro punto importante a definir previo a la simulación es verificar qué condiciones de frontera se emplearán en el modelo de flujo y transporte.

El código numérico permite establecer las siguientes condiciones o límites de frontera:

- Condición Tipo I (Dirichlet): Es una condición de límite de carga hidráulica definida o de concentración. En las zonas donde se establece este límite, no se calcula la carga, sino que se establece como un valor constante. Ejemplos de este tipo de condición pueden ser carga hidráulica conocida, la conexión con un cuerpo de agua (Bear y Cheng, 2010; H.-J. G. Diersch, 2014).
- Condición Tipo II (Neumann): Es una condición de contorno de flujo prescrito (flujo de Darcy) en los nodos de los elementos que están a lo largo de una línea (2D) o a los nodos que conforman las caras de los elementos (3D). Las condiciones de contorno de este tipo se aplican a los casos en que el gradiente de velocidad o flujo de entrada/flujo de salida se conoce de antemano y es normal a la superficie. Generalmente se emplea para límites laterales (Bear y Cheng, 2010; H.-J. G. Diersch, 2014).
- Condición Tipo III (Cauchy): Este tipo de condición de contorno es denominada también tipo mixta porque relaciona las condiciones de contorno de carga hidráulica (Dirichlet) y de flujo (Neumann). En algunas situaciones el flujo cruza una parte del contorno de la

superficie y cambia en respuesta a las variaciones de la carga hidráulica dentro del acuífero. Esto puede verse en el caso de ríos o lagos con conexión limitada con las aguas subterráneas (nivel de agua superficial = nivel de agua subterránea) o acuíferos semiconfinados en los que el goteo condiciona la transferencia de flujo entre el medio permeable y el medio semipermeable (Bear y Cheng, 2010; H.-J. G. Diersch, 2014).

3.7.2. Calibración del modelo

La calibración de un modelo de flujo se refiere al proceso de verificación donde se demuestra que el modelo reproduce las cargas hidráulicas y flujos medidos en el campo. Cada modelo posee características particulares dependiendo del área de estudio, por lo que los parámetros utilizados en la modelación son particulares y la mayoría de las veces se encuentran dentro de un rango variable. Por lo anterior, es indispensable establecer un proceso sistemático que permita definir el buen uso de los parámetros, ello con el fin de que los resultados modelados sean similares a los valores históricos.

Para la calibración del modelo se procederá mediante una calibración tradicional (prueba y error) mediante el método de calibración de problema inverso, donde el objetivo será determinar los parámetros de conductividad hidráulica, porosidad, y almacenamiento específico; se aplicará dicha técnica debido a la escasa cantidad de información para calibrar de forma manual.

Para evaluar la calibración existen diversos parámetros estadísticos también llamados pruebas objetivas. La finalidad es evaluar la relación existente entre los valores medios observados y los modelados.

Para esta investigación se emplearán los siguientes parámetros estadísticos:

1. Porcentaje del sesgo (PBIAS)
2. Error Absoluto Medio (EAM)
3. Raíz del error cuadrático medio (RMSE)
4. Coeficiente de correlación (R^2)
5. Índice de eficiencia de Nash-Stucliffe (E)
6. Desviación estándar (RSR)

- a) El porcentaje del sesgo (PBIAS) o error medio porcentual, es un estimador de la diferencia entre el valor modelado y el valor histórico (da Silva et al., 2015; Gupta, Sorooshian, y Yapo, 1999; Moriasi et al., 2007; Parajuli, Nelson, Frees, y Mankin, 2009).

$$PBIAS = \frac{\sum_{i=1}^n O_i - P_i}{n} * 100$$

Ecuación 19

Donde: O_i es el valor observado para el evento i

P_i es el valor modelado para el evento i

n es el número de eventos

- b) El error absoluto medio (EAM) evalúa la diferencia absoluta entre el valor modelado y valor numérico histórico a través de la siguiente expresión (Feyen, Vázquez, Christiaens, Sels, y Feyen, 2000; Legates y McCabe, 1999).

$$EAM = \frac{\sum_{i=1}^n \|O_i - P_i\|}{n}$$

Ecuación 20

Dónde: O_i es el valor observado para el evento i

P_i es el valor modelado para el evento i

n es el número de eventos

- c) La raíz del error cuadrático medio (RMSE) es una medida de la precisión global del modelo, además de que permite estimar la desviación de los valores simulados respecto a los observados. El rango de valores que puede tomar va desde 0 hasta el infinito (positivo). Valores cercanos a cero indican un mejor ajuste de modelo, y se calcula con la siguiente ecuación (da Silva et al., 2015; Feyen et al., 2000; Gupta et al., 1999; Moriasi et al., 2007; Parajuli et al., 2009; Yuan, Zhu, y Wang, 2015).

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (P_i - O_i)^2}{n}}$$

Ecuación 21

Donde: O_i es el valor observado para el evento i

P_i es el valor modelado para el evento i

n es el número de eventos

Como complemento al estimador anterior, se recomienda utilizar un estimador normalizado (NRMSE) y es recomendado se encuentre por debajo del 10 % para obtener una calibración aceptable. Si el valor es menor a un 5 %, asegurará que el error en la estimación de los niveles se mantendrá bajo durante toda la simulación (Barnett y Muller, 2008). El estimador se determina de la siguiente forma.

$$NRMSE = \frac{RMSE}{(x_{calc})_{max} - (x_{obs})_{min}} * 100$$

Ecuación 22

Donde: RMSE, es la raíz del error cuadrático medio

$X_{calcmax}$ es el valor máximo modelado

X_{obsmin} es el valor mínimo observado

- d) El coeficiente de correlación de Pearson (R^2) indica la consistencia existente entre los valores observados y los valores modelados. Valores de correlación cercanos o menores a cero (0) indican correlación baja o nula, mientras que valores aproximados a uno (1) indican una alta correlación y

con ello una modelación consistente (Legates y McCabe, 1999; Moriasi et al., 2007; Parajuli et al., 2009).

$$R^2 = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (O_i - O_m)(P_i - P_m)}{\sum_{i=1}^n (O_i - O_m)^2 (P_i - P_m)^2}}$$

Ecuación 23

Dónde: R^2 es el coeficiente de correlación de Pearson

P_i es el valor modelado para el evento i

O_i es el valor observado para el evento i

O_m es la media observada

P_m es la media simulada

n es el número de eventos

e) El índice de eficiencia de Nash-Stucliffe (E) es un estimador muy utilizado en modelación hidrológica, el cual permite medir el ajuste entre el valor estimado y el valor medido, ello a través de la suma de las desviaciones de las observaciones para una regresión lineal cuya pendiente es igual a 1. Si el valor medido es el mismo que el estimado, el índice de eficiencia de Nash-Stucliffe es igual a 1, por lo que, si se encuentran valores negativos del índice, significa que las estimaciones son muy pobres. El índice se determina con la expresión descrita a continuación (Bardsley y Purdie, 2007; da Silva et al., 2015; Gupta et al., 1999; Legates y McCabe, 1999; Moriasi et al., 2007; Parajuli et al., 2009).

$$E = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - P_i)^2}{\sum_{i=1}^n (O_i - O_m)^2}$$

Ecuación 24

Dónde: P_i es el valor modelado para el evento i

O_i es el valor observado para el evento i

O_m es la media observada

- f) El parámetro de la desviación estándar de los datos (RSR) permite estimar la variación entre los datos medidos y simulados, donde varía desde un valor de cero (0), el cuál sería el valor óptimo, que indica que no existe variación en los residuos y en consecuencia se tienen un modelo perfecto de simulación, hasta un valor positivo muy grande. El parámetro nos ayuda a definir el rendimiento del modelo, entre más pequeño mejor rendimiento y se determina como la relación entre el RMSE y la desviación estándar de los datos observados, como se muestra en la siguiente expresión (da Silva et al., 2015; Moriasi et al., 2007; Parajuli et al., 2009).

$$RSR = \frac{RMSE}{STDEV_{obs}}$$

Ecuación 25

Donde: RMSE, es la raíz del error cuadrático medio (Ecuación 21)

STDEV_{obs}, es la desviación estándar de la muestra de datos observados

Es importante destacar que la calibración no se realizará completamente manual, sino que se efectuará mediante el uso de la herramienta FePEST, que es un algoritmo desarrollado bajo la metodología PEST de John Doherty, cuya finalidad es la estimación de parámetros y análisis de incertidumbres para modelos numéricos ambientales, siendo uno de los softwares más utilizados para la calibración de modelos de aguas subterráneas (Doherty, 1994).

La principal ventaja del uso de PEST, es que como bien se sabe, un modelo puede tener múltiples soluciones, por lo que las evalúa y analiza el espectro de soluciones, de tal forma que la respuesta asocia un rango de incertidumbre tanto para el ajuste de parámetros como para las predicciones. Dicho lo anterior, la calibración a través de PEST, permite disminuir el valor residual ya sea de niveles de agua o de concentraciones medidas en campo y los valores simulados por el modelo, de tal forma que, con valores residuales más pequeños, obtendremos un modelo más realista (Figura 25).

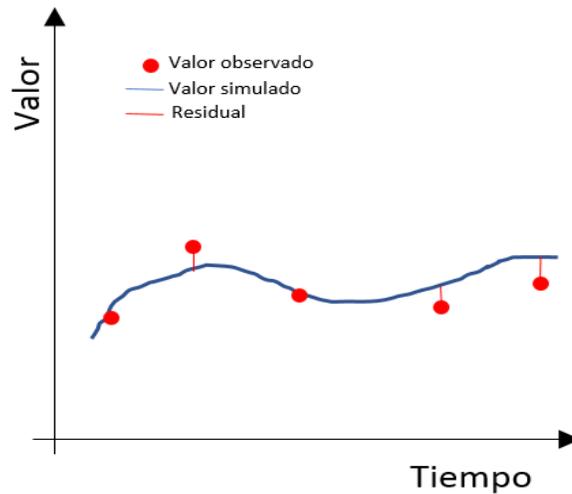


Figura 25. Gráfica descriptiva de valores observado, simulado y residual en calibración

El algoritmo de PEST, busca minimizar los residuales mediante la función objetivo mostrada a continuación.

$$\Phi = \sum r_i^2$$

Ecuación 26

Donde: Φ , es la función objetivo

r , es el valor residual

Este proceso se realizará en dos etapas; en una primera situación se calibrará el modelo en estado estacionario y con dichos resultados se procederá a realizar una calibración para el estado transitorio de flujo y transporte (intrusión marina). Durante este proceso, se buscará que los resultados se encuentren dentro de un rango óptimo de confianza, y para definirlo se realizará en función de la siguiente tabla.

Tabla 6. Desempeños generales recomendados de estadísticos para modelación a paso de tiempo mensual (da Silva et al., 2015; Moriasi et al., 2007; Parajuli et al., 2009)

Desempeño	RSR	E	PBIAS	RMSE	EAM	R ²
Muy Bueno	0.00 - 0.50	0.75 - 1.00	< ±10	-	-	0.75 - 1.00
Bueno	0.50 - 0.60	0.65 - 0.75	±10 - ±15	< 50% STDEV	-	0.50 - 0.75
Satisfactorio	0.60 - 0.70	0.50 - 0.65	±15 - ±25	-	-	0.25 - 0.50
No Satisfactorio	> 0.70	< 0.50	> ±25	-	-	< 0.00 - 0.25

IV. Resultados y discusión

Siguiendo con los pasos descritos en la metodología, a continuación, se describen los tres principales apartados de la sección de resultados, a través de las secciones recolección de información, preparación del modelo y simulación y estrategias de calibración.

4.1. Recolección de la información

4.1.1. Climatología

En la zona de estudio se cuenta con pocas estaciones climatológicas, las cuales únicamente reportan datos hasta el año 2011, por tal motivo se requirió hacer un análisis de las estaciones para eliminar las que no contaran con suficiente información, o bien tuvieran altos porcentajes de vacíos. En la **Figura 26**, se muestra la distribución espacial de las estaciones climatológicas activas que cumplieran con un periodo mínimo de 30 años, las cuales fueron sometidas a un análisis estadístico para verificar su calidad.

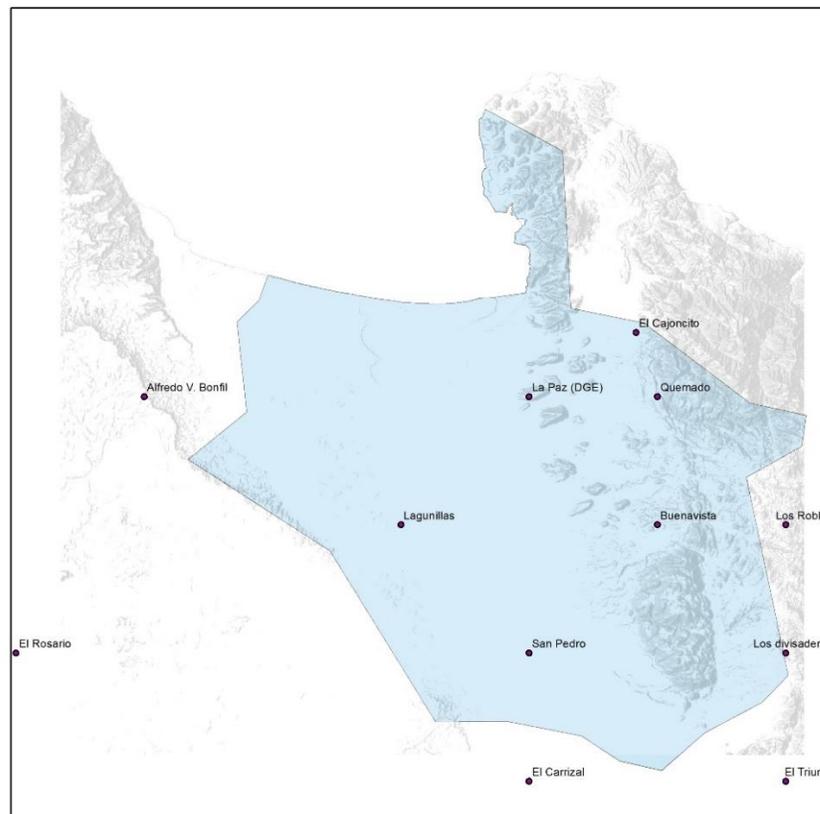


Figura 26. Distribución espacial de estaciones climatológicas. Elaboración Propia

Tabla 7. Estaciones climatológicas cercanas al acuífero La Paz (coordenadas UTM)

Clave	Nombre	X	Y	Z
3011	El Cajoncito	581,307.	2'665,529	200
3015	El Rosario	530,536	2'643,187	45
3018	El Triunfo	591,683	2'632,374	500
3023	Lagunillas	561,027	2'654,356	40
3036	Los Divisaderos	591,613	2'643,446	490
3058	San Pedro	571,253	2'643,331	190
3074	La Paz (DGE)	571,143	2'665,475	16
3077	El Carrizal	571,308	2'632,259	222
3104	Los Robles	591,542	2'654,518	665
3110	Alfredo V. Bonfil	540,653	2'665,355	70

De la evaluación estadística se obtuvieron los resultados mostrados en la **Tabla 8**, adicionalmente se realizó un análisis gráfico con el fin de corroborar los resultados mediante la aplicación de la técnica de curva masa doble tal como se muestra en la **Figura 27** (Ver anexo 2), para posteriormente aplicar la prueba de independencia de datos a cada estación (**Figura 28**)(Ver anexo 3)

Tabla 8. Resumen de resultados estadísticos de consistencia de información climatológica

Clave	Nombre	Helmert	Secuencias	T de Student
3011	El Cajoncito	Homogénea	Homogénea	Homogénea
3015	El Rosario	Homogénea	No Homogénea	Homogénea
3018	El Triunfo	Homogénea	Homogénea	Homogénea
3023	Lagunillas	No Homogénea	No Homogénea	Homogénea
3036	Los Divisaderos	No Homogénea	Homogénea	Homogénea
3058	San Pedro	Homogénea	Homogénea	Homogénea
3074	La Paz (DGE)	Homogénea	Homogénea	Homogénea
3077	El Carrizal	Homogénea	Homogénea	Homogénea
3104	Los Robles	Homogénea	Homogénea	Homogénea

3110 Alfredo V. Bonfil Homogénea Homogénea Homogénea

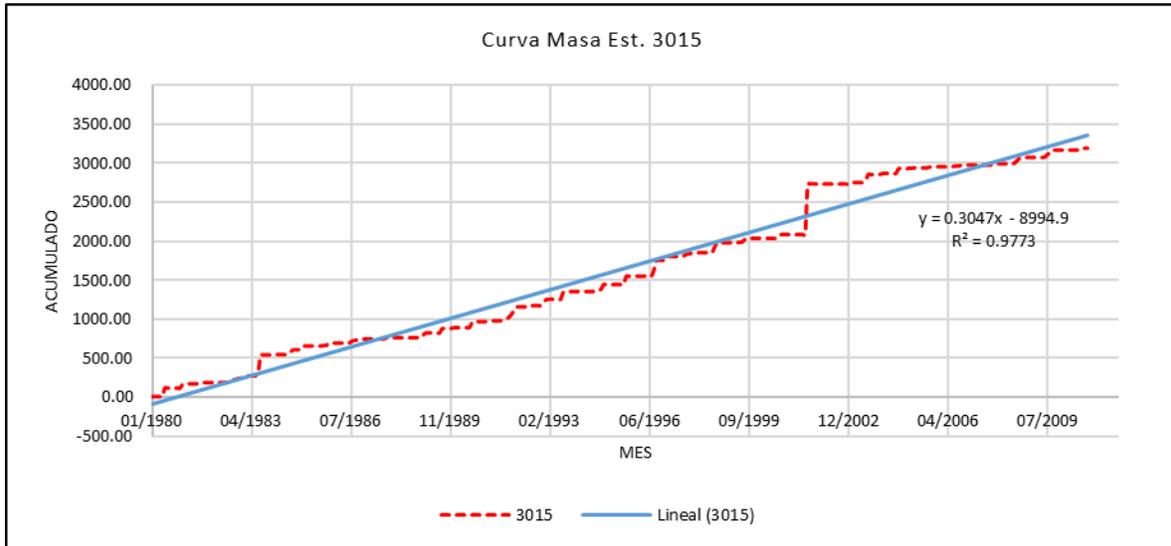


Figura 27. Ejemplo de curva masa doble inconsistente

De la **Figura 27**, podemos apreciar en la línea roja la tendencia de curva masa de la serie histórica de la estación 3015, lo cual evidencia inconsistencias, ya que a pesar de tener un r^2 relativamente alto, se aprecian saltos que modifican el ajuste hacia una tendencia lineal, lo cual baja la calidad de la información de la serie. Dichos saltos pueden ser ocasionados principalmente por 2 razones, la primera por un cambio en la ubicación de la estación meteorológica, y la segunda por inconsistencias en la lectura de los valores, ello debido a que no son estaciones automáticas, por lo que el error humano es está latente en este tipo de información. Por dichas inconsistencias, al tener variaciones, la información de la estación no puede ser utilizada para información de entrada al modelo, sin embargo puede utilizarse con el carácter de informativa para series temporales más cortas donde la consistencia es aceptable.

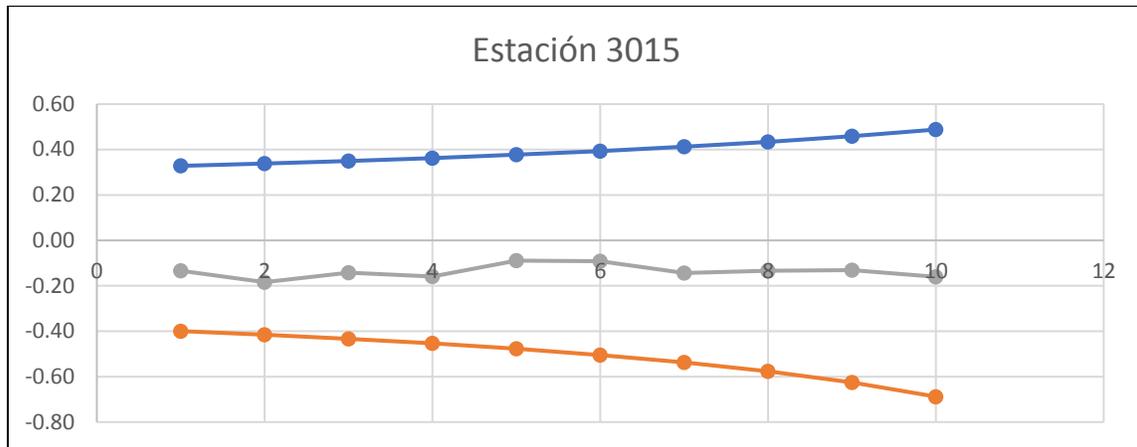


Figura 28. Ejemplo de límites de Anderson para estación independiente

En la gráfica mostrada en la **Figura 28** se muestra la evaluación de los límites de Anderson, donde dichos límites están dados por la línea azul y naranja, y la información de la serie histórica está representada por la línea gris. Para dicho análisis se busca que la línea de la serie se encuentre de los límites, para con ello garantizar la independencia de la serie, que es una de las características de las variables climatológicas.

Después del análisis de calidad de la información, la estación El Rosario se descartó debido a que no se encontraba dentro del área de influencia una vez analizados los polígonos de Thiessen, además de presentar inconsistencia en los datos. La estación Quemado y Buena Vista, no cumplía con el número mínimo de años de información. La estación Lagunillas resultó tener información completamente inconsistente.

La selección final de estaciones se muestra en la **Figura 29**, indicando también su área de influencia mediante los polígonos de Thiessen, siempre buscando tener suficiente cobertura espacial como calidad de la información.

La etapa posterior a la selección de estaciones es el llenado de datos faltantes en las series históricas; para ello fue necesario primero verificar la correlación entre las estaciones y a partir de ello definir el método a utilizar, como se muestra en

, encontrando que las correlaciones entre las estaciones resultaron menores al 85%, por tal motivo se descartó utilizar el método del inverso de la distancia al cuadrado, y calculándose con el método de regresión simple y relación normalizada el llenado de datos faltantes de las series de precipitación y temperatura (Ver anexo 1).

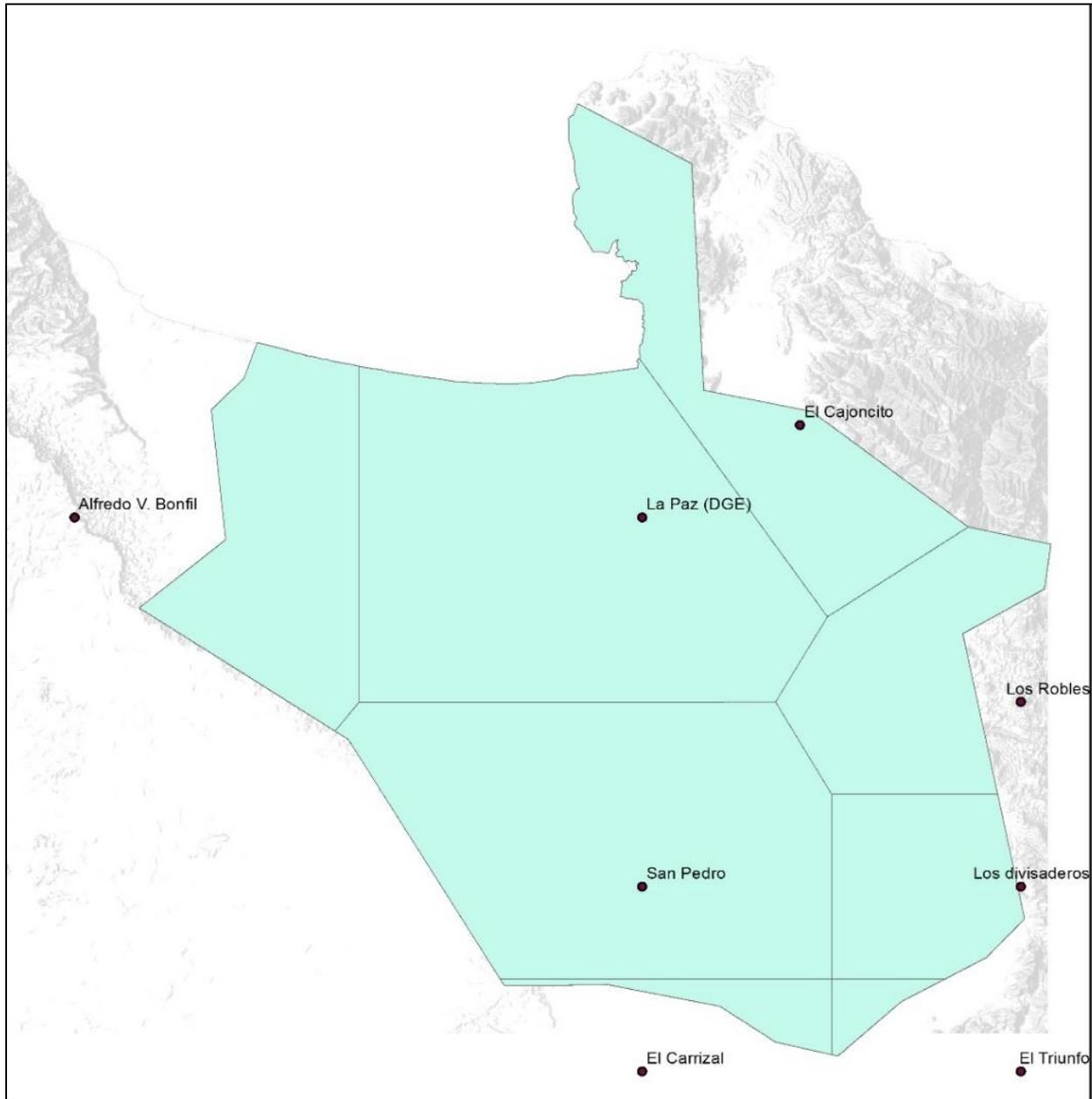


Figura 29. Selección de estaciones climatológicas y polígonos de Thiessen

Tabla 9. Matriz de correlaciones de precipitación

Correlación PP	3011	3015	3018	3023	3036	3058	3074	3077	3104	3110
----------------	------	------	------	------	------	------	------	------	------	------

3011	1.00	0.26	0.47	0.50	0.66	0.60	0.60	0.60	0.79	0.45
3015	0.26	1.00	0.20	0.14	0.20	0.25	0.29	0.46	0.29	0.42
3018	0.47	0.20	1.00	0.62	0.56	0.57	0.52	0.54	0.61	0.40
3023	0.50	0.14	0.62	1.00	0.53	0.61	0.72	0.39	0.58	0.56
3036	0.66	0.20	0.56	0.53	1.00	0.69	0.51	0.61	0.74	0.47
3058	0.60	0.25	0.57	0.61	0.69	1.00	0.66	0.61	0.63	0.45
3074	0.60	0.29	0.52	0.72	0.51	0.66	1.00	0.55	0.63	0.56
3077	0.60	0.46	0.54	0.39	0.61	0.61	0.55	1.00	0.58	0.50
3104	0.79	0.29	0.61	0.58	0.74	0.63	0.63	0.58	1.00	0.44
3110	0.45	0.42	0.40	0.56	0.47	0.45	0.56	0.50	0.44	1.00

4.1.2. Geofísica

Para el análisis de la geología, se recopiló información de estudios previos, sin embargo, dicha información no era suficiente para caracterizar a detalle el acuífero. Por la razón anterior se realizó una campaña de sondeos geofísicos utilizando la técnica TDEM, donde se realizó un total de 50 sondeos (**Figura 30**), con coordenadas indicadas en la **Tabla 10**, de tal forma que se pretendía tener mayor cobertura espacial de información geológica.



Figura 30. Campaña 2016 de sondeos geofísicos

Tabla 10. Coordenadas de sitios de sondeos TDEM campaña 2016

Sondeo	X	Y	Z	Sondeo	X	Y	Z
TEM1	556,771	2'666,282	35	TEM26	562,24	2'649,565	111
TEM2	555,532	2'665,840	62	TEM27	562,808	2'648,225	118
TEM3	555,078	2'664,343	80	TEM28	563,511	2'647,387	119
TEM4	553,025	2'663,559	82	TEM29	564,765	2'646,345	121
TEM5	551,540	2'662,292	98	TEM30	566,031	2'645,665	111
TEM6	550,852	2'661,515	98	TEM31	567,141	2'644,774	113
TEM7	549,791	2'660,207	118	TEM32	568,305	2'643,729	117
TEM8	548,286	2'659,877	139	TEM33	569,256	2'643,116	124
TEM9	547,573	2'659,467	162	TEM34	570,060	2'641,203	136
TEM10	546,199	2'657,916	252	TEM35	571,953	2'640,821	163
TEM11	570,720	2'658,006	100	TEM36	574,654	2'639,954	215
TEM12	573,345	2'655,609	165	TEM37	574,658	2'638,718	227
TEM13	574,907	2'654,416	204	TEM38	575,313	2'638,276	240
TEM14	576,361	2'653,079	238	TEM39	576,266	2'637,432	254
TEM15	578,755	2'650,970	280	TEM40	576,290	2'635,883	256
TEM16	578,847	2'646,624	237	TEM41	578,324	2'635,559	294
TEM17	577,955	2'644,790	248	TEM42	578,583	2'635,184	300
TEM18	576,979	2'644,084	238	TEM43	580,095	2'634,385	321
TEM19	576,216	2'643,247	236	TEM44	580,999	2'634,326	333
TEM20	574,258	2'642,062	201	TEM45	582,218	2'633,216	343
TEM21	572,977	2'640,355	179	TEM46	563,874	2'651,558	71
TEM22	570,731	2'639,315	145	TEM47	565,240	2'652,822	58
TEM23	569,359	2'637,529	138	TEM48	566,667	2'654,177	57
TEM24	560,858	2'651,743	99	TEM49	569,794	2'655,809	89
TEM25	561,900	2'650,723	101	TEM50	570,796	2'660,819	83

Con dichos sondeos, se definieron 5 nuevas secciones, dando un total de 11 secciones transversales con información descriptiva de las capas que constituyen en el acuífero, como se muestra en la **Figura 31**, donde las líneas rojas son la información existente de estudios anteriores, las líneas verdes son las líneas de las secciones propuestas para la campaña de sondeos geofísicos y los puntos azules son los

sitios reales sondeados en campo modificándose las líneas propuestas por motivos de acceso a los puntos propuestos, siempre tratando de adaptarse para tener una mayor cobertura espacial de información del acuífero.

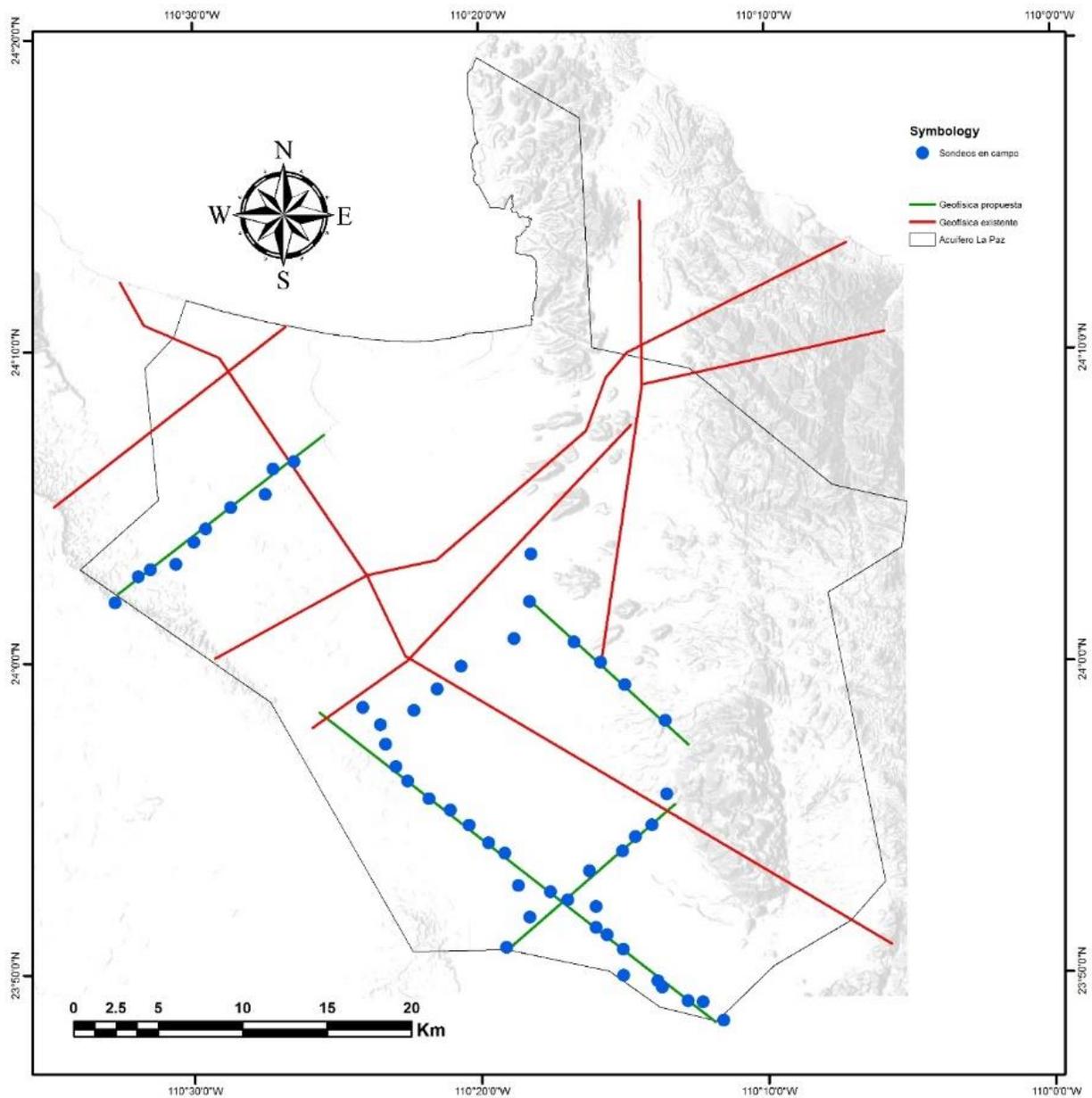


Figura 31. Secciones transversales de sondeos geofísicos

A través de la interpretación de los sondeos se interpretaron e integraron en 9 secciones transversales (¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.6), y mapas de resistividades a cada 25 m en los primeros 100 m de profundidad, y posteriormente a cada 50 m hasta alcanzar la profundidad de 500 m (Figura 32) (Ver anexo 4 y 5).

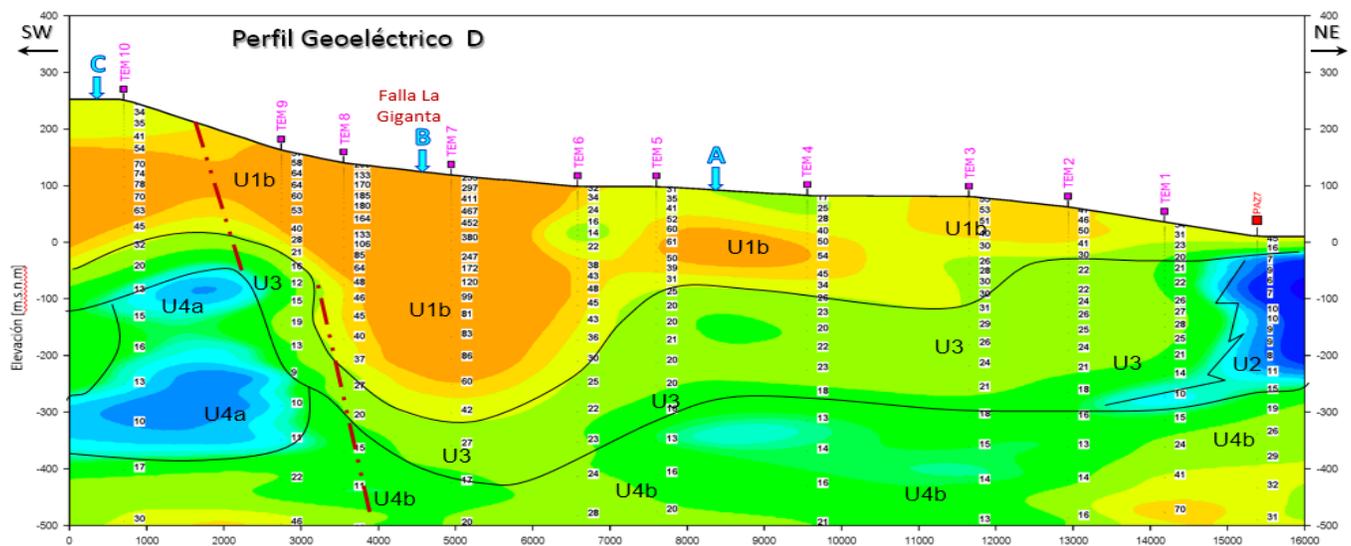


Figura 32. Ejemplo de sección transversal calculada a partir de sondeos

De la Figura 32 se identifican 5 diferentes unidades geoeléctricas que permiten delimitar los materiales de las distintas capas del acuífero, además de que como se aprecia, la unidad U2 es considerada la cuña salina, lo cual permite realizar comparaciones con la configuración resultante del modelo del acuífero.

Los resultados del estudio geofísico, ayudaron a definir las unidades geoeléctricas en el acuífero, caracterizando con ello el tipo de material presente a diferentes profundidades. Se caracterizaron 5 unidades, como se muestra en la Dichas unidades se muestran en la Tabla 11 .

Tabla 11. Unidades geoeléctricas en el acuífero La Paz

Unidad Geoeléctrica	Intervalo Resistivos [Ohm*m]	Correlación
U1a	Menor a 12	Materiales granulares finos a medios, presentan saturación (influencia de intrusión marina)

U1b	Mayores a 12	Cobertura de suelo, arenas secas y/o roca alterada
U2	1 a 15	Materiales granulares finos a medios saturados (posiblemente con agua salobre)
U3	10 a 50	Materiales gruesos (aglomerados, arenas y boleos riolíticos)
U4a	1 a 12	Materiales areno-arcillosos saturados
U4b	12 a 30	Materiales areno-arcillosos y tobas areno-arcillosas
U5	Mayor a 20	Rocas ígneas (composición granítica) de permeabilidad baja

Adicionalmente, los resultados de los mapas de resistividad demuestran que el fenómeno de intrusión salina en el acuífero está presente, siendo a una profundidad de 50 m donde se presenta el mayor avance de la misma, estimando un avance en tierras continentales aproximado de 13 km, como se aprecia en la **Figura 33**.

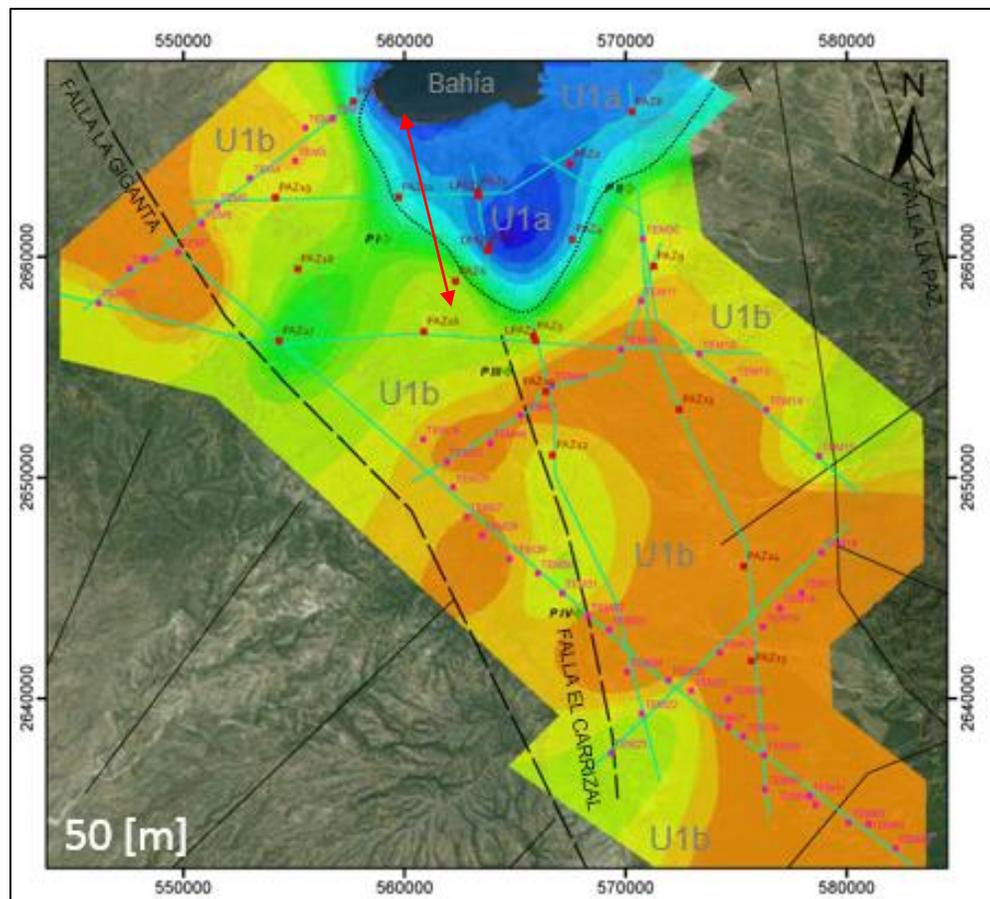


Figura 33. Mapa de resistividad del área de estudio a una profundidad de 50 m

4.1.3. Estimación de la recarga vertical

La estimación de la recarga vertical se realizó en una primera etapa para el acuífero en su totalidad empleando el software ArcGIS 10.2, ello a través de operaciones mediante archivos tipo ráster (celdas), con un tamaño de celda de 50 m por 50 m, siguiendo la metodología de la sección 3.4.

En una primera etapa se definió el parámetro K, el cuál es determinado en función del uso y tipo de suelo, dando como resultado mapas como el de la **Figura 34**

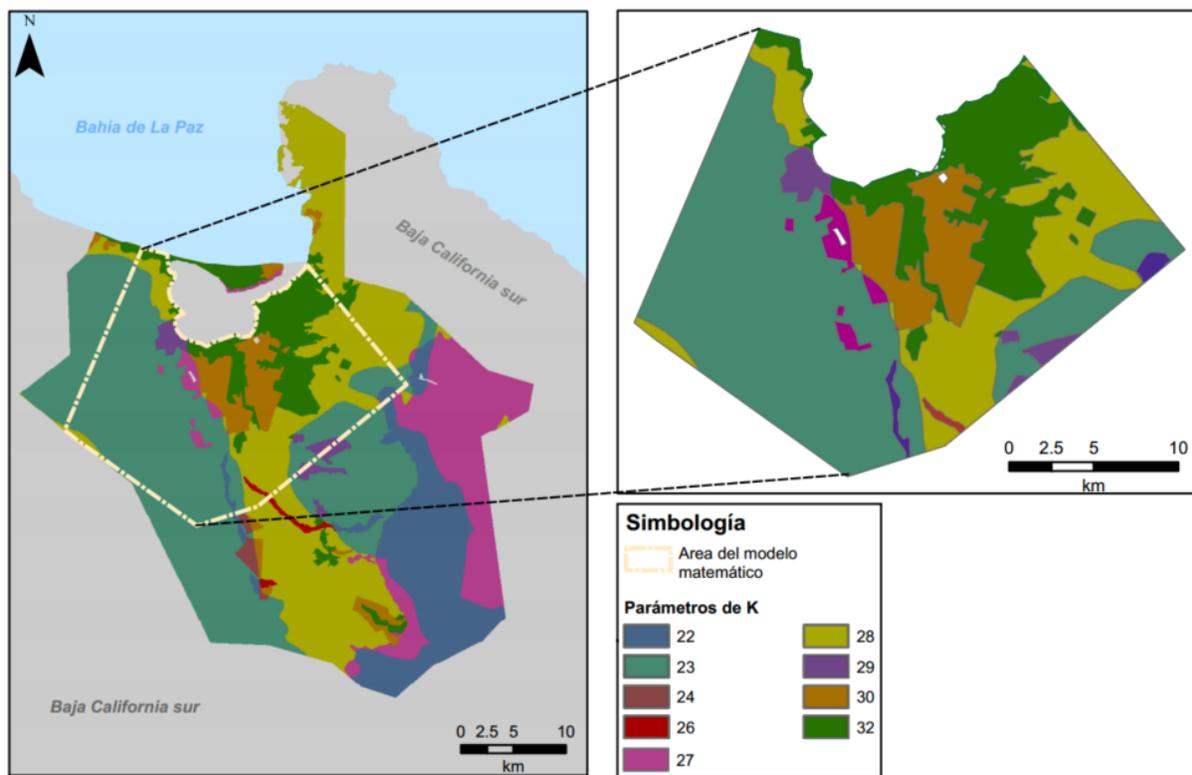


Figura 34. Mapa de parámetro K, para el acuífero La Paz. Elaboración Propia

Con base en la Ecuación 13, se generaron mapas de coeficiente de escurrimiento anual (C_e) para la serie histórica de 1980 a 2011, como el de la **Figura 35**.

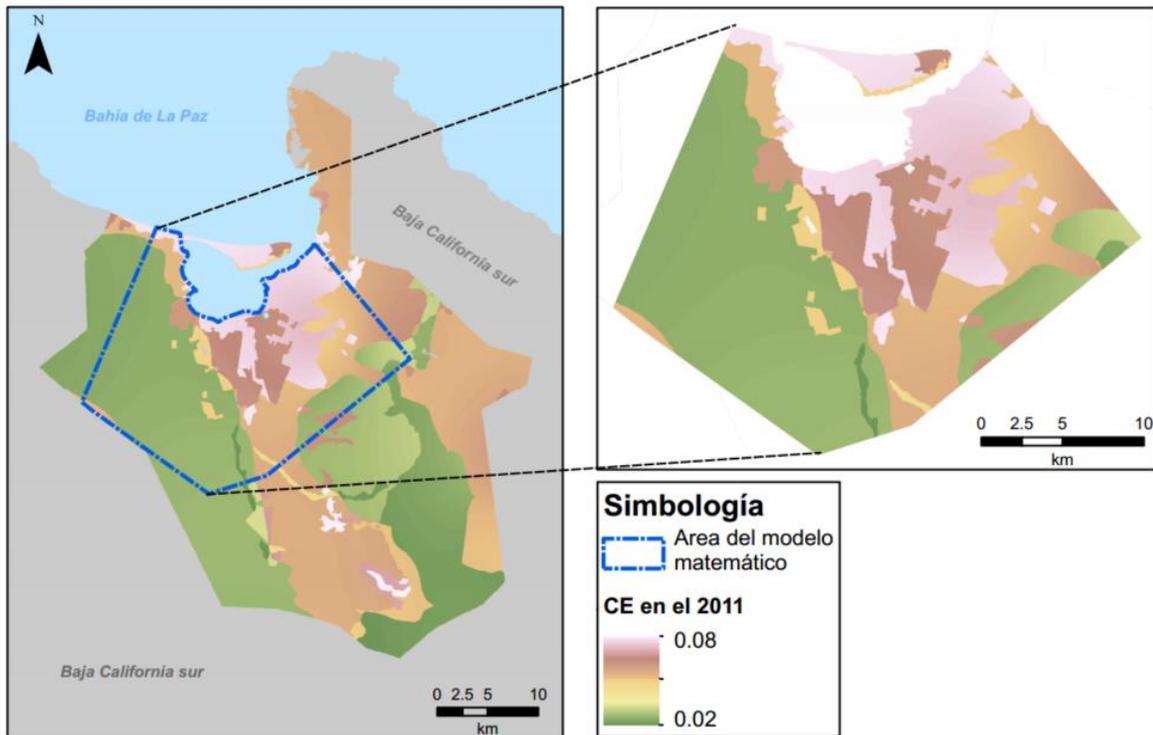


Figura 35. Mapa de coeficiente de escurrimiento para el año 2011. Elaboración Propia

En dicho mapa (**Figura 35**), se observan coeficientes de escurrimiento relativamente bajos, donde en la zona montañosa se observan valores cercanos a 0.02 mientras que en la zona central del valle de La Paz y la zona cercana a la costa se alcanzan valores de 0.08. Este valor influirá sobre la estimación de la recarga vertical del acuífero.

Una vez definidos los valores del Ce, se realizó el cálculo de mapas utilizando la Ecuación 11, estimando con ello los volúmenes de escurrimiento anual para el mismo periodo 1980-2011, donde se encontró que, dadas las condiciones climáticas del área de estudio, existen escurrimientos relativamente bajos lo cual origina que no se tengan escurrimientos permanentes durante todo el año (**Figura 36**).

Finalmente, para realizar el cálculo de la infiltración (recarga vertical), se realizó un balance, sustituyendo los mapas de la **Figura 36**, **Figura 37** y **Figura 38** en la siguiente expresión:

$$I = P - Et - Es$$

Ecuación 27

Donde: I es la infiltración o recarga vertical
 P es la precipitación total anual
 Et es la evapotranspiración
 Es es el volumen de escurrimiento

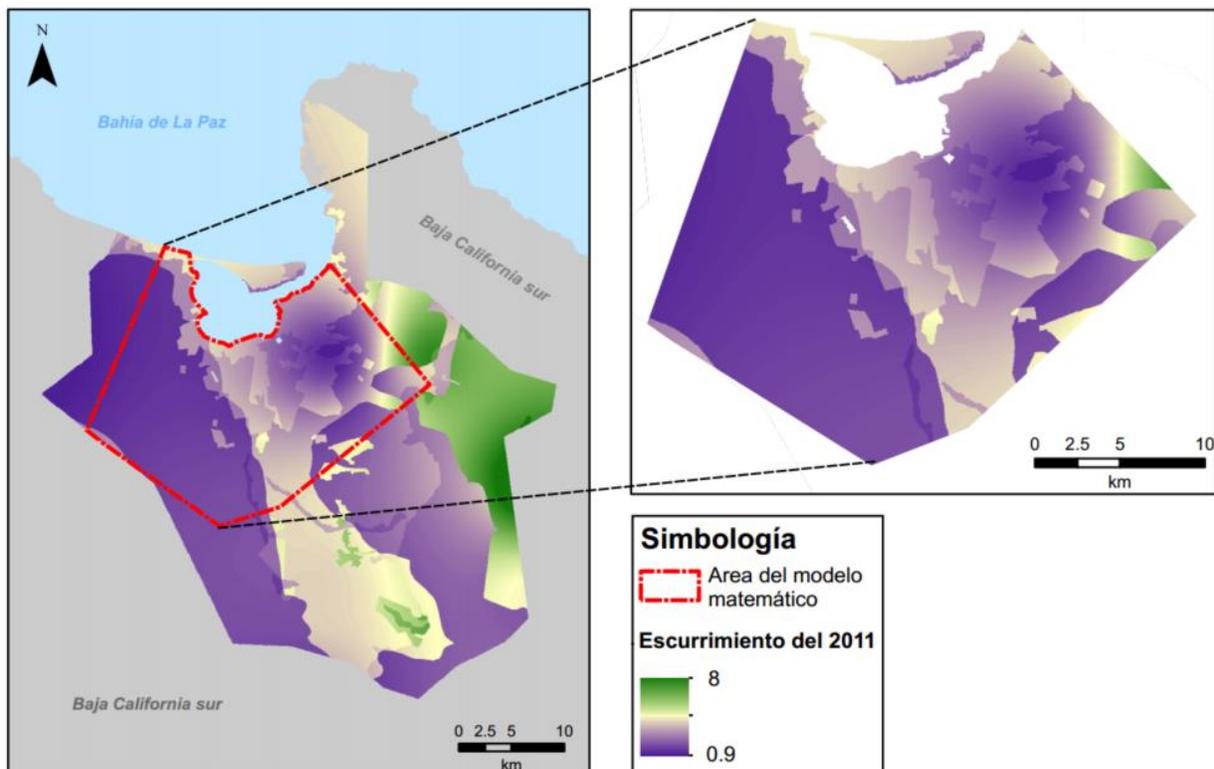


Figura 36. Mapa de volumen de escurrimiento anual para el año 2011. Elaboración Propia

De la **Figura 36** observamos, que como era de esperarse, la región con mayor escurrimiento se encuentra en la zona montañosa (color verde), ello influenciado por las grandes pendientes que existen, mientras que para la zona central del valle se generan escurrimientos medios (color amarillo) y en la zona oriente los escurrimientos mínimos en el área de estudio (color modado).

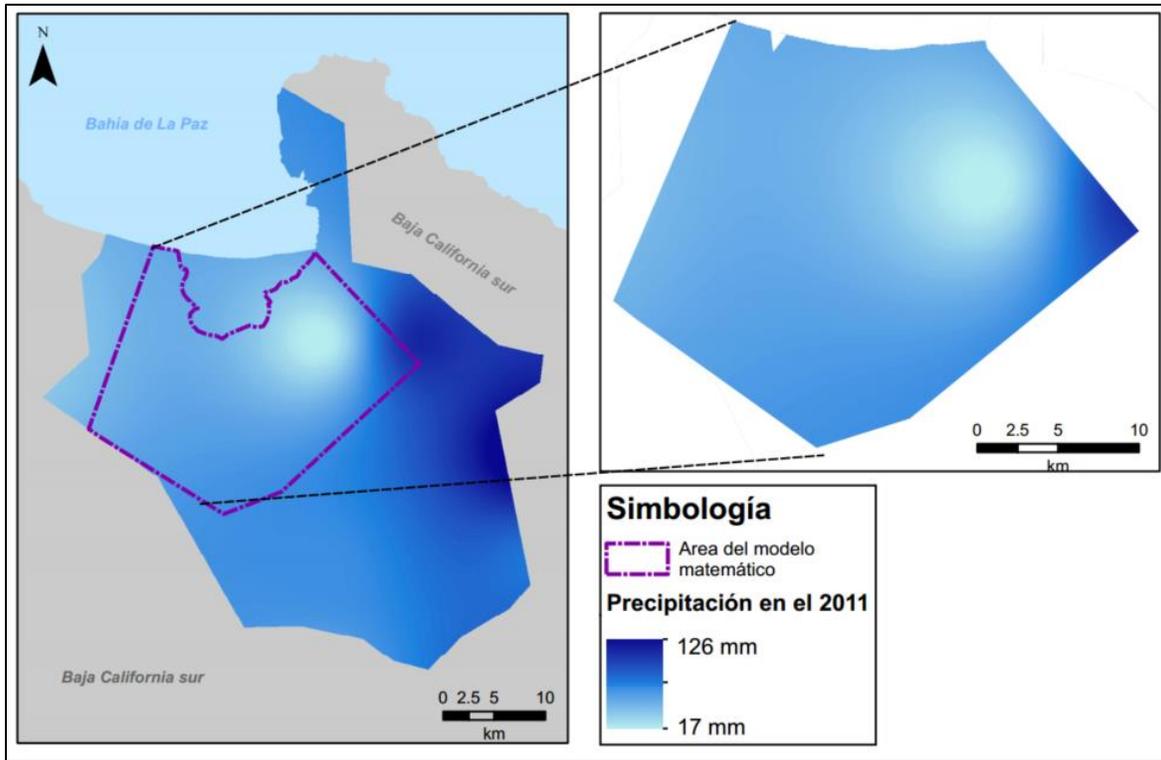


Figura 37. Mapa de precipitación total anual para el año 2011. Elaboración Propia

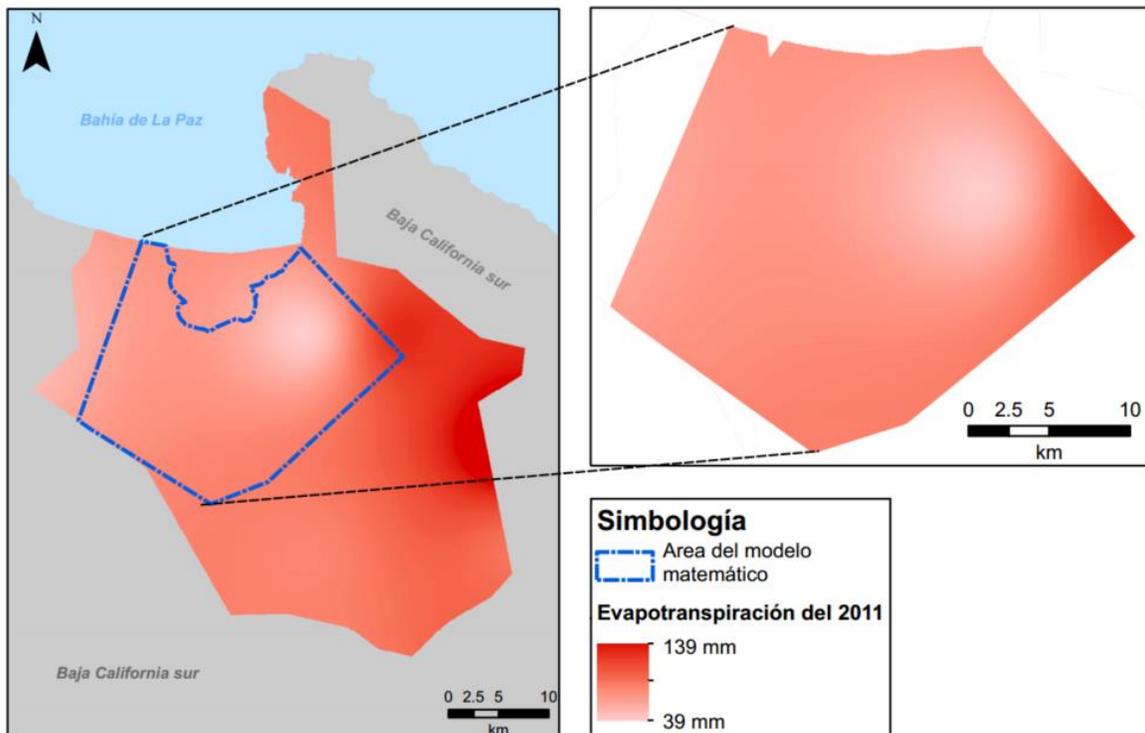


Figura 38. Mapa de evapotranspiración total anual para el año 2011. Elaboración Propia

Como resultado se generaron mapas de infiltración como el de la **Figura 39** para la serie temporal antes descrita, identificando como zonas potenciales de recarga las regiones cercanas a la zona montañosa del acuífero, así como la zona oeste del mismo, identificadas en la imaffen por las áreas delimitadas en color amarillo.

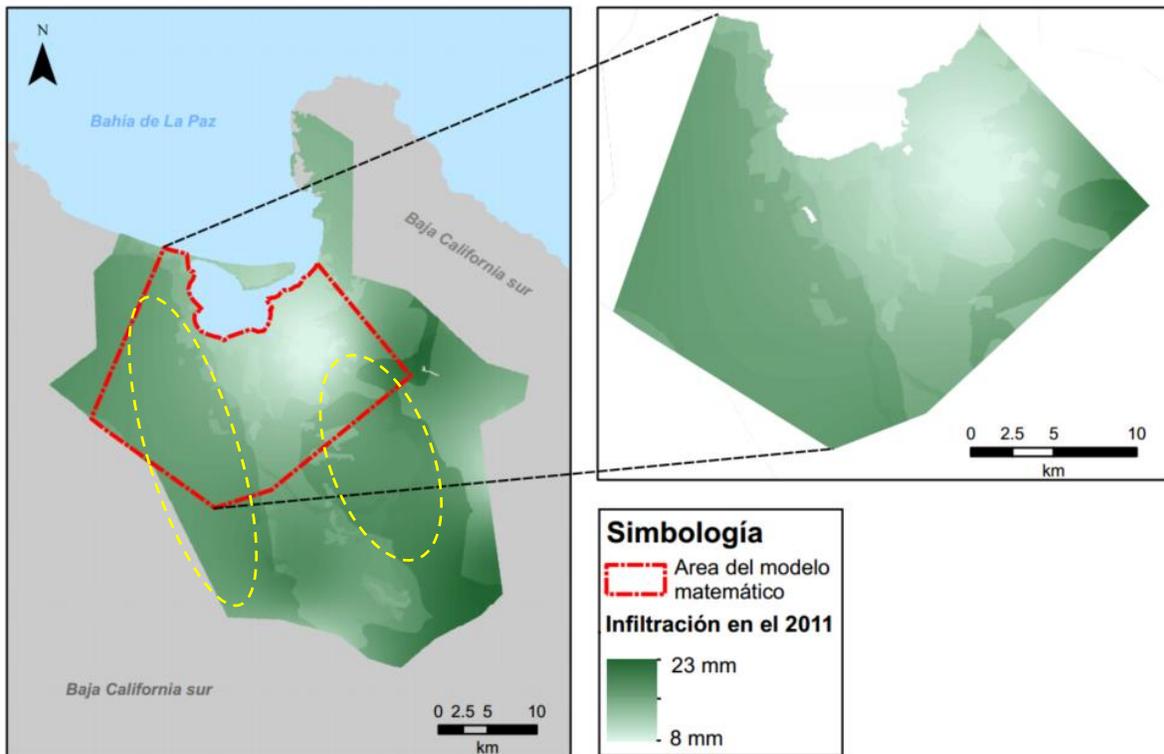


Figura 39. Mapa de infiltración anual para el año 2011. Elaboración Propia

4.1.4. Calidad de agua

Como parte de la mejora del estado del arte en cuestiones de calidad del agua, se realizó un monitoreo de 54 sitios en 2015 (**Figura 40**) conocer la evolución química del agua.

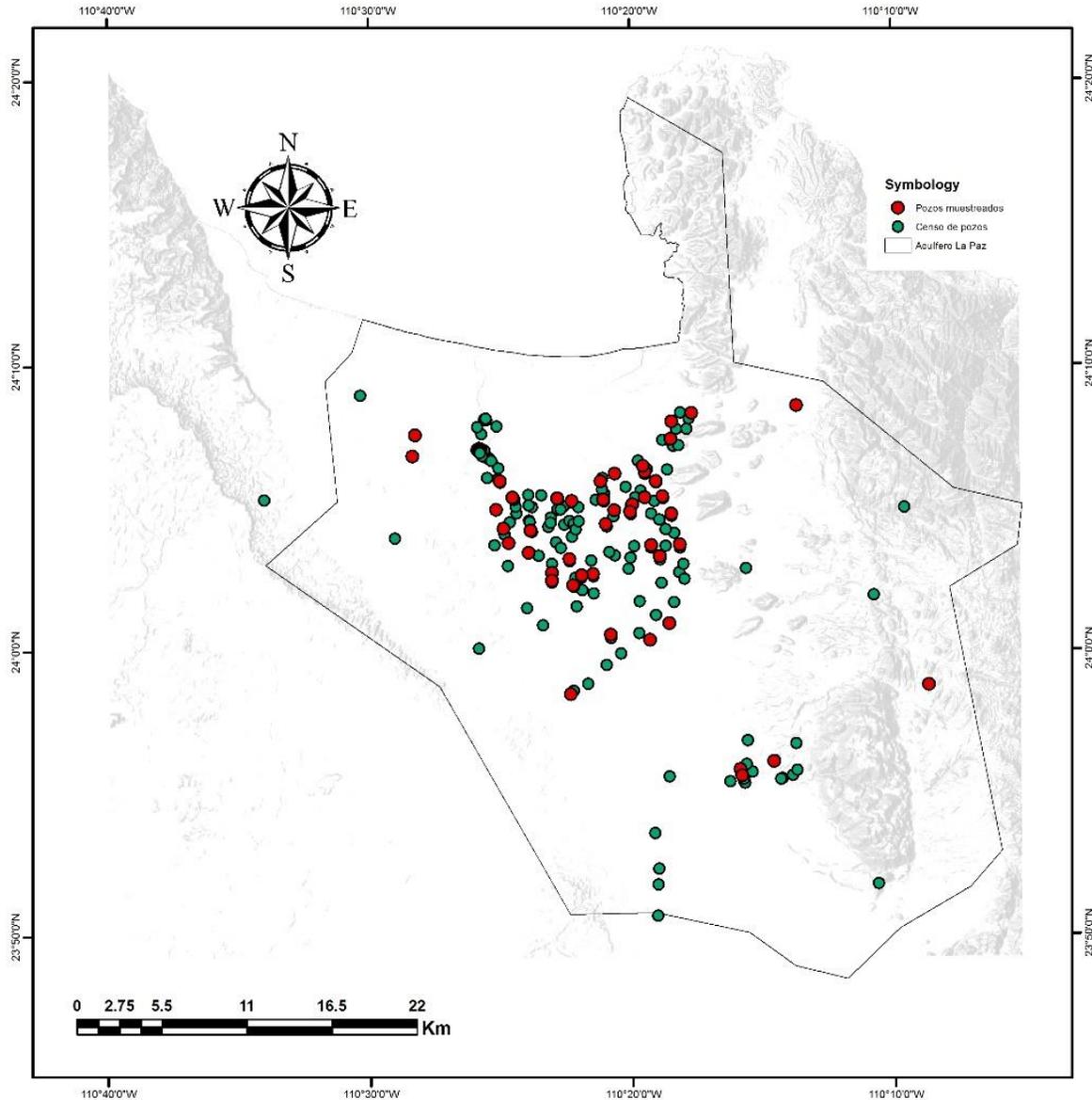


Figura 40. Sitios de muestreo de calidad de agua en el año 2015

Para dicho monitoreo, se tomaron las muestras de 52 pozos, un manantial, la presa “La Buena Mujer” y de agua de mar (Figura 41), para analizar su composición química e isotópica.



Figura 41. a) Manantial; b) Determinación de alcalinidad; c) Presa "La Buena Mujer"; d) Pozo de extracción de OOMSAPAS

Los resultados de las muestras se agruparon igual forma que las propuestas por Tamez-Meléndez et al. (2016), mediante un análisis de agrupamiento jerárquico utilizando 15 variables (pH, temperatura, conductividad, SDT, OD, alcalinidad, Na^+ , SiO_2 , K^+ , Ca^{2+} , Sr^{2+} , Cl^- , Br^- , NO_3^- , SO_4^{2-} y la distancia de la ubicación del sitio de la muestra desde la costa), resultando en tres grupos: el grupo 1 (8 muestras en la parte alta del acuífero fuera de la costa), el grupo 2 (16 muestras situadas en el área urbana del acuífero) y el grupo 3 (23 Muestras en el área central del área de estudio, con actividades agrícolas).

Una vez realizado dicha agrupación, se verificó mediante un análisis de varianzas si existían diferencias significativas en las medias de las muestras, encontrando que los valores de las muestras se pueden

considerar como iguales al evaluarlas con un valor de significancia de 0.05, es decir, con un nivel de confianza de 95 %.

Como resultados del análisis de calidad de agua, se encontró que en cuanto a salinidades, el grupo 1 tiene un rango comprendido entre 479 y 924 $\mu\text{S cm}^{-1}$ (Agua dulce) y cloruro de 1,54 a 3,33 $\text{moles}\cdot\text{m}^{-3}$; la salinidad del grupo 2 varía de 683 a 1.658 $\mu\text{S cm}^{-1}$ y las concentraciones de cloruro de 2,70 a 10,86 $\text{mol}\cdot\text{m}^{-3}$; y el grupo 3 (agua salobre) con una conductividad entre 1,777 y 8,920 $\mu\text{S cm}^{-1}$ y concentraciones de cloruro entre 11,23 y 83,49 $\text{mol}\cdot\text{m}^{-3}$, lo que indica un aumento probable de la salinidad a lo largo de la trayectoria del flujo a medida que el agua se acerca al mar.

El dominio general de los cationes es $\text{Na} > \text{Ca} = \text{Mg} > \text{K}$, mientras que la dominancia de los aniones fue $\text{Cl} > \text{HCO}_3 \gg \text{SO}_4$. El grupo 1 se deriva del agua de lluvia, por lo que las facies hidroquímicas evolucionan desde las zonas de recarga de Na-HCO₃ y Ca-HCO₃ a Na-Cl y Ca-Cl (grupo 3) cerca de la costa (zonas de no recarga) (Figura 42).

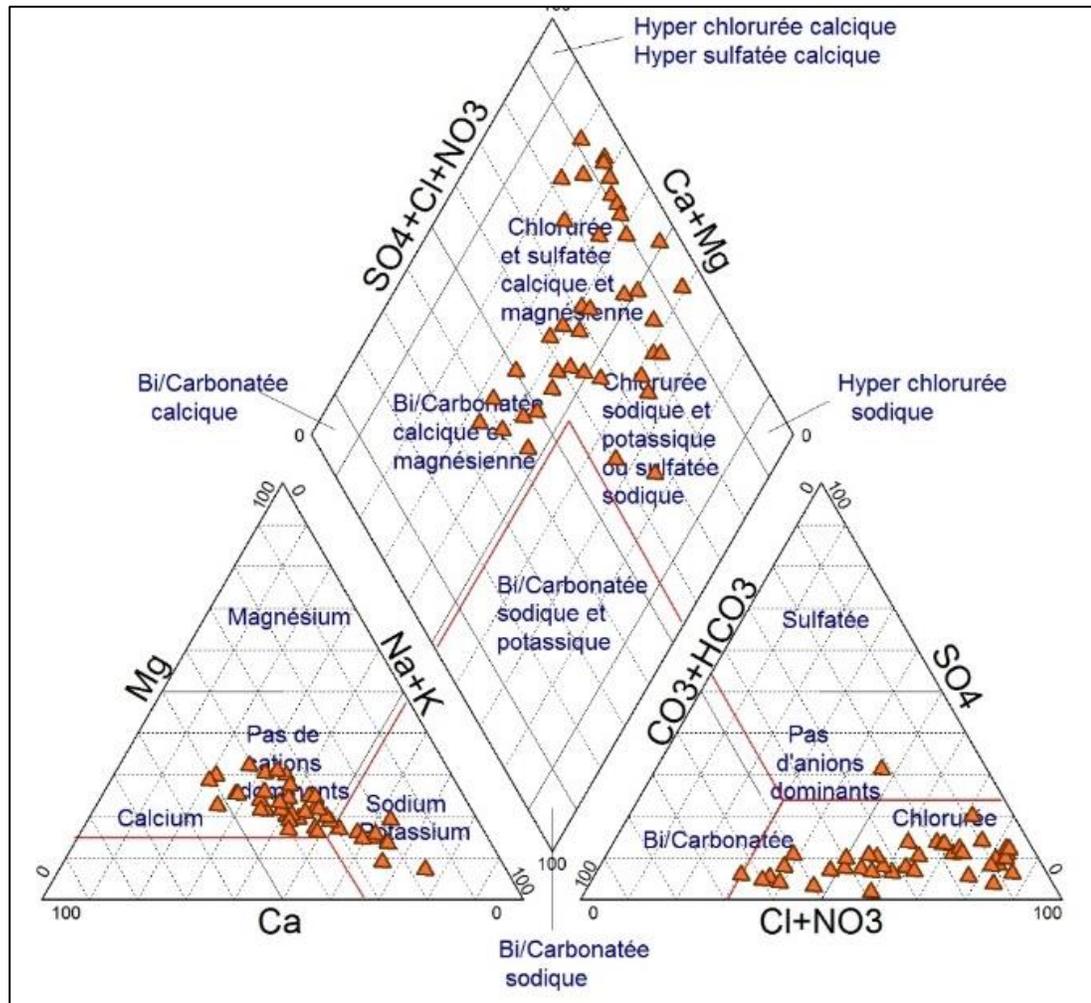


Figura 42. Diagrama de Piper para la campaña 2015 en el acuífero La Paz

Adicionalmente se realizó un esquema del diagrama de Gibbs (Figura 43a), donde se logra identificar que los grupos 1 y 2 están dominados por procesos de meteorización de las rocas que contienen iones Na^+ y K^+ (Figura 43b), mientras que el grupo 3 muestra una tendencia a los procesos de evaporación, típicos de los climas cálidos.

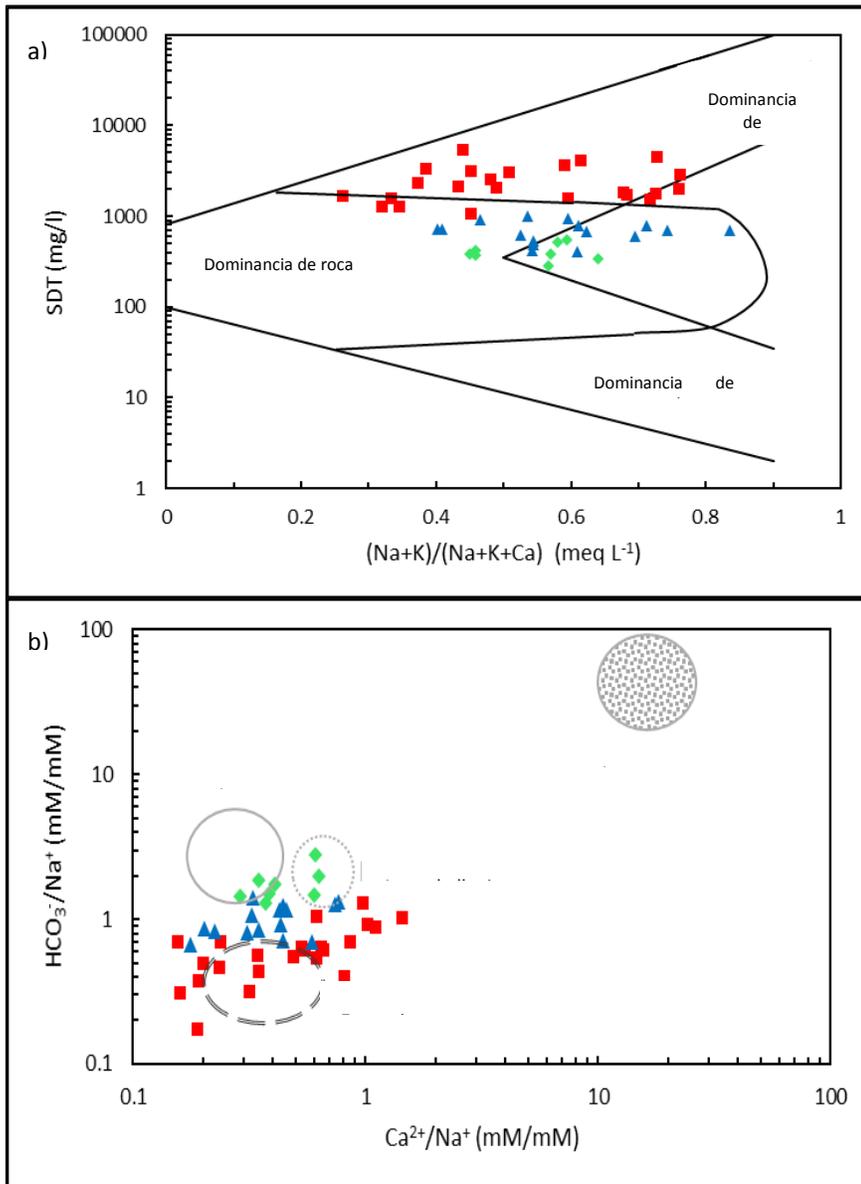


Figura 43. a) Diagrama de Gibbs; b) Mezcla de puntos como relaciones molares de HCO₃⁻/Na⁺ vs Ca/Na para agua subterránea

Como era de esperar, las muestras adquieren su salinidad por la erosión de los silicatos y la disolución de las evaporitas (Figura 43b); La disolución de los minerales del carbonato no juega ningún papel significativo. De acuerdo con la Figura 44, los grupos 1 y 2 siguen una tendencia por debajo de la línea 1:1 indicando el desgaste de silicatos, mientras que el grupo 3 muestra un exceso de iones alcalino-térreos en relación con HCO₃⁻ + SO₄²⁻ para casi todas las muestras, lo que sugiere procesos de intercambio catiónico inverso en lugar de la disolución de la roca carbonatada. En el proceso de

intercambio catiónico inverso, Na^+ es adsorbido y Ca^{2+} liberado, lo que sugiere que el Na^+ de agua de mar sustituye Ca^{2+} adsorbido en la superficie de arcilla, lo que resulta en una reducción de Na^+ en la solución de agua subterránea. Este proceso se produce bajo condiciones de intrusión de agua salada que conduce al cambio de las facies de agua de agua Na-Cl a Ca-Cl.

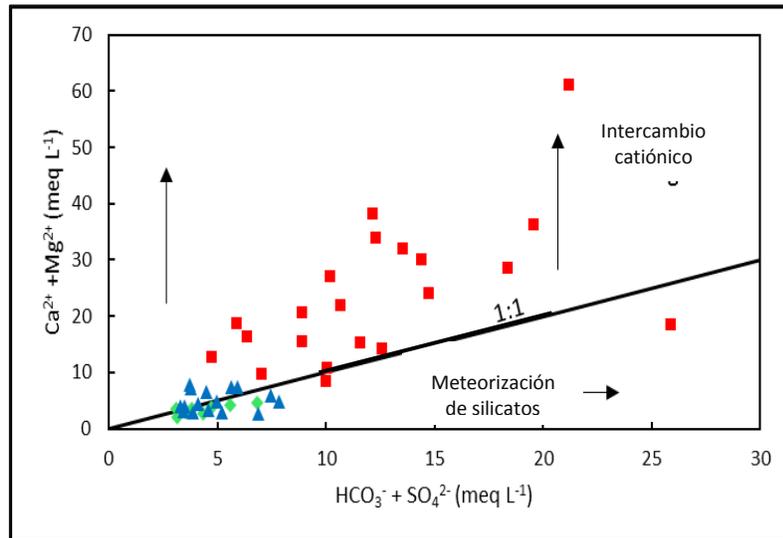


Figura 44. Gráfico de dispersión de Ca+Mg vs $\text{HCO}_3 + \text{SO}_4$

Esta etapa sirvió para identificar los procesos que suceden en el acuífero identificando las fuentes de origen de los incrementos de salinidad, de tal forma que se pueda definir realmente el avance de la cuña salina, durante la modelación matemática.

4.2. Preparación del modelo y ajuste

4.2.1. Modelo conceptual

El modelo conceptual del acuífero se definió considerando que debido a las unidades hidrogeológicas mostradas en la **Tabla 12**, donde debido a la litología y permeabilidades de las distintas unidades, se considera que el sistema trabaja como un acuífero libre constituido por materiales granulares (gravas y arenas), seguido de una capa semi permeable de roca volcánica fracturada y un basamento de rocas ígneas y complejos metamórficos compactos de baja permeabilidad (**Figura 45, Figura 46**). Existen dos flujos en el acuífero, uno proveniente de la zona de recarga tanto en la zona montañosa, como en la zona del valle (flechas azules) y otro proveniente del flujo del mar hacia tierras continentales (flechas amarillas), ambos flujos controlados por las extracciones y fallas del acuífero.

Tabla 12. Clasificación de las unidades hidrogeológicas del valle de La Paz, B.C.S (Monzalvo, 2010)

Unidad hidrogeológica	Unidad estratigráfica	Litología	Permeabilidad
I	Aluvión	Depósitos de la mayor parte del valle, compuestos por materiales granulares, y materiales vulcano clásticos de la Formación Comondú	ALTA Está dada por la porosidad intergranular. Puede ser muy alta en condiciones de baja compactación y grano grueso
	Talud		
	Depósitos de litoral		
	Fracción granular de la Formación Comuondú		
II	Derrames volcánicos de la Formación Comondú como la Lava Providencia	Depósitos de la mayor parte del valle, compuestos por materiales granulares, materiales vulcano clásticos de la formación Comondú	MEDIA La permeabilidad se puede deber al fracturamiento de la roca, en el caso de los basaltos puede ser alta
III	Rocas ígneas intrusivas	Rocas ígneas intrusivas que funcionan como frontera del acuífero, afloran en la parte oriental del área de estudio y que se asocian a las secuencias metamórficas constituidas por filitas, esquistos y gneises	BAJA Son materiales muy compactos
	Complejo metamórfico		

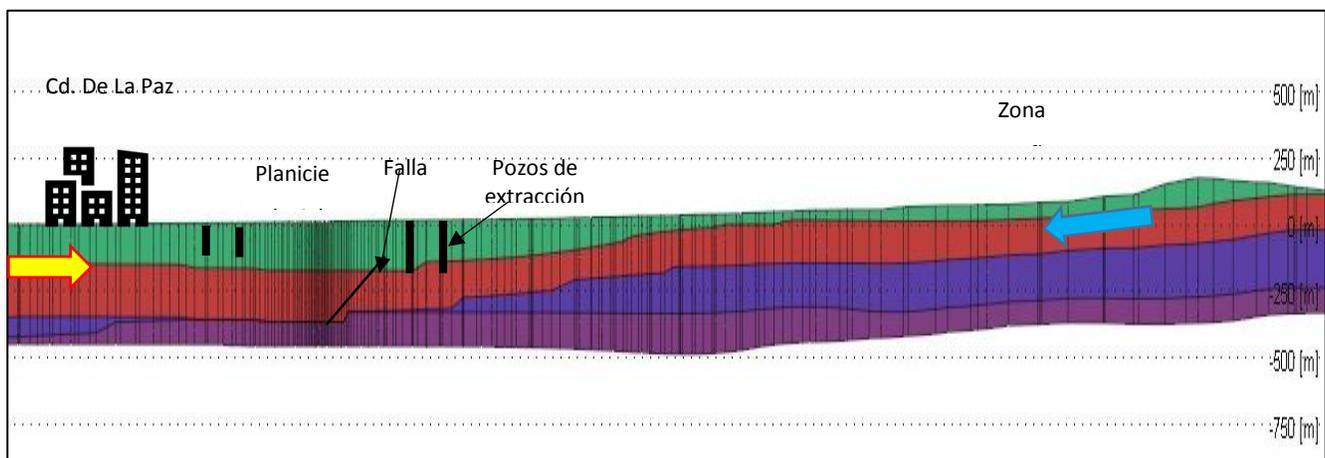


Figura 45. Sección transversal zona montañosa

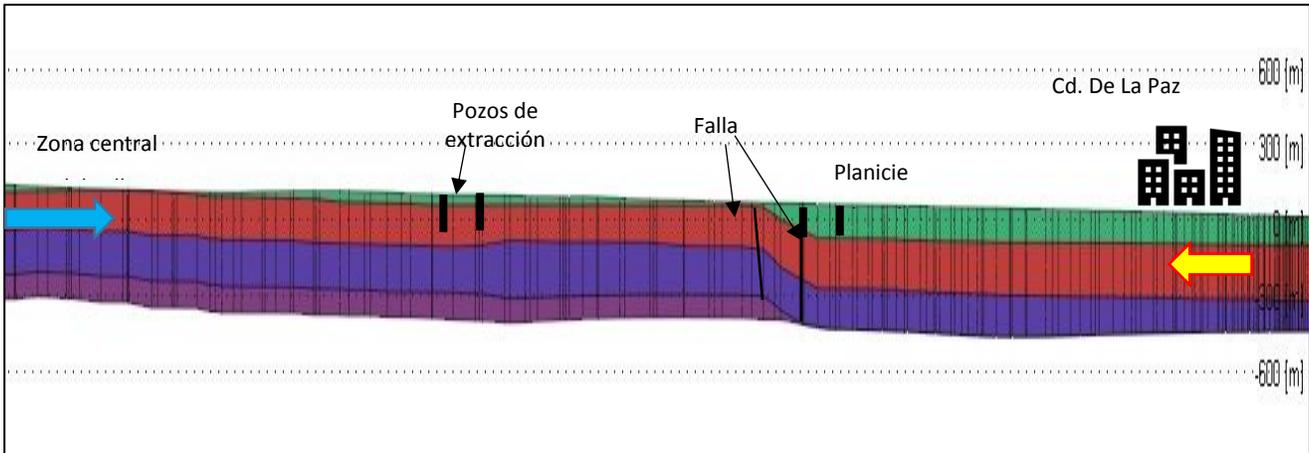


Figura 46. Sección transversal zona de valle

El flujo subterráneo del sistema se considera que se realiza a través de dos medios:

- El medio granular, donde el flujo es controlado por la distribución de diferentes permeabilidades debido a la conformación del abanico aluvial, cuyo flujo es proveniente de las partes altas al oriente del valle, siguiendo un sentido en dirección norte hasta alcanzar la bahía de La Paz.
- El medio fracturado, donde la dirección y distribución de las fracturas y fallas delimitarán la configuración de flujos.

4.2.2. Diseño del modelo

El objetivo del diseño del modelo es generar un sistema representativo que mediante simplificaciones y consideraciones aproxime los efectos que suceden en el flujo y transporte químico del acuífero producto de fenómenos naturales como antropogénicos.

El modelo, contempla una superficie menor a la del acuífero debido a dos condiciones fundamentales:

La primera es que, dentro de la información recopilada, para la zona sur del acuífero no existe información de pozos exploratorios con los cuales relacionar las propiedades del suelo acuífero en esa región, esta problemática pudo ser resuelto con la interpretación de los nuevos sondeos geofísicos, sin

embargo, la segunda condición lo limitó, la cual es que en la región sur no se cuenta con información de niveles piezométricos de los pozos de explotación.

Por las condiciones anteriores, el modelo se limitó al área de mayor explotación del acuífero, cubriendo una superficie de dimensiones aproximadas de 32 km de ancho por 26 km de largo, y un área de aproximadamente 475 km², donde se encuentran las extracciones de mayor relevancia de la zona (Figura 47).

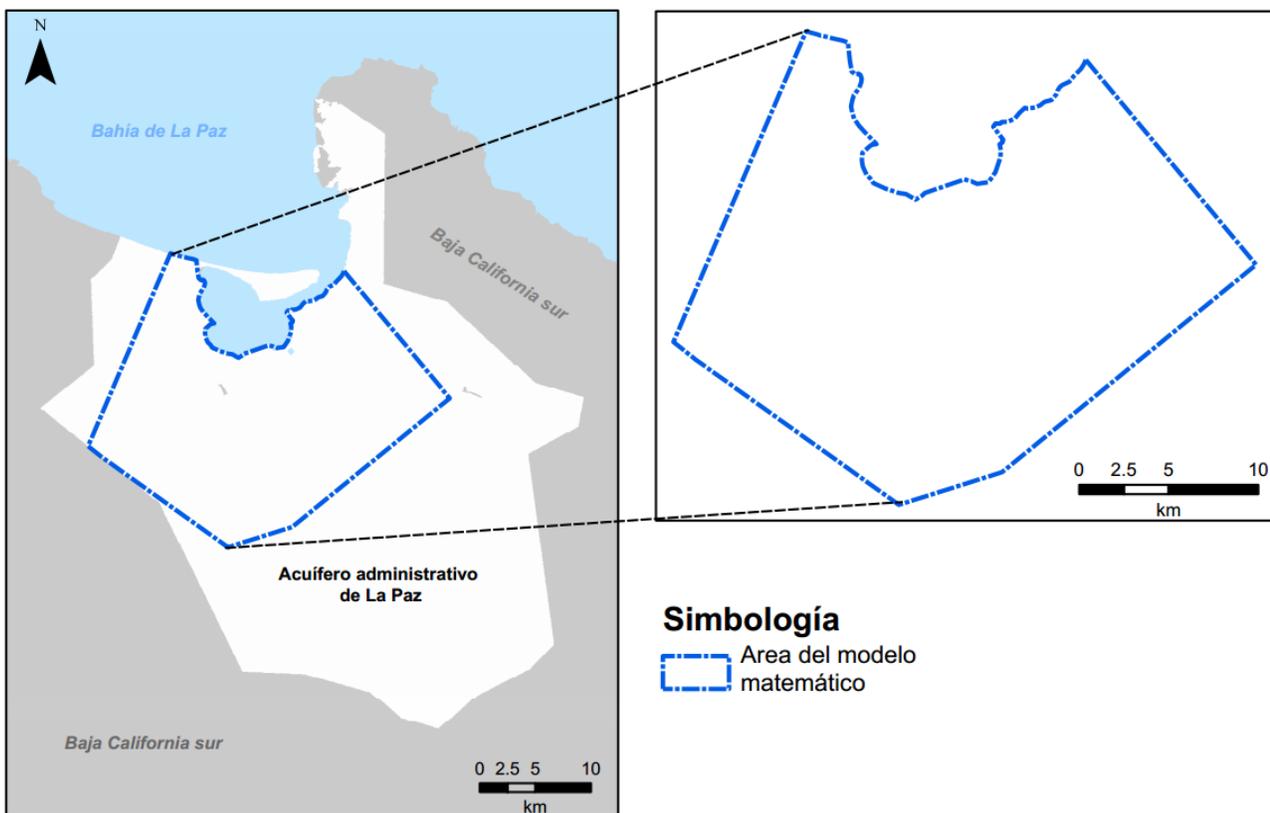


Figura 47. Delimitación del modelo y cobertura espacial del acuífero. Elaboración Propia

Para el diseño del modelo matemático se empleó el código numérico FEFLOW 7.0.10. En dicho diseño se contemplan 3 etapas fundamentales:

1) Tipo de malla y configuración de las capas

El mallado se elaboró mediante método de generación de malla tipo “triangle” el cual al ser un modelo 3D se construyeron elementos de tipo prisma triangular formado por 6 nodos (Figura 49), donde el ángulo mínimo de triangulación fue de 20 grados, con un factor de grado de polígono de 2, y una refinación de la malla en la zona de pozos en un área de 10 m a la redonda (Figura 48). Como resultado se tiene un dominio de malla formado por 185,348 elementos y 116,395 nodos, con una discretización vertical de 4 capas de espesor variable.

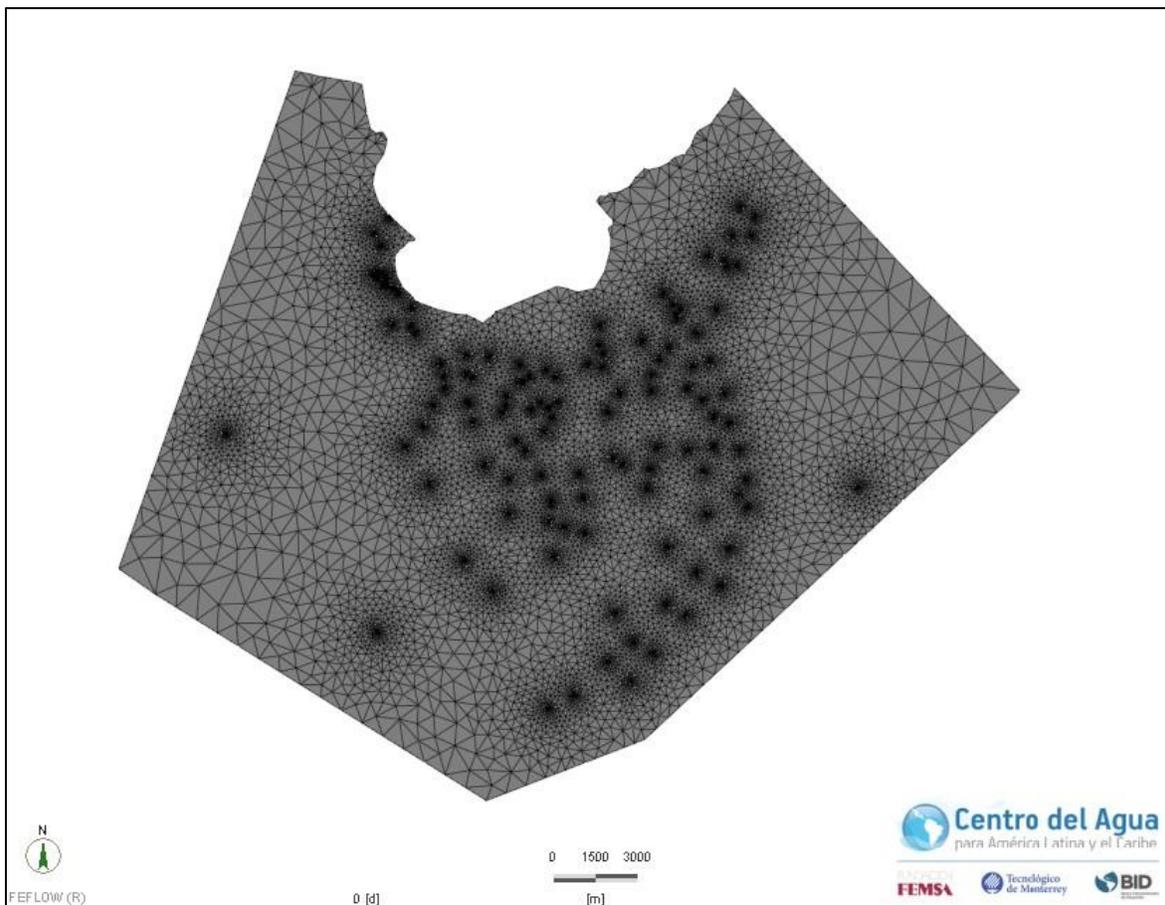


Figura 48. Configuración del mallado en 2D. Elaboración Propia

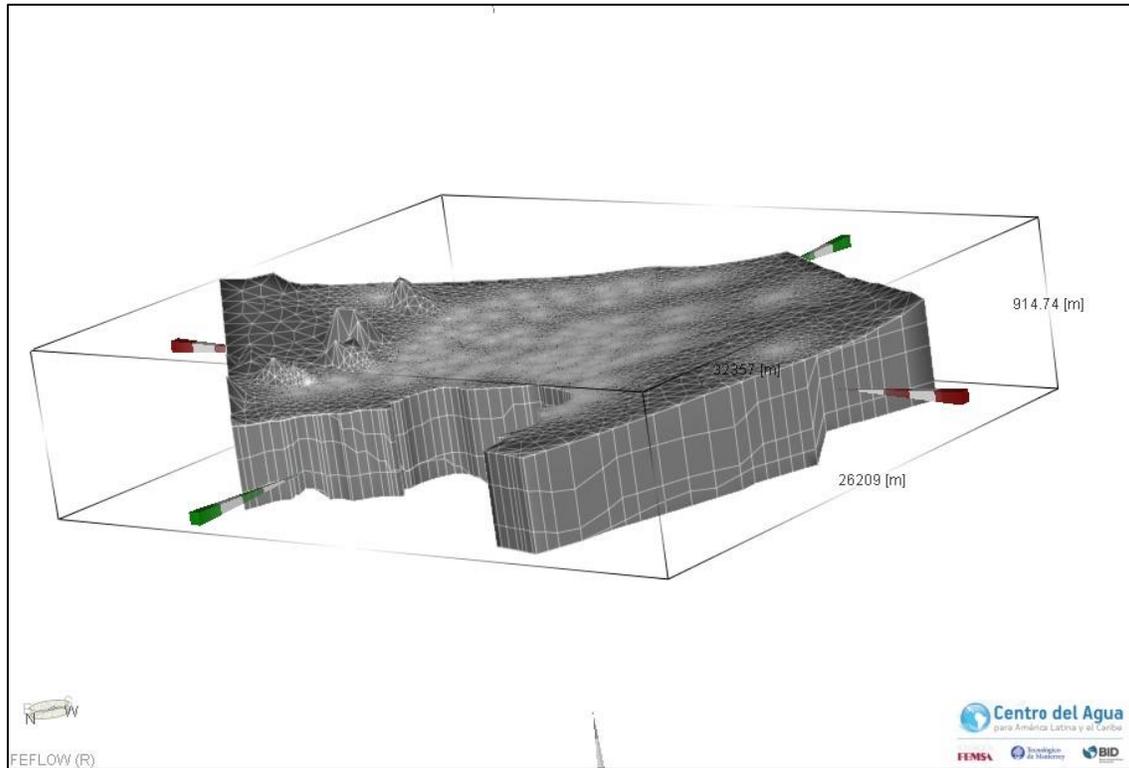


Figura 49. Configuración del mallado en 3D. Elaboración Propia

El diseño de las triangulaciones además se busca que sea una distribución tipo normal, verificado con los gráficos siguientes.

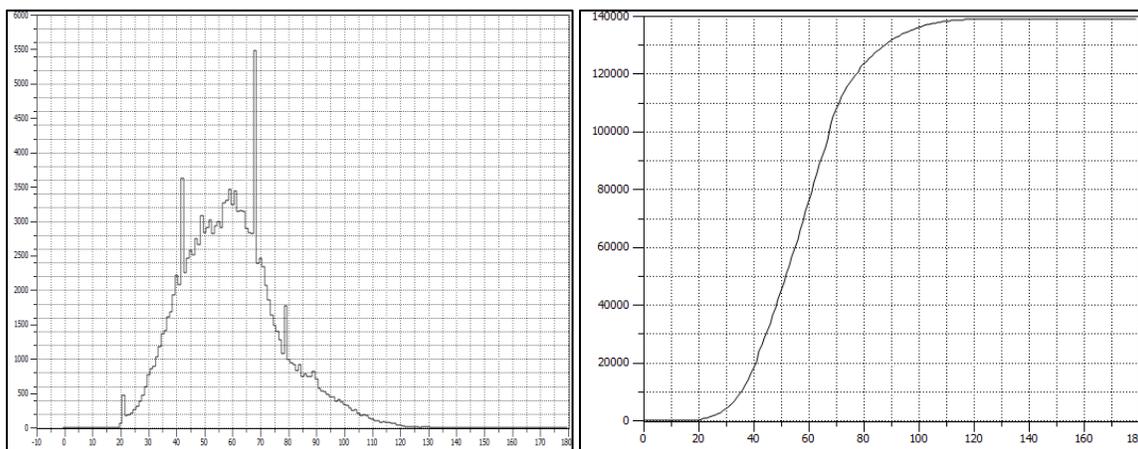


Figura 50. Distribución de ángulos interiores en la configuración de la malla

El diseño del modelo se configuró mediante 4 capas principales, cuya geometría fue delimitada de acuerdo con la interpretación de los perfiles y mapas de resistividad, asociándolos con la geología del acuífero; a partir de ello se elaboró un archivo con información de la profundidad de cada capa, las cuales fueron consideradas de la siguiente forma:

- Capa 1: Se consideró como la capa del medio granular constituido por arenas, gravas y material del abanico aluvial, con espesores que van de un espesor mínimo de 0.4 m hasta los 333.48 m (Figura 51), Para el límite superior de la capa 1, se tomó información de un modelo digital de elevaciones para el territorio mexicano, el cual tiene una resolución de 15 m y dará el relieve de la topografía al modelo, de tal forma que tomó una configuración 3D mostrada en la Figura 49.

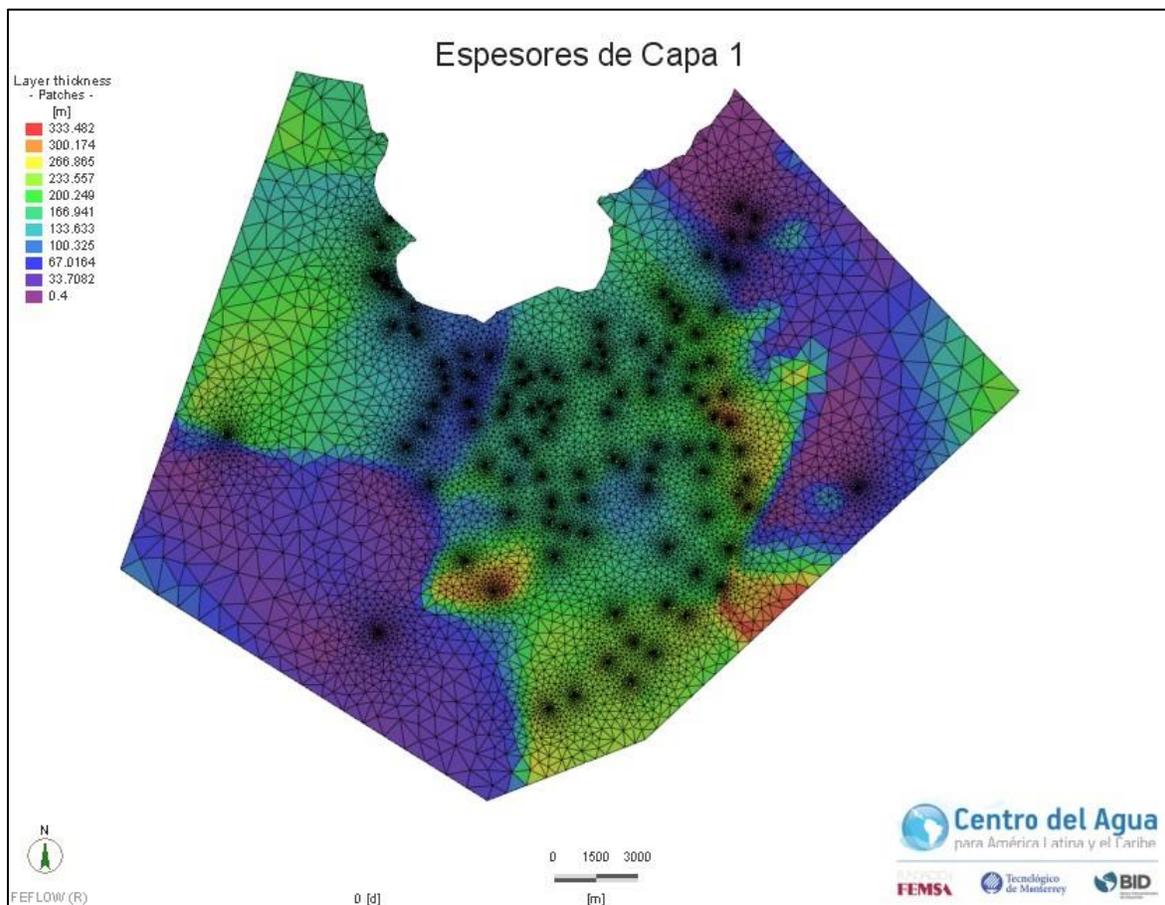


Figura 51. Espesores de capa 1. Elaboración Propia

- Capa 2: esta capa contempla los materiales presentes en la Formación de Comondú y San Isidro, con espesores que van de 0.7 a 224 m. Esta capa está constituida principalmente por materiales de una combinación de areniscas y lutitas, cuya zona de mayor espesor se localiza en el valle central de La Paz

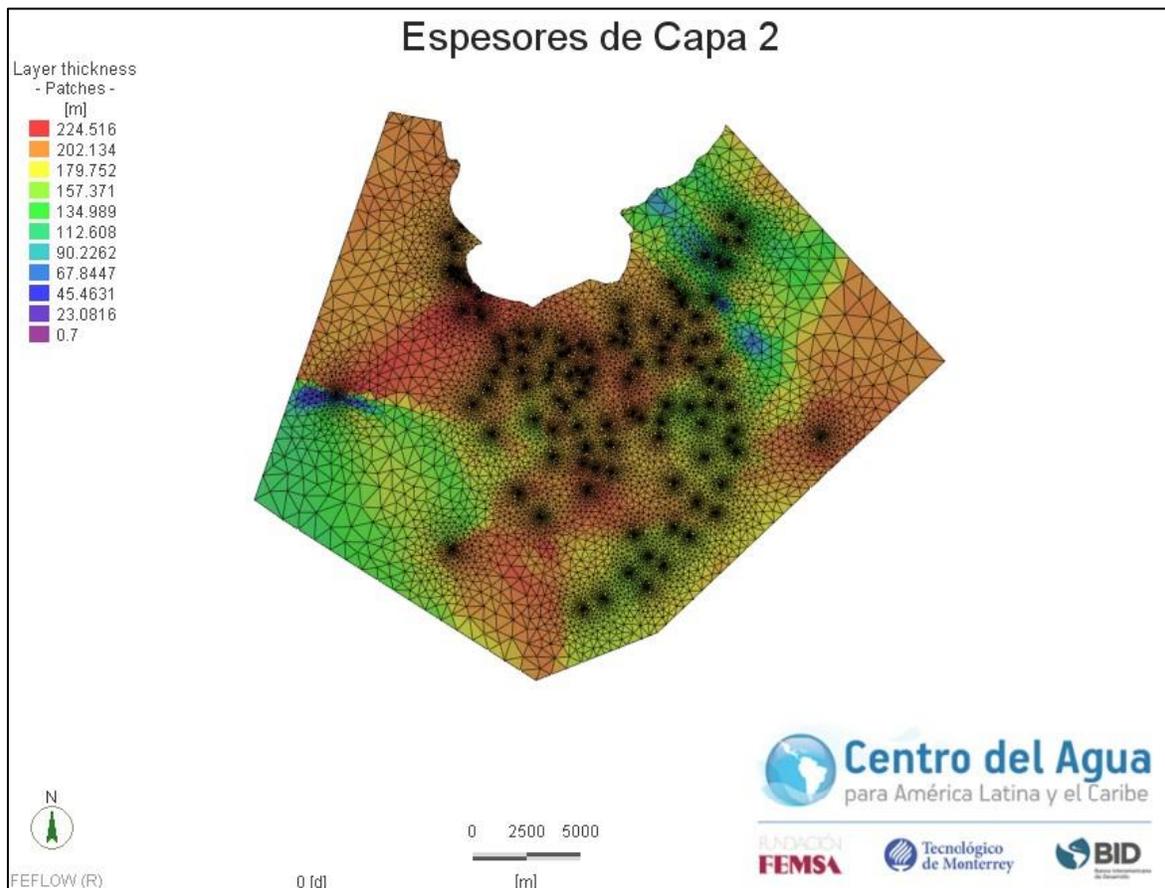


Figura 52. Espesores de capa 2. Elaboración Propia

- Capa 3: para esta capa se consideraron las características de la formación de San Gregorio, ya que existía similitudes en los materiales, donde los espesores de la capa varían de 0.1 a 218 m, alcanzando los matores espesores en la zona oeste del acuífero mientras que en la zona este cercana a la montaña) se alcanzaban espesores de entre 130 y 170 m. El material que conforma esta unidad es un conglomerado de areniscas con lutitas.

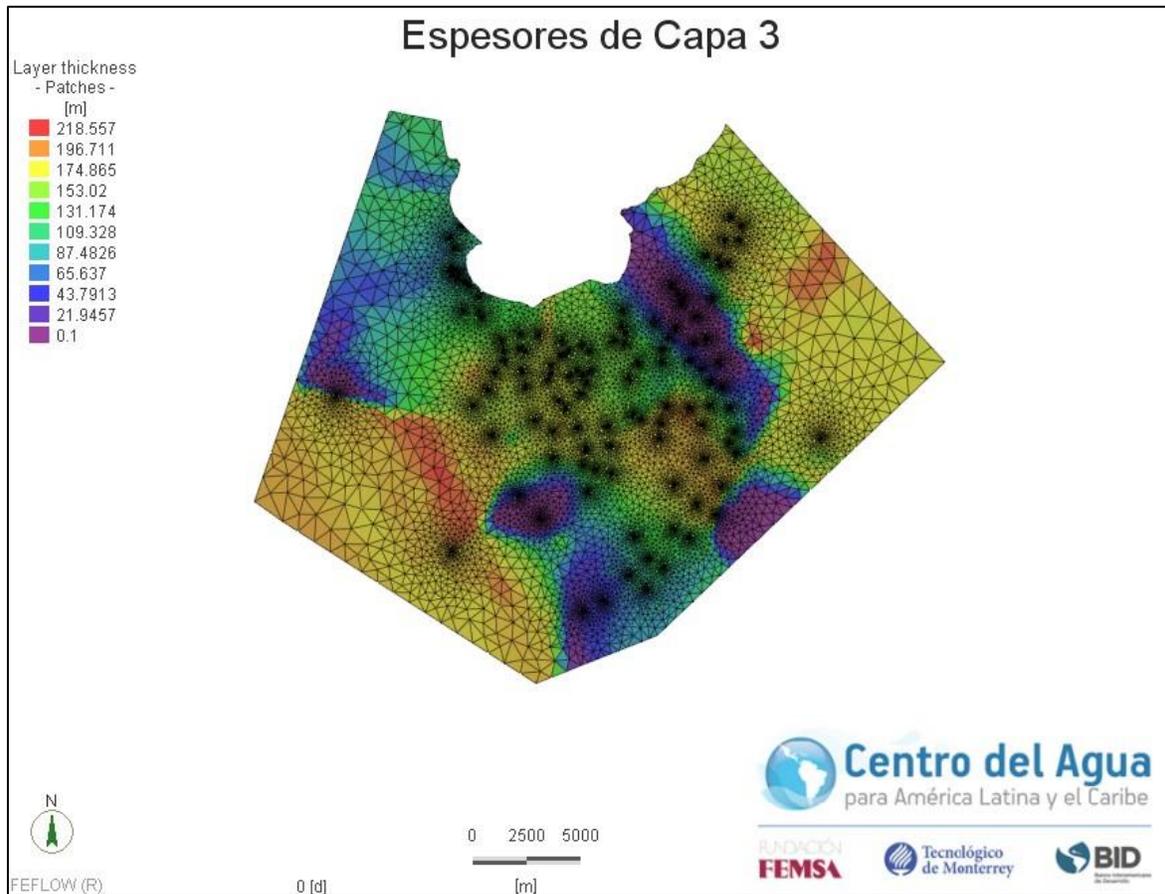


Figura 53. Espesores de capa 3. Elaboración Propia

- Capa 4: esta capa, es una formación de Tepetate, la cual es considerada por sus propiedades como el límite inferior del acuífero al ser impermeable, con espesores en un rango de entre 0.4 y 186 m, en la zona del valle el espesor es mínimo de entre 0 y 40 m mientras que en las zonas laterales varía de 90 a 130 m.

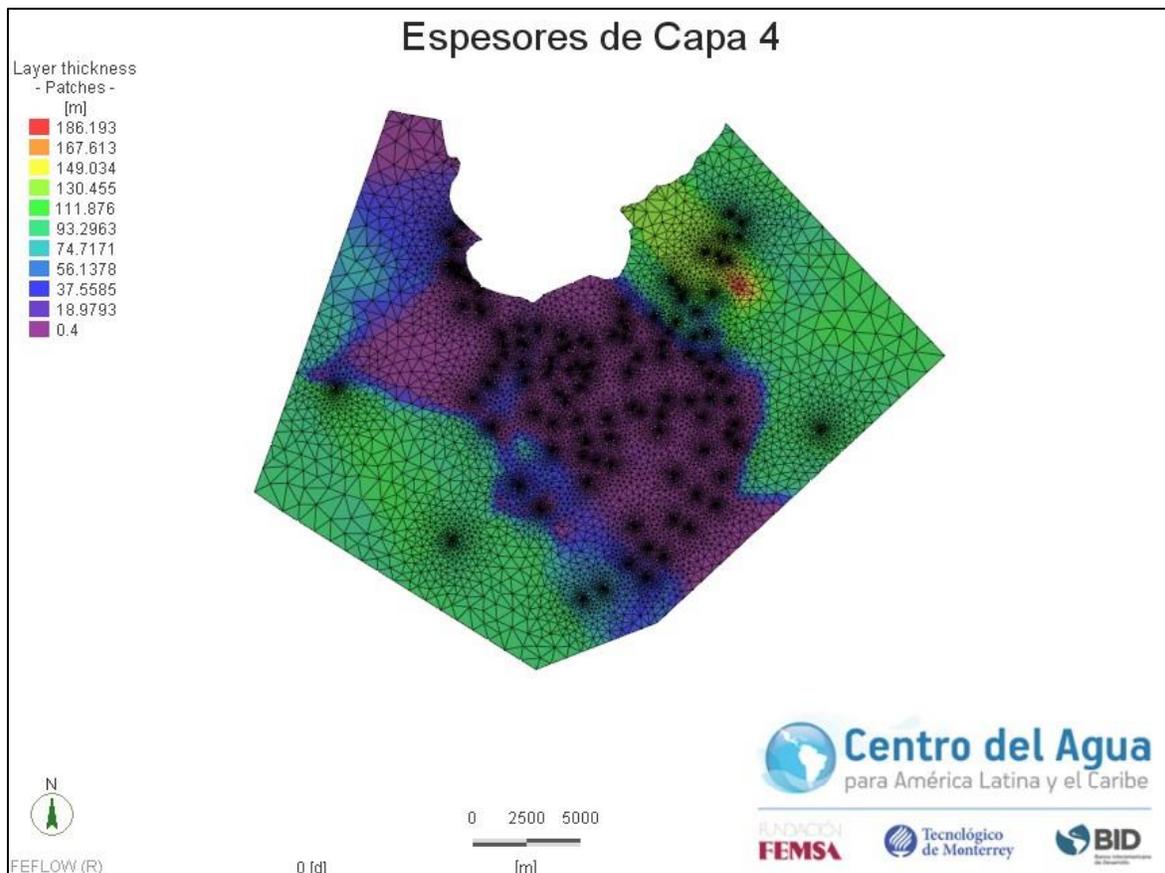


Figura 54. Espesores de capa 3. Elaboración Propia

Una vez definida la geometría del acuífero, fue necesario realizar la asignación de los parámetros de los materiales, los cuales incluyen las conductividades hidráulicas (k), almacenamiento específico (S_s) y porosidades (n), donde se asignaron como condición inicial los parámetros uniformes de la [Tabla 13](#), dichos valores fueron obtenidos de acuerdo a literatura consultada y de valores resultantes **del modelo previo desarrollado por Monzalvo (2010).**

Tabla 13. Parámetros iniciales de materiales del modelo (Adaptadas de Monzalvo, 2010; Cruz-Falcón, 2007)

Materiales	k_x (1×10^{-4} m/s)	k_y (1×10^{-4} m/s)	k_z (1×10^{-4} m/s)	S_s (1×10^{-4} 1/m)	n
Capa 1 (arena-grava-material aluvial)	1.0	1.0	0.1	3.5	0.37
Capa 2 (Formación Comondú y San Ignacio)	0.15	0.15	0.015	7.5	0.15
Capa 3 (Formación San Isidro)	0.031	0.031	0.0031	2.85	0.20
Capa 4 (Formación de Tepetate)	0.019	0.019	0.0019	4.35	0.10

Serie temporal

Para la definición de la serie temporal de modelación se construyó con base en la información existente, por lo que se definió un periodo de simulación comprendido entre 1990 y 2015, con el objetivo de describir el funcionamiento del acuífero de manera anual para el caso de comparación de niveles piezométricos observados (Anexo 6), mientras que para el tema de transporte químico se estableció una serie de comparación de entre los años 1996 y 2015 (Anexo 7).

Condiciones de frontera

En el diseño del modelo se establecieron 3 tipos de condiciones que juegan un papel importante en el funcionamiento del modelo.

a) Condición Tipo Dirichlet

En la zona norte del acuífero (límite con la costa) se asignó una condición tipo I, asignando valores de carga hidráulica de 0 m y una concentración de Cl^- de 35,000 mg/L.

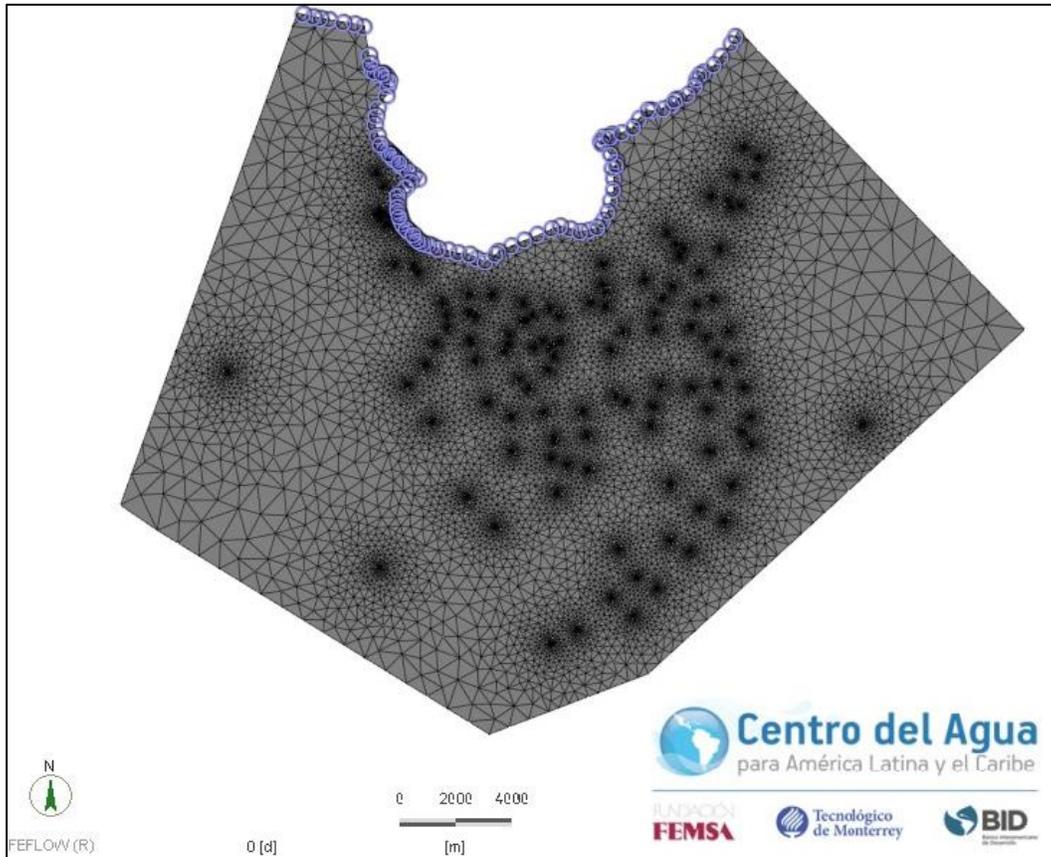


Figura 55. Condición de frontera tipo I asignada al modelo

b) Condición Tipo Neumann

En los límites laterales del modelo se estableció una condición de frontera tipo II, donde se estableció una condición de no flujo, considerando que debido a las líneas equipotenciales y las fallas del acuífero no existe una conexión de flujo hacia el modelo, mientras que otras fracturas propician el flujo en ciertas direcciones del mismo.

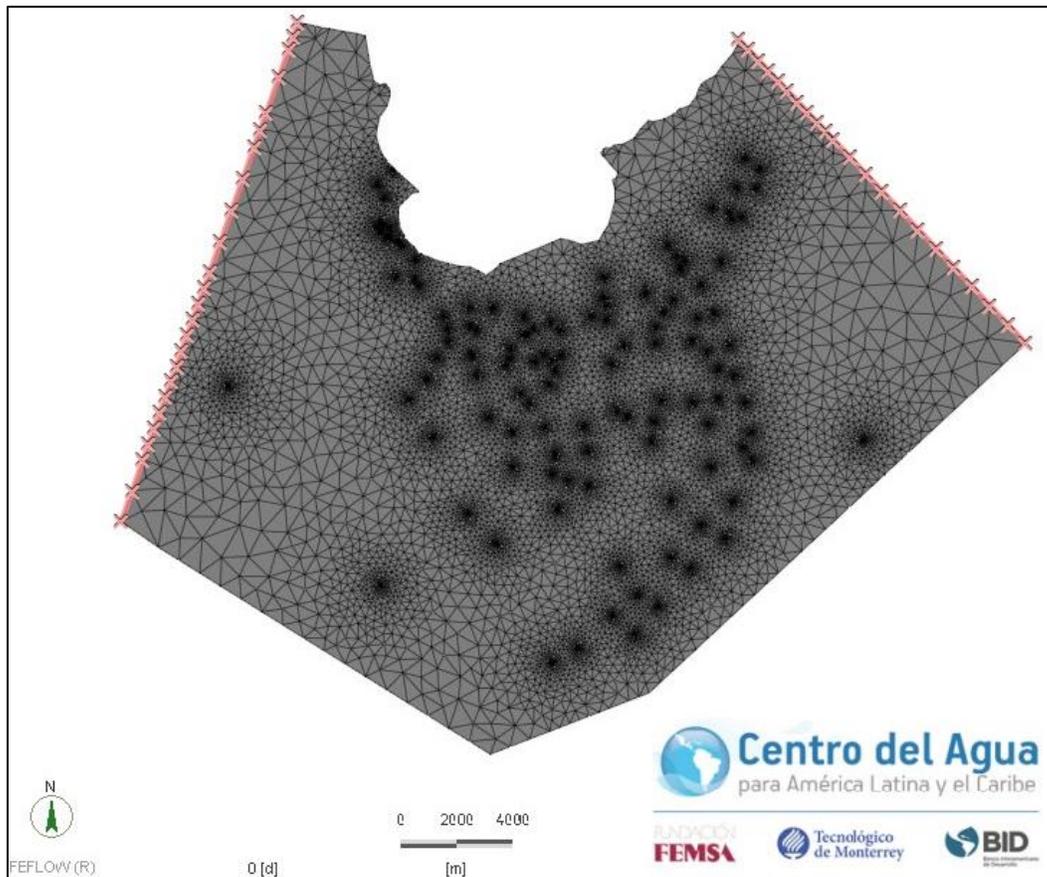


Figura 56. Condición de frontera tipo II asignada al modelo

c) Pozos de extracción

En el modelo se asignaron 147 pozos de extracción (Figura 57), para completar información faltante de profundidades y radio de los pozos se tomó en cuenta las características de los pozos cercanos, consideraciones que se presentan en el anexo 8.

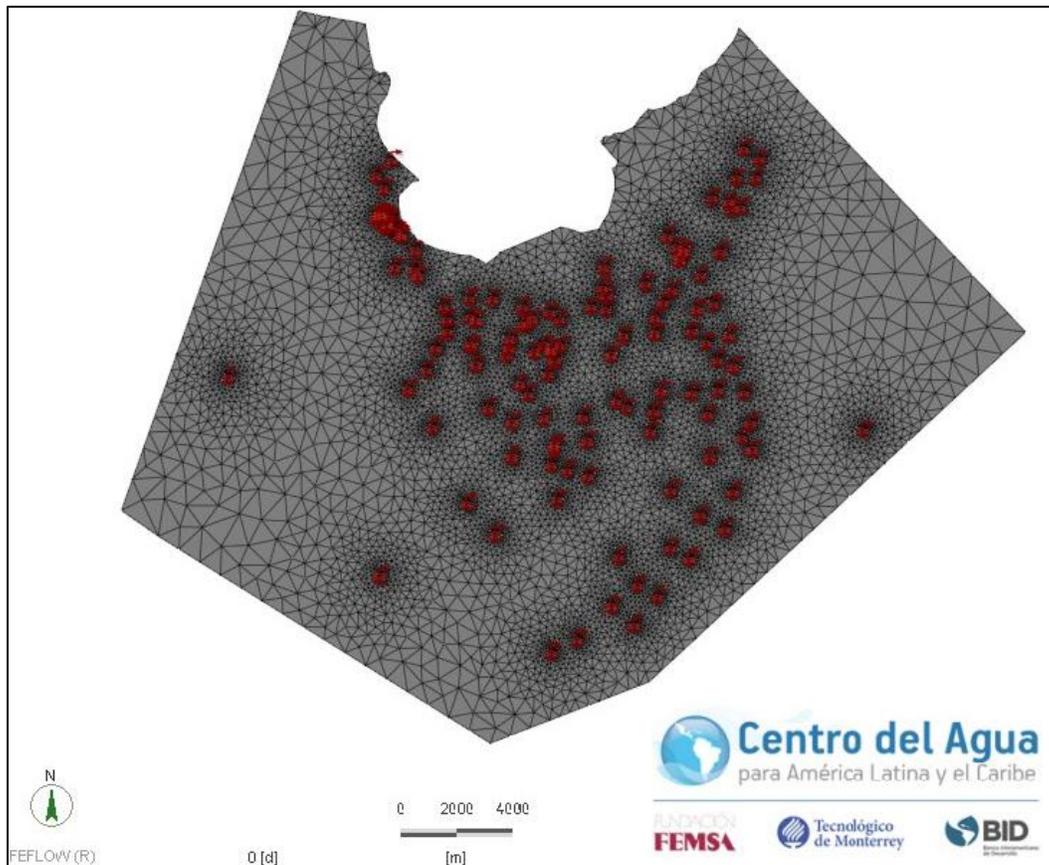


Figura 57. Pozos de extracción asignados al modelo

4.3. Calibración y simulación

4.3.1. Calibración en régimen estacionario

Para la calibración de la condición en régimen estacionario se efectuó considerando la recarga y extracciones del año 1997, ello se decidió en función de la cantidad de datos anuales, siendo dicho año el que contaba con mayor información en cuanto a cantidad y además el que tenía mayor cobertura espacial en el modelo.

Para realizar la calibración, se utilizó la herramienta PEST, donde se realizó un ajuste de parámetros de conductividades hidráulicas, almacenamiento específico y porosidad. La variable de la recarga no se calibró ya que debido a las condiciones climáticas el valor es muy bajo, siendo una variable cuya sensibilidad no impactaba en los resultados del modelo.

A pesar de que PEST se considera como un calibrador automático, es necesario definir el rango de ajuste en el cual se desea trabajar, por lo que la calibración para el régimen estacionario se efectuó 10 veces hasta lograr un ajuste satisfactorio del modelo.

Los resultados estadísticos arrojados por PEST para la calibración final se muestran en la **Figura 58**, donde se partió de un valor inicial de coeficiente de correlación de 0.72, hasta alcanzar un valor final de 0.98, y con ello logrando la reproducción del funcionamiento del acuífero. Para lograr dicho resultado se realizaron 1376 corridas durante un tiempo de 32 horas, partiendo de un valor inicial de Φ (sumatoria de valores residuales al cuadrado) de 20,000 logrando alcanzar un mínimo de 1214, con el cual se busca a través de las iteraciones alcanzar la estabilidad del modelo, cuando se logra conservar una pendiente de la gráfica cercana a 0 (**Figura 59**).

Results statistics	
Correlation Coefficient	0.9823
	heagp
Root mean square error (RMSE)	3.52003
Normalized root mean square error (NRMSE)	2.52694 [%]
Mean absolute error (MAE)	1.98476
No. of residuals with non-zero weight	98
Mean of non-zero weighted residuals	0.1171
Max. weighted residual	["hea-135-a"] 17.62
Min. weighted residual	["hea-c-28"] -13.1
Var. weighted residual	12.39
Std. err. weighted residuals	3.52

Figura 58. Resultados estadísticos de calibración PEST

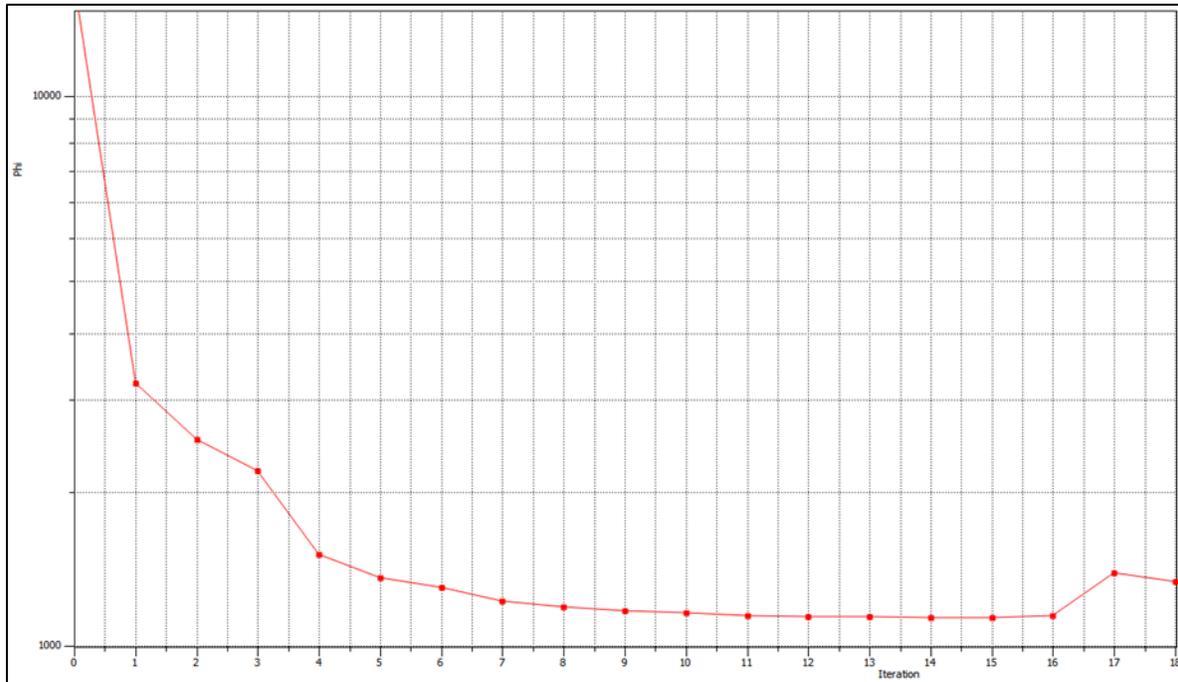


Figura 59. Evolución de iteraciones para cálculo de Φ

Adicionalmente se calcularon los estimadores descritos en la metodología para la calibración final comparando el registro histórico de los niveles contra los resultados simulados (Figura 60), resultando en que el funcionamiento del modelo cumple con las características para definirse como excelente (Tabla 14).

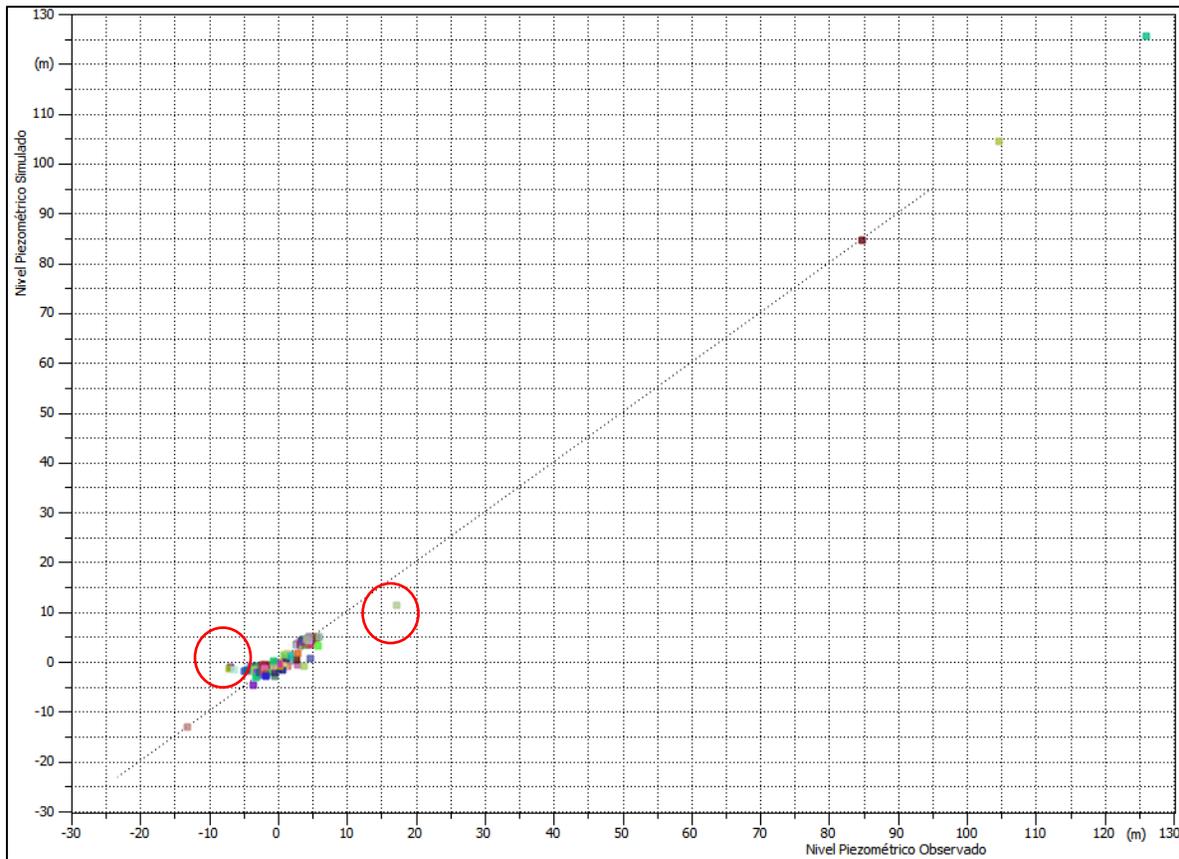


Figura 60. Resultados de calibración de régimen estacionario: Nivel observado vs nivel simulado

De la figura anterior, se observa que la mayoría de los resultados se ajustan de una manera aceptable, salvo los puntos señalados, los cuales aun recalibrando los cambios no eran significativos, dentro de las principales causas para no alcanzar los niveles en estas regiones, se encuentra que al momento de la medición en campo existen pozos alrededor del sitio operando, lo cual lo convierte en un nivel semi-estático teniendo cierto grado de incertidumbre. Por otro lado estos sitios con valores no ajustados no presentaban algún otro año de muestreo, por lo cual también no es posible determinar si realmente en ese punto ese es el nivel que se tiene.

Tabla 14. Resultados de caracterización del funcionamiento del modelo

Estimador	Resultado	Rango	Clasificación
BIAS	-0.0164%	<10	Excelente
EAM	1.81	-	-
RMSE	3.39	-	-
R²	0.98	>0.9	Excelente
E	0.96	>0.90	Excelente
RSR	0.17	(0.00-0.25)	Excelente
PBIAS	-1.64	<25	Excelente
D	0.031	0-3	Muy bueno

Los valores calibrados, para los parámetros ajustados no es posible definirlos como un valor unitario por capa, ello debido a que mediante un proceso de generación de puntos aleatorios se realizó interpolación en cada capa mediante el método de Kriging, con el fin de realizar un ajuste más realista, donde los parámetros se ajustan por zonas con el fin de generar un modelo eficiente.

Dichas distribuciones finales se presentan a continuación en las figuras: [Figura 61](#), [Figura 62](#), [Figura 63](#), [Figura 64](#), identificando la zona central del modelo (Zona de valle) la de mayores valores de conductividad, mientras que las zonas laterales tienen valores menores, coincidiendo con la información de las unidades hidrogeológicas descritas con anterioridad.

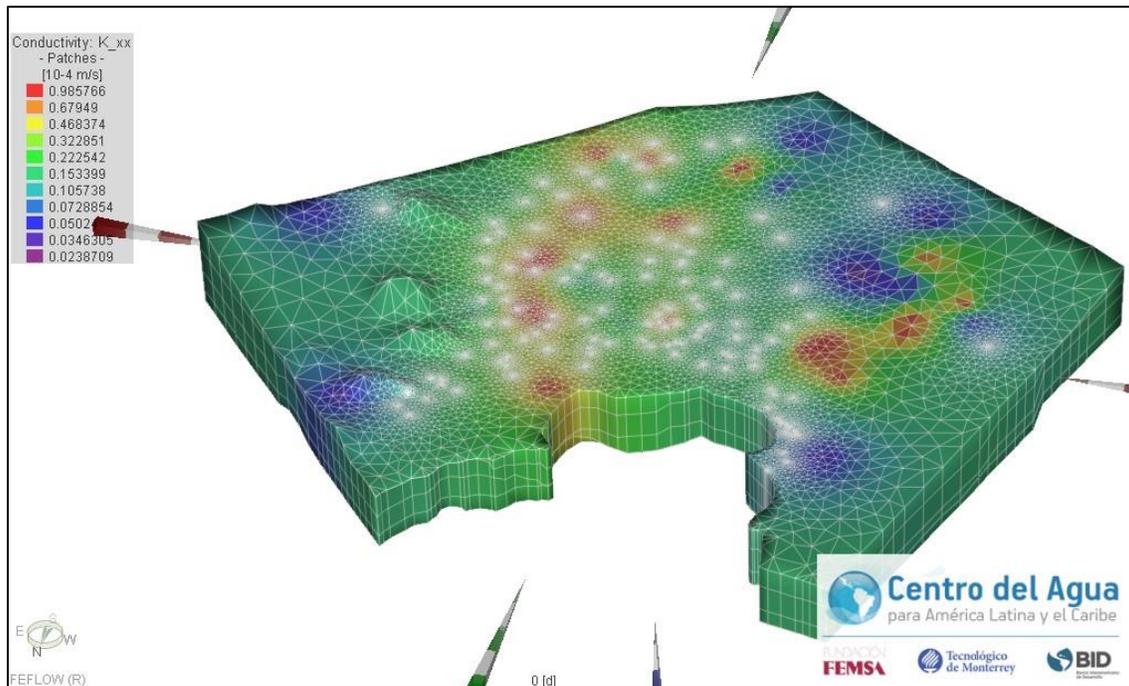


Figura 61. Distribución de conductividades K_x y K_y calibradas

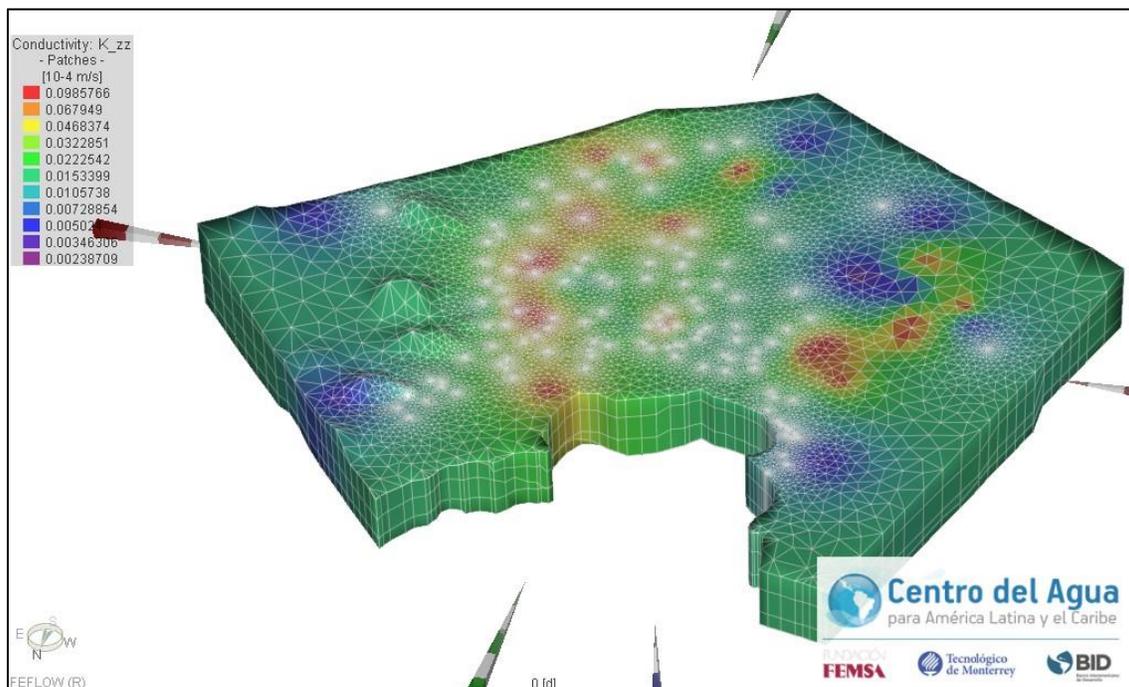


Figura 62. Distribución de conductividad K_z calibrado

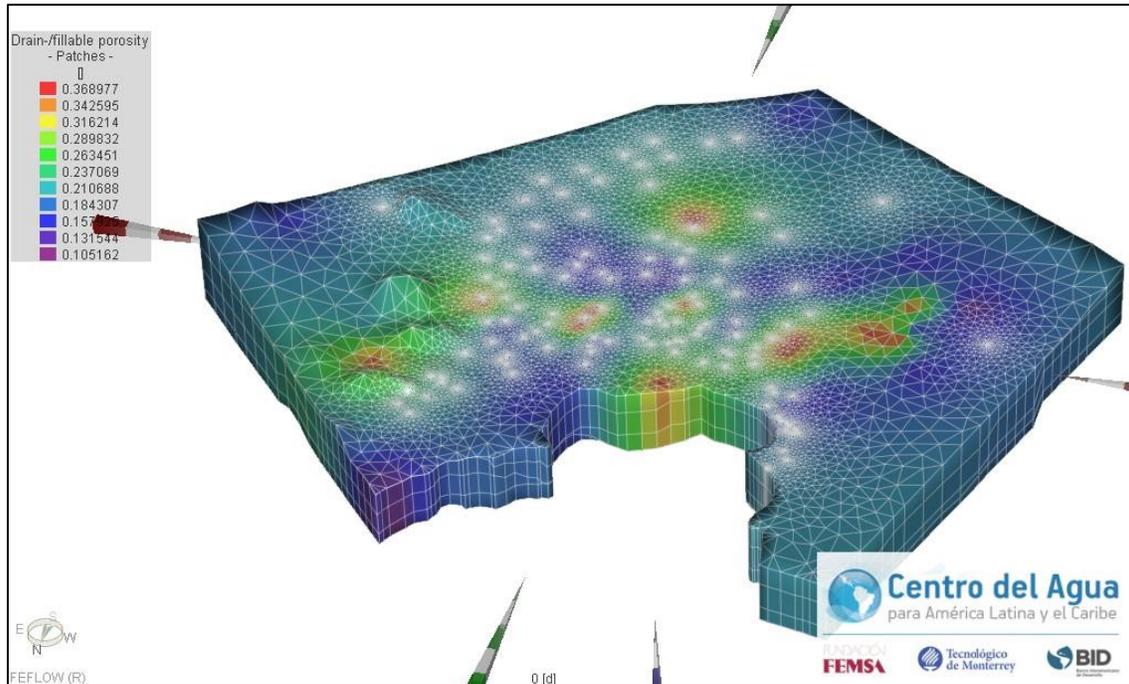


Figura 63. Distribución de porosidades calibradas

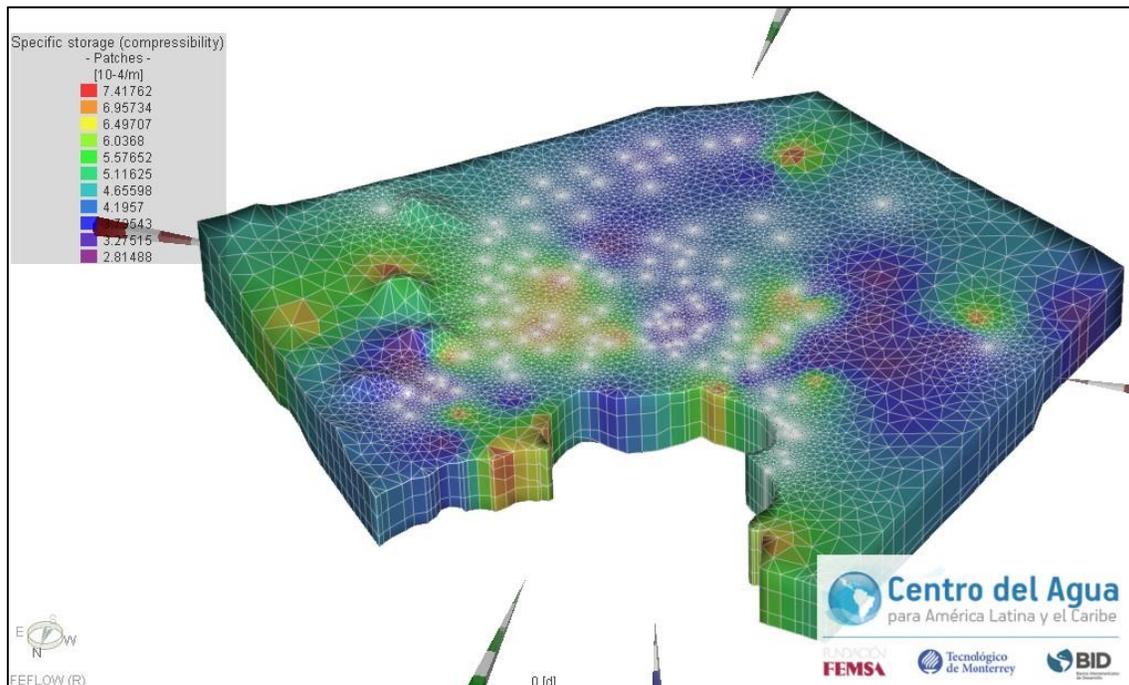


Figura 64. Distribución de coeficientes de almacenamiento específicos calibrados

Adicionalmente a la calibración, del análisis de los abatimientos de los pozos, como era de esperarse, se observa que la región con mayores descensos se localiza en la zona donde se encuentran las líneas de acueductos para abastecimiento de agua potable de la ciudad de La Paz, con descensos de hasta 38 m, así mismo se identifica que existe la inversión del gradiente hidráulico del acuífero en prácticamente la totalidad del modelo, salvo la zona noroeste del modelo donde existen pocas extracciones y las que se encuentran, bombean caudales mínimos comparados con los del sistema municipal (**Figura 65**).

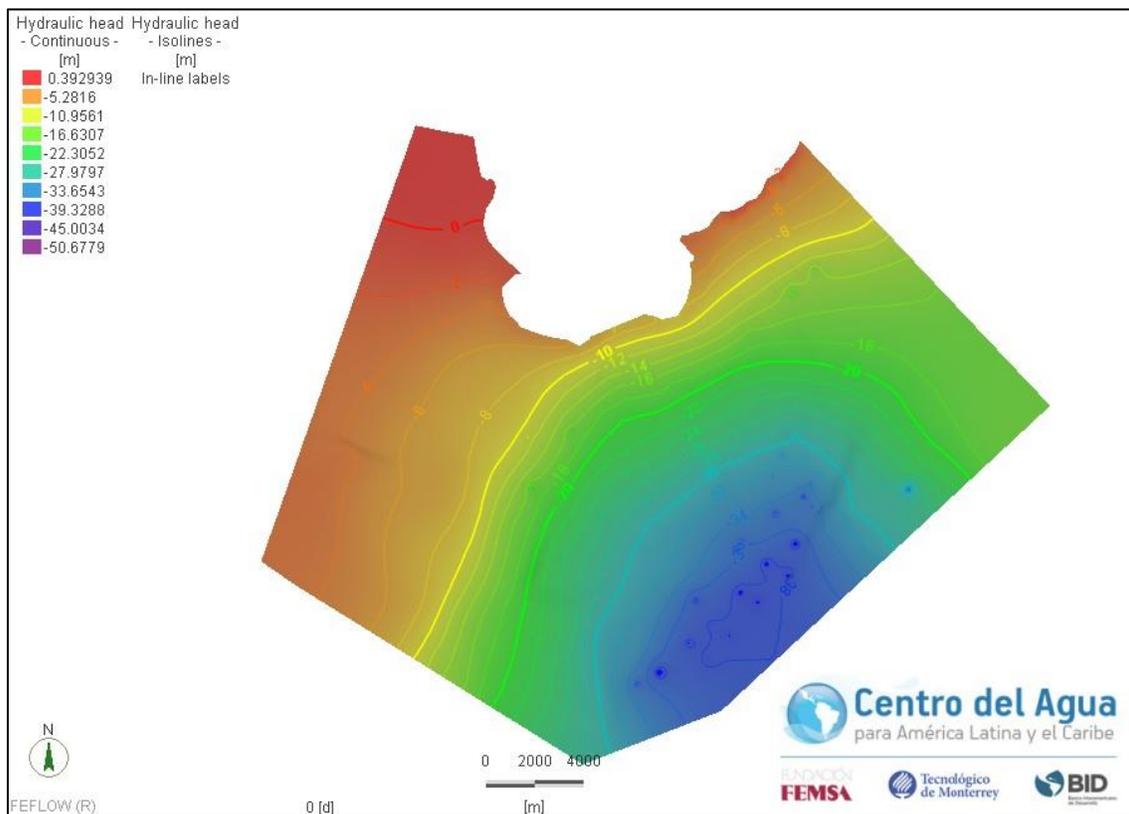


Figura 65. Cargas hidráulicas para el modelo en estado estacionario

4.3.2. Calibración en régimen transitorio

Para realizar la evaluación del modelo en régimen transitorio se partió de las condiciones de los parámetros finales del estado estacionario, y realizando un reajuste de parámetros con el fin de aproximar las series temporales de los pozos de observación en el modelo.

A diferencia del estado estacionario, en las simulaciones en régimen transitorio se tiene un ajuste menor en el modelo, ello debido a la información con que se cuenta de las series de observación. El modelo, logra un ajuste adecuado en la región sur cercana a la zona montañosa (pozo 166), sin embargo, un área subestima los niveles, la posible causa puede ser atribuida a los valores que se tiene del registro del nivel.

El ajuste alcanzado es de un R^2 de 0.88, un 10 % menos al modelo en estado estacionario, sin embargo, aún se encuentra dentro de una clasificación de modelo aceptable. El descenso de ajuste, puede ser causado debido a que los valores con que se cuenta de nivel estático, ya que los puntos donde el modelo subestima considerablemente, son puntos que únicamente cuentan con una medición de nivel durante toda la serie de simulación, lo cual no garantiza que el nivel observado sea real ya que no existe otro dato de comparación.

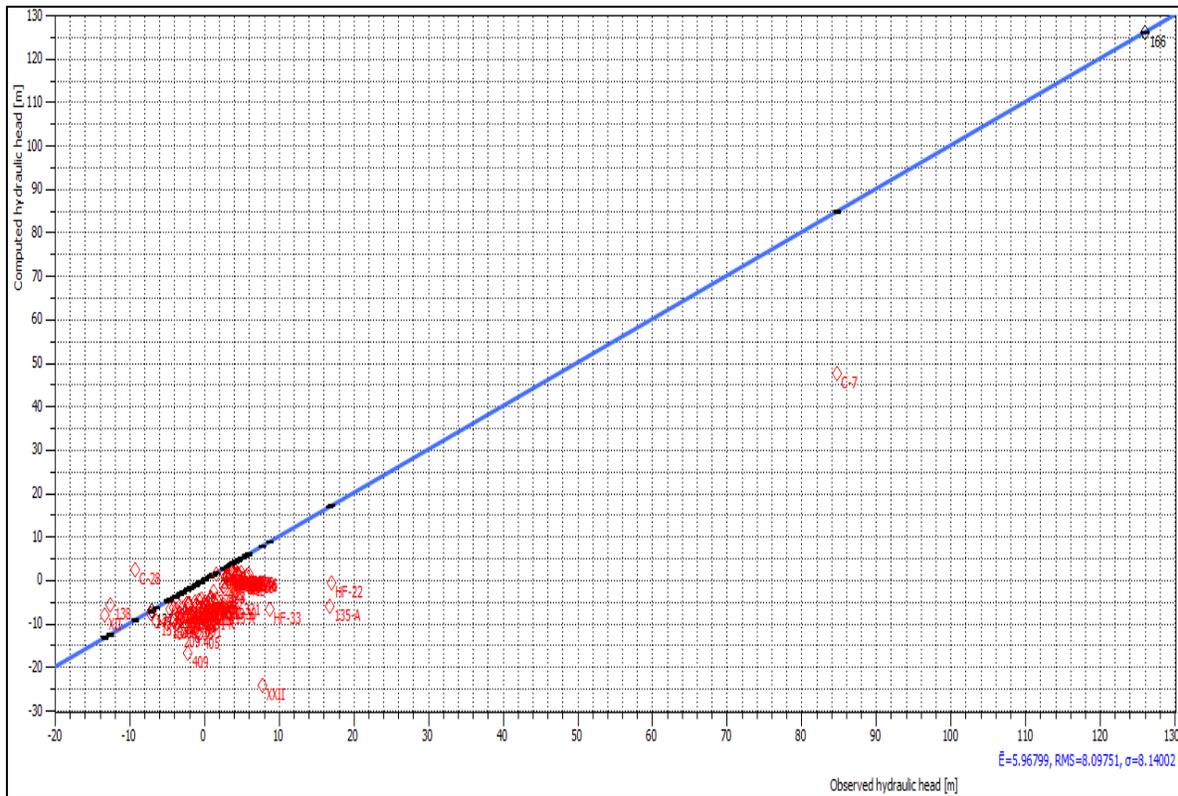


Figura 66. Resultados de calibración de régimen transitorio: Nivel observado vs nivel simulado

En cuanto al tema de transporte químico, la tendencia que sigue el modelo es un incremento en la salinidad de los pozos cercanos a la costa, ello evidenciando el efecto del avance de la cuña salina y con ello la intrusión de agua salina a los pozos. Cabe destacar, que en la gráfica siguiente se descartaron pozos para la visualización debido a que las extracciones prácticamente eran de agua de mar al estar con concentraciones de Cl^- cercanas a los 30,000 mg/L. Los pozos de la región de El centenario, son los que presentan mayores afectaciones por el efecto de la intrusión marina.

Otro punto importante a destacar, es que se observa que existe un grupo de pozos, principalmente los de la zona sur del modelo que aún están por debajo de los límites permitidos de calidad de agua ($Cl^- < 1000$ mg/L) lo cual garantiza que se extrae agua dulce, pero con la condición de que es donde se presentan los mayores descensos de la carga hidráulica en los pozos. Por otro lado, pozos agrícolas superan dichos niveles, extrayendo agua salobre.

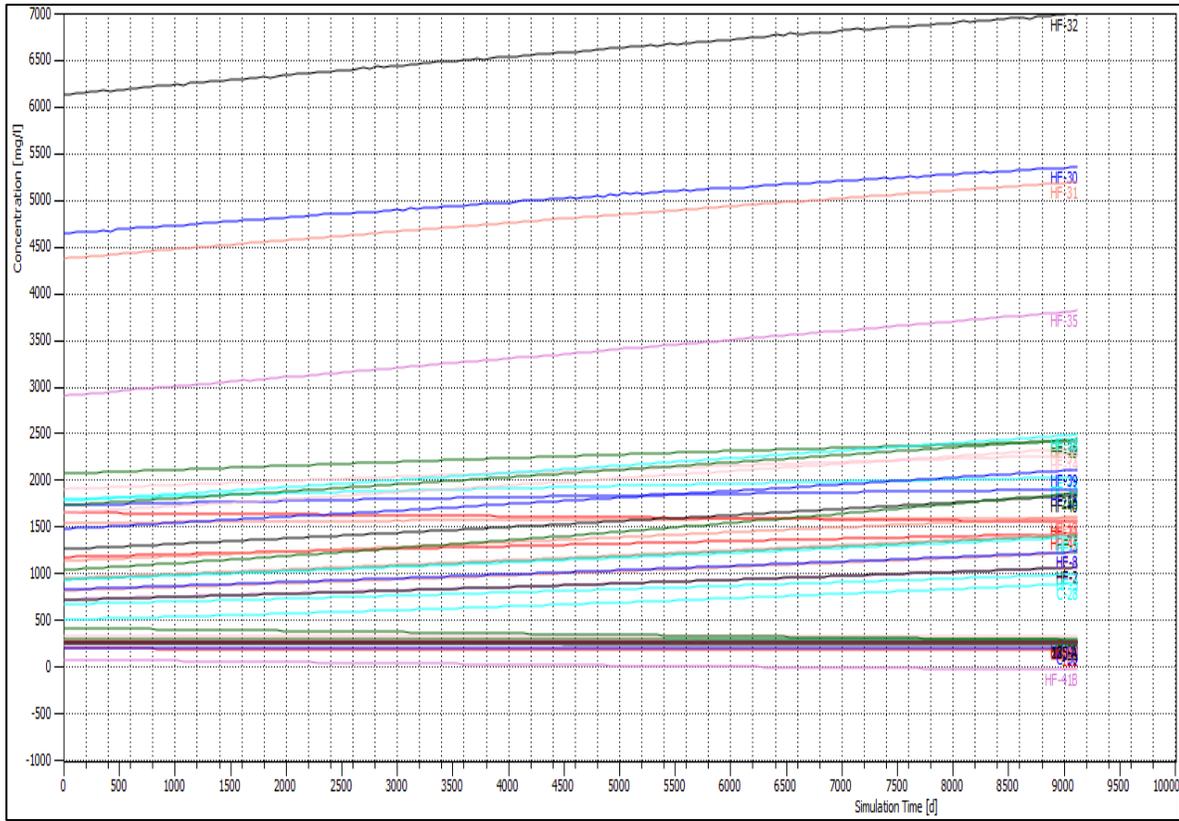


Figura 67. Resultados de simulación de transporte químico en régimen transitorio: Intrusión salina

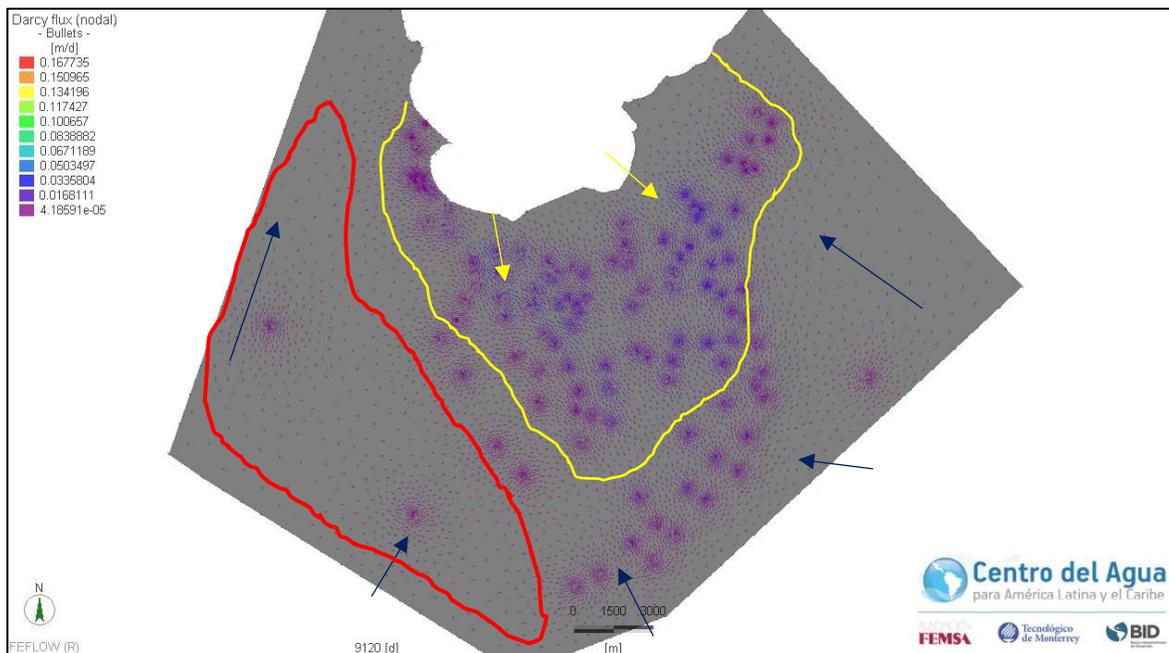


Figura 68. Determinación de direcciones de flujo

Adicionalmente se determinaron las direcciones de flujo, como se muestra en la figura anterior ([Figura 68](#)), donde existen flujos provenientes de la zona de recarga en dirección a la costa que no se ven afectados por la cuña y son estos flujos los que alimentan la zona de los acueductos. La parte baja del valle, en cambio, se ve afectada por un flujo proveniente de la bahía producto de la inversión del gradiente hidráulico, y con ello los incrementos de la salinidad en la región delimitada por la línea amarilla, región que podemos considerar como la cuña salina en el acuífero. Adicionalmente, en la [Figura V-43](#) se aprecia que la región delimitada por el polígono rojo no tiene conexión con el resto del modelo por lo que los flujos son independientes, ello debido a una fractura que atraviesa dicha región.

V. Conclusiones y recomendaciones

5.1. Conclusiones

Dando respuesta a los objetivos planteados en esta investigación, se tienen las conclusiones descritas a continuación.

Respondiendo el objetivo general del estudio, es posible decir que, mediante el uso del código numérico FEFLOW, y a través el calibrador PEST, fue posible reafirmar el modelo conceptual del acuífero de La Paz, con lo cual se identificaron dos grandes áreas potenciales de recarga en la zona sureste y suroeste, y con ello determinar los flujos con que cuenta dicho sistema, teniendo dos grandes entradas de agua: la primera proveniente de la zona montañosa que alimenta a los pozos de la zona sur, y la segunda un flujo proveniente de la zona de la bahía que con las extracciones de los pozos cercanos induce la ampliación del efecto de la cuña salina.

Para la construcción del modelo, estimar cada variable que afecta el funcionamiento fue de gran importancia. A pesar de que se tenía la idea de que la recarga vertical influiría en el comportamiento del sistema durante las simulaciones resultó que el modelo no es sensible a esta variable, por lo que no juega un papel importante en el acuífero, por lo que a pesar de que se cree que dentro de los efectos ocasionados por el cambio climático existe una probabilidad de que se reduzca dicho valor, no afecta demasiado ya que al ser mínima (por las condiciones climáticas de la región) no gobernará la situación futura del acuífero.

Dentro de las mismas variables, la porosidad y almacenamiento específico no registraron cambios considerables durante la calibración, quedando en valores similares, sin embargo, fueron de importancia ya que condicionaron los flujos en el acuífero, y se aportó como avance a la zona una regionalización de parámetros con discretización tridimensional que permite comprender la importancia de caracterizar los materiales del sistema.

Dentro del análisis de sensibilidad realizado durante la calibración, se tiene que la variable que mayor sensibilidad tenía ante pequeñas variaciones fue la conductividad hidráulica. A pesar de que al igual que las variables anteriores se regionalizó, dicha variable modificaba considerablemente los niveles en

el sistema. Por tal motivo, es de vital importancia extender las investigaciones en este parámetro para redefinir la calibración del modelo, ya que el valor estimado de la conductividad vertical al no ser conocido, únicamente se consideró como el 10 % de la conductividad horizontal del material.

Otro de los objetivos a satisfacer mediante la construcción del modelo, era estimar el avance de la intrusión salina. En la investigación previa de Gaona-Zanella (2014) se estableció mediante análisis químico la posibilidad de un avance de la cuña salina de 13 km, por lo que mediante la exploración geofísica y el modelo de flujo y transporte se valida dicho argumento, confirmando que el avance en su mayor longitud es de efectivamente de 13 km.

La zona del modelo que mayor impacto presenta por problemas de intrusión salina es la zona de El Centenario, por lo que es importante considerar una extensión del monitoreo en esta región, ya que la información para la zona es escasa.

En cuanto a la calidad, la tendencia que sigue el acuífero es el incremento de la salinidad en las zonas de extracción, a pesar de que la zona del acueducto aún no se encuentra tan afectada por la cuña salina, no significa que no sea vulnerable, por tal motivo es recomendable realizar un monitoreo de las extracciones, de tal forma que se permita atenuar el efecto de los bombeos.

Las modelaciones de acuíferos áridos costeros con escasa disponibilidad de información definen un problema importante a resolver, sin embargo, ésta misma escasez fue una de las principales limitantes de la confianza del modelo, ya que tenía la limitante de ser limitada tanto espacial como temporalmente. Adicionalmente, la calidad como la cantidad de la información condiciona la calidad del modelo, por lo que, por esta limitante, no toda la información de los resultados puede ser considerada como la verdad absoluta, ya que en ocasiones se ajusta o calibra ante información que puede no ser real como, por ejemplo, producto de errores en medición.

Uno de los parámetros con mayor incertidumbre es la recarga vertical, ello debido a que se cuenta con limitación de estaciones climatológicas e hidrométricas, por lo que acoplar el modelo de flujo subterráneo a un modelo de flujo superficial para las temporadas de lluvia resultaría dificultoso.

A pesar de existir variaciones tanto en cargas hidráulicas como en concentraciones en los pozos, la construcción del modelo se considera satisfactoria, ya que modelar bajo escasez de información es complicado, sin embargo, el modelo permite realizar aproximaciones ante el establecimiento de diferentes escenarios.

Dentro de las alternativas de solución para contrarrestar los efectos de la intrusión salina se propone la modificación de los patrones de bombeo, es decir, modificar las tasas de bombeo o reubicar los pozos de extracción, sin embargo, estas alternativas conllevan a efectos adversos; el primero es que al disminuir la tasa de bombeo, es necesario incorporar una nueva fuente de abastecimiento de agua para la población; para la segunda, reubicar pozos no es tan simple como parece, ya que conlleva aspectos legales de derechos de agua, lo cual ocasionaría conflictos con los propietarios de los pozos.

Otra alternativa de solución sería considerar la extracción de agua de la cuña salina, desalinización y reinyección de agua con el fin de mejorar la calidad de agua del acuífero mediante recarga artificial, sin embargo, esta alternativa resulta altamente costosa.

En resumen, a pesar de que la modelación tridimensional de acuíferos resulta compleja, el manejo de acuíferos costeros a través de modelos numéricos resulta eficiente debido a que se pueden establecer funciones objetivo de optimización, así como restricciones que permitan generar escenarios sin que permitan el establecimiento de políticas basadas en elementos fundamentados matemáticamente y con ello buscar el mantener extracciones sostenibles que permitan el manejo de la cuña salina y controlar hasta qué distancia se pueda avanzar ello a través de diversas obras de ingeniería.

5.2. Recomendaciones

Como recomendaciones para la investigación enfocadas a modelación, es importante decir que se requiere simular escenarios alternativos, como por ejemplo realizar el análisis de la extracción y reinyección de agua de la cuña salina con el fin de analizar los efectos de dicha mejora en el manejo del acuífero.

Para un mejor ajuste del modelo, se sugiere también un monitoreo de las extracciones, ya que para los volúmenes de extracción solo se consideró el volumen declarado en el REPDA y no el volumen total extraído, lo cual conlleva probablemente a extracciones subestimadas.

Es recomendable buscar alternativas para la estimación de la recarga, así como incluir en el modelo una discretización de este parámetro a escala mensual ya que en el actual modelo el paso de tiempo de la recarga fue anual.

Para el acuífero de La Paz es conveniente realizar más mediciones hidrogeológicas en el campo, principalmente en la zona sur del acuífero y mejorar la calidad de la información para simular no solo la zona de explotación con mayor precisión sino el acuífero en la totalidad de su delimitación política.

Se sugiere la incorporación de nuevas estaciones climatológicas que permitan un monitoreo de mayor calidad de los fenómenos que ocurren en la superficie del acuífero.

Se aconseja de igual forma realizar campañas de monitoreo más frecuente de los niveles estáticos al menos trimestralmente, ello con el fin de realizar un mejor ajuste en la calibración del modelo. Adicionalmente se sugiere un rediseño de dichas campañas de observación con el fin de tener mayor cobertura espacial del acuífero.

VI. Referencias

- Abd-Elhamid, H. F., & Javadi, A. A. (2011). A density-dependant finite element model for analysis of saltwater intrusion in coastal aquifers. *Journal of Hydrology*, 401(3–4), 259–271. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.02.028>
- Abd El-Salam, M. M., & I. Abu-Zuid, G. (2015). Impact of landfill leachate on the groundwater quality: A case study in Egypt. *Journal of Advanced Research*, 6(4), 579–586. <https://doi.org/10.1016/j.jare.2014.02.003>
- Abdel-Satar, A. M., Al-Khabbas, M. H., Alahmad, W. R., Yousef, W. M., Alsomadi, R. H., & Iqbal, T. (2017). Quality assessment of groundwater and agricultural soil in Hail region, Saudi Arabia. *The Egyptian Journal of Aquatic Research*. <https://doi.org/10.1016/j.ejar.2016.12.004>
- Adams, B., & Macdonald, A. M. (1998). Aquifer susceptibility to side-effects of groundwater exploitation. In N. S. Robins (Ed.), *Groundwater Pollution, Aquifer Recharge and Vulnerability* (pp. 71–76). London: Geological Society.
- Alagha, J. S., Said, M. A. M., & Mogheir, Y. (2014). Modeling of nitrate concentration in groundwater using artificial intelligence approach-a case study of Gaza coastal aquifer. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186, 35–45. <https://doi.org/10.1007/s10661-013-3353-6>
- Alcolea, A., Renard, P., Mariethoz, G., & Bertone, F. (2009). Reducing the impact of a desalination plant using stochastic modeling and optimization techniques. *Journal of Hydrology*, 365(3–4), 275–288. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.11.034>
- Ali, R., McFarlane, D., Varma, S., Dawes, W., Emelyanova, I., Hodgson, G., & Charles, S. (2012). Potential climate change impacts on groundwater resources of south-western Australia. *Journal of Hydrology*, 475, 456–472. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.04.043>
- Alwathaf, Y., & El Mansouri, B. (2012). Hydrodynamic modeling for groundwater assessment in Sana'a Basin, Yemen. *Hydrogeology Journal*, 20, 1375–1392. <https://doi.org/10.1007/s10040-012-0879-6>
- Aquilina, L., Vergnaud-Ayraud, V., Labasque, T., Bour, O., Molénat, J., Ruiz, L., ... Longuevergne, L. (2012). Nitrate dynamics in agricultural catchments deduced from groundwater dating and long-term nitrate monitoring in surface- and groundwaters. *Science of the Total Environment*, 435–436, 167–178. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.06.028>
- Arslan, H., & Demir, Y. (2013). Impacts of seawater intrusion on soil salinity and alkalinity in Bafra Plain, Turkey. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185(2), 1027–1040. <https://doi.org/10.1007/s10661-012-2611-3>
- Artinaid. (2013). ¿Qué es un acuífero? Retrieved May 4, 2015, from <http://www.artinaid.com/2013/04/que-es-un-acuifero/>
- Barlow, P. M. (2003). *Ground Water in Freshwater-Saltwater Environments of the Atlantic Coast*. U S Geological Survey - Circular 1262 (Vol. Circular 1).
- Bear, J. (1979). *Hydraulics of groundwater* (Vol. 3). New York: McGraw-Hill.

- Bear, J., & Cheng, A. H.-D. (2010). *Modeling Groundwater Flow and Contaminant Transport* (Vol. 23). Dordrecht: Springer Netherlands. <https://doi.org/10.1007/978-1-4020-6682-5>
- Bedient, P. B., Rifai, H. S., & Newell, C. J. (1994). *Ground Water Contamination. Transport and Remediation*. Englewood Cliffs, New Jersey: PTR Prentice-Hall.
- Braess, D. (2002). Finite Elements: Theory, fast solvers and applications in solid mechanics, 2nd edn. *Measurement Science and Technology*, 13(9), 1500–1500. <https://doi.org/10.1088/0957-0233/13/9/704>
- Capilla, J. E., & Andreu, J. (1996). AQUIVAL: A GUI for groundwater modelling incorporated into the simulation of complex water resources systems. *WIT Transactions on Ecology and the Environment*, 12(1). <https://doi.org/10.2495/AIR990911>
- Cardona, A., Carrillo-Rivera, J. J., Huizar-Álvarez, R., & Graniel-Castro, E. (2004). Salinization in coastal aquifers of arid zones: An example from Santo Domingo, Baja California Sur, Mexico. *Environmental Geology*, 45(3), 350–366. <https://doi.org/10.1007/s00254-003-0874-2>
- Carpenter, S. R., Caraco, N. F., Correll, D. L., Howarth, R. W., Sharpley, A. N., & Smith, V. H. (1998). Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications*, 8(1998), 559–568. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1998\)008\[0559:NPOSWW\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1998)008[0559:NPOSWW]2.0.CO;2)
- Cassiani, G., Binley, A., & Ferré, T. P. A. (2006). Unsaturated Zone Processes. In H. Vereecken, A. Binley, G. Cassiani, A. Revil, & K. Titov (Eds.), *Applied Hydrogeophysics. NATO Science* (71st ed., pp. 75–116). Dordrecht: Springer. <https://doi.org/10.1007/978-1-4020-4912-5>
- Cheng, A. H.-D., Ouazar, D., Bear, J., Sorek, S., Herrera, I., & (Eds.). (1999). *Seawater Intrusion in Coastal Aquifers-Concepts, Methods and Practices. Seawater Intrusion in Coastal Aquifers - Concepts, Methods and Practices* (Vol. XXXIII). <https://doi.org/10.1007/s13398-014-0173-7.2>
- Chiang, W.-H., Kinzelbach, W., & Rausch, R. (1998). *Aquifer simulation model for Windows: groundwater flow and transport modeling, an integrated program*.
- Chilton, J. (1996). Groundwater. In D. Chapman (Ed.), *Water quality assessments - A Guide to use of Biota, sediments and water in Environmental Monitoring* (Second edi, Vol. 5, p. 88). Cambridge: UNESCO/WHO/UNEP.
- Chow, V. T. (1964). *Handbook of applied hydrology*. New York: McGraw-Hill.
- CIGSA, (Consultores en Ingeniería Geofísica S.A. de C.V.). (2001). Estudio de caracterización y modelación de la intrusión marina en el acuífero de La Paz, B.C.S. Comisión Nacional del Agua.
- CNA, (Comisión Nacional del Agua). (2001). *Programa Nacional Hidráulico 2001-2006*. México, D.F.: Comisión Nacional del Agua.
- Cobaner, M., Yurtal, R., Dogan, A., & Motz, L. H. (2012). Three dimensional simulation of seawater intrusion in coastal aquifers: A case study in the Goksu Deltaic Plain. *Journal of Hydrology*, 464–465, 262–280. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.07.022>
- Colombani, N., & Mastrocicco, M. (2016). Scenario Modelling of Climate Change's Impact on Salinization of Coastal Water Resources in Reclaimed Lands. *Procedia Engineering*, 162, 25–31.

<https://doi.org/10.1016/j.proeng.2016.11.006>

- COMSOL. (2017). The finite element method. Retrieved January 5, 2017, from <https://www.comsol.com/multiphysics/finite-element-method>
- CONAGUA, (Comisión Nacional del Agua). (2011). *Estadísticas del agua en México*. México, D.F.: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales/Comisión Nacional del Agua.
- CONAGUA, (Comisión Nacional del Agua). (2014). *Ley de aguas nacionales y su reglamento*. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales/Comisión Nacional del Agua.
- CONAGUA, (Comisión Nacional del Agua). (2015). *Estadísticas del agua en México*. México, D.F.: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales/Comisión Nacional del Agua.
- Conde, C. (2007). *México y el cambio climático global. Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales*. México, D.F.: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Courant, R. (1943). Variational Methods for the Solution of Problems of Equilibrium and Vibrations. *Bull. Amer. Math. Soc.*, 49, 1–23. <https://doi.org/10.1090/S0002-9904-1943-07818-4>
- Cruz-Falcón, A., Troyo-Diéguéz, E., & Salinas-González, F. (2007). Panorama de la problemática del agua en la ciudad de La Paz, B.C.S.
- Custodio, E., & Llamas, M. R. R. (1976). *Hidrología Subterránea*. (E. Omega, Ed.) (Segunda, Vol. 1). Barcelona: Barcelona.
- CVIA. (2015). Centro Virtual de Información del Agua. Retrieved January 1, 2015, from http://www.agua.org.mx/h2o/index.php?option=com_content&view=section&id=6&Itemid=300004
- Daesslé, L. W., Pérez-Flores, M. a., Serrano-Ortiz, J., Mendoza-Espinosa, L., Manjarrez-Masuda, E., Lugo-Ibarra, K. C., & Gómez-Treviño, E. (2014). A geochemical and 3D-geometry geophysical survey to assess artificial groundwater recharge potential in the Pacific coast of Baja California, Mexico. *Environmental Earth Sciences*, 71, 3477–3490. <https://doi.org/10.1007/s12665-013-2737-9>
- Datta, B., Chakrabarty, D., & Dhar, A. (2011). Identification of unknown groundwater pollution sources using classical optimization with linked simulation. *Journal of Hydro-Environment Research*, 5(1), 25–36. <https://doi.org/10.1016/j.jher.2010.08.004>
- Datta, B., Vennalakanti, H., & Dhar, A. (2009). Modeling and control of saltwater intrusion in a coastal aquifer of Andhra Pradesh, India. *Journal of Hydro-Environment Research*, 3(3), 148–159. <https://doi.org/10.1016/j.jher.2009.09.002>
- Diersch, H.-J. (1988). Finite element modelling of recirculating density-driven saltwater intrusion processes in groundwater. *Advances in Water Resources*, 11(1), 25–43. [https://doi.org/10.1016/0309-1708\(88\)90019-X](https://doi.org/10.1016/0309-1708(88)90019-X)
- Dimitriou, I., & Mola-Yudego, B. (2017). Poplar and willow plantations on agricultural land in Sweden: Area, yield, groundwater quality and soil organic carbon. *Forest Ecology and Management*, 383, 99–107. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.08.022>

- Domenico, P., & Schwartz, F. W. (1998). *Physical and Chemical Hydrogeology* (Second). New York: John Wiley & Sons, Inc. <https://doi.org/GB1003.2.D66>
- Dottridge, J., & Abu Jaber, N. (1999). Groundwater resources and quality in northeastern Jordan: Safe yield and sustainability. *Applied Geography*, *19*, 313–323. [https://doi.org/10.1016/S0143-6228\(99\)00012-0](https://doi.org/10.1016/S0143-6228(99)00012-0)
- Duan, Y. (2016). *Saltwater intrusion and agriculture : a comparative study between the Netherlands and China*. Stockholm.
- Ebrahimi, H., Ghazavi, R., & Karimi, H. (2016). Estimation of Groundwater Recharge from the Rainfall and Irrigation in an Arid Environment Using Inverse Modeling Approach and RS. *Water Resources Management*, *30*(6), 1939–1951. <https://doi.org/10.1007/s11269-016-1261-6>
- Eikelder, M. F. P., Boonkamp, J. H. M., Moonen, M. P. T., & Kumar, B. V. R. (2016). A Finite Volume-Complete Flux Scheme for a Polluted Groundwater Site. *Advances in Numerical Analysis*, 2016. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1155/2016/1945958>
- Escolero, O., & Torres-Onofre, S. (2007). Análisis de la intrusión de agua de mar en el acuífero de La Paz (México). *Boletín Geológico Y Minero*, *118*, 637–647.
- Espejo-Herrera, N., Gràcia-Lavedan, E., Boldo, E., Aragonés, N., Pérez-Gómez, B., Pollán, M., ... Villanueva, C. M. (2016). Colorectal cancer risk and nitrate exposure through drinking water and diet. *International Journal of Cancer*, *139*(2), 334–346. <https://doi.org/10.1002/ijc.30083>
- Essaid, H. I. (1990). A multilayered sharp interface model of coupled freshwater and saltwater flow in coastal systems: Model development and application. *Water Resources Research*, *26*(7), 1431–1454. <https://doi.org/10.1029/WR026i007p01431>
- Fadili, A., Mehdi, K., Riss, J., Najib, S., Makan, A., & Boutayab, K. (2015). Evaluation of groundwater mineralization processes and seawater intrusion extension in the coastal aquifer of Oualidia, Morocco: hydrochemical and geophysical approach. *Arabian Journal of Geosciences*, *8*(10), 8567–8582. <https://doi.org/10.1007/s12517-015-1808-5>
- FAO, (United Nations Food and Agriculture Organization). (2005). *FAO Field guide: 20 things to know about the impact of salt water on agricultural land in Aceh province*. United Nations Food and Agriculture Organization.
- Fatta, D., Papadopoulos, A., & Loizidou, M. (1999). A study on the landfill leachate and its impact on the groundwater quality of the Greater Area. *Environmental Geochemistry and Health*, *21*, 175–190. <https://doi.org/10.1023/A:1006613530137>
- Fernández, E., Grilli, A., Alvarez, D., & Aravena, R. (2017). Evaluation of nitrate levels in groundwater under agricultural fields in two pilot areas in central Chile: A hydrogeological and geochemical approach. *Hydrological Processes*, *31*(6), 1206–1224. <https://doi.org/10.1002/hyp.11103>
- Fetter, C. W. (2001). *Applied Hydrogeology* (4th editio). New Jersey: Prentice Hall, Inc.
- Finsterle, S., Doughty, C., Kowalsky, M. B., Moridis, G. J., Pan, L., Xu, T., ... Pruess, K. (2008). Advanced Vadose Zone Simulations Using TOUGH. *Vadose Zone Journal*, *7*(2), 601–609.

<https://doi.org/10.2136/vzj2007.0059>

- Focazio, M., Reilly, T. E., Rupert, M. G., & Helsel, D. R. (2002). *Assessing ground-water vulnerability to contamination: Providing scientifically defensible information for decision makers. USGS Circular* (Vol. 1224).
- Foster, S., Garduño, H., Kemper, K., Tuinhof, A., Nanni, M., & Dumars, C. (2004). Groundwater quality protection - Defining strategy and setting priorities. *Sustainable Groundwater Management Concepts & Tools*. GWMATE/The World Bank.
- Foster, S., Tuinhof, A., Kemper, K., Garduño, H., & Nanni, M. (2003). Sustainable Groundwater Management: Characterization of Groundwater Systems key concepts and frequent misconceptions, 1–6.
- Freeze, R. A., & Cherry, J. A. (1979). *Groundwater*. (C. Breen & K. McNeily, Eds.). New Jersey: Prentice Hall, Inc.
- Gaona-Zanella, P. (2014). Análisis de calidad de las aguas subterráneas en La Paz, Baja California Sur, como contribución a la sostenibilidad hídrica de la región. *MSc Thesis, Tecnológico de Monterrey*. Monterrey, México.
- Ghazavi, R., & Ebrahimi, Z. (2015). Assessing groundwater vulnerability to contamination in an arid environment using DRASTIC and GOD models. *International Journal of Environmental Science and Technology*, 12(9), 2909–2918. <https://doi.org/10.1007/s13762-015-0813-2>
- Gogu, R. C., & Dassargues, A. (2000). Current trends and future challenges in groundwater vulnerability assessment using overlay and index methods. *Environmental Geology*, 39(6), 549–559. <https://doi.org/10.1007/s002540050466>
- Golovanova, O. V. (2015). Groundwater of the Pleistocene aquifer system in the north Caspian and near-Caspian regions: Communication 1. Character of water exchange and factors of sedimentary water integrity. *Lithology and Mineral Resources*, 50(3), 231–247. <https://doi.org/10.1134/S0024490215030049>
- González-Abraham, A., Fagundo-Castillo, J. R., Carrillo-Rivera, J. J., & Rodríguez-Estrella, R. (2012). Geoquímica de los sistemas de flujo de agua subterránea en rocas sedimentarias y rocas volcanogénicas de Loreto, BCS, México. *Boletín de La Sociedad Geológica Mexicana*, 64(3), 319–333.
- González-Delgado, A. M., & Shukla, M. K. (2014). Transport of Nitrate and Chloride in Variably Saturated Porous Media. *Journal of Irrigation and Drainage Engineering*, 140, 1–9. [https://doi.org/10.1061/\(ASCE\)IR.1943-4774.0000725](https://doi.org/10.1061/(ASCE)IR.1943-4774.0000725).
- Gonzalez-Martineaux, S. (2007). CONTAMINACIÓN DIFUSA DE LAS AGUAS CONTINENTALES. *Agricultura Limpia*, 10–17.
- Green, T. R., Taniguchi, M., Kooi, H., Gurdak, J. J., Allen, D. M., Hiscock, K. M., ... Aureli, A. (2011). Beneath the surface of global change: Impacts of climate change on groundwater. *Journal of Hydrology*, 405(3–4), 532–560. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2011.05.002>

- Gu, B., Ge, Y., Chang, S. X., Luo, W., & Chang, J. (2013). Nitrate in groundwater of China: Sources and driving forces. *Global Environmental Change*, 23(5), 1112–1121. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2013.05.004>
- Haitjema, H. M. (1995). *Analytic Element Modeling of Groundwater Flow*. San Diego: Academic Press, Inc. <https://doi.org/10.1016/B978-012316550-3/50000-3>
- Hamouda, M. F. Ben, Carreira, P., Marques, J. M., & Egenkamp, H. (2013). Geochemical and Isotopic Investigations to Study the Origin of Mineralization of the Coastal Aquifer of Sousse, Tunisia. *Procedia Earth and Planetary Science*, 7, 61–64. <https://doi.org/10.1016/j.proeps.2013.03.106>
- He, X., & Ren, L. (2005). Finite volume multiscale finite element method for solving the groundwater flow problems in heterogeneous porous media. *Water Resources Research*, 41(10). <https://doi.org/10.1029/2004WR003934>
- Healy, R. W. (1990). *Simulation of Solute Transport in Variably Saturated Porous Media with Supplemental Information on Modifications to the U.S. Geological Survey's Computer Program VS2D*.
- Henderson, T. H., Mayer, K. U., Parker, B. L., & Al, T. a. (2009). Three-dimensional density-dependent flow and multicomponent reactive transport modeling of chlorinated solvent oxidation by potassium permanganate. *Journal of Contaminant Hydrology*, 106(3–4), 195–211. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2009.02.009>
- Hispagua, (Sistema Español de información sobre el agua). (2017). Hidrogeología. Retrieved February 22, 2017, from <http://hispagua.cedex.es/datos/hidrogeologia>
- Hsieh, P.-C., Hsu, H.-T., Liao, C. B., & Chiueh, P.-T. (2015). Groundwater response to tidal fluctuation and rainfall in a coastal aquifer. *Journal of Hydrology*, 521, 132–140. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.11.069>
- Huebner, K. H., Thornton, E. A., & Byrom, T. G. (1995). *The Finite Element Method for Engineers*. (Wiley, Ed.). New York: Wiley.
- Huo, Z. L., Feng, S. Y., Kang, S. Z., Cen, S. J., & Ma, Y. (2007). Simulation of effects of agricultural activities on groundwater level by combining FEFLOW and GIS. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 50(March 2015), 839–846. <https://doi.org/0028-8233/07/5005-0839>
- IGME, (Instituto Geológico y Minero de España). (2002). Interacciones agua-roca. In G. W. Mook (Ed.), *Isótopos Ambientales en el Ciclo Hidrológico: Principios y aplicaciones* (pp. 341–346). Madrid: UNESCO/IGME.
- Iital, A., Pachel, K., & Deelstra, J. (2008). Monitoring of diffuse pollution from agriculture to support implementation of the WFD and the Nitrate Directive in Estonia. *Environmental Science & Policy*, 11(2), 185–193. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2007.10.008>
- Jackson, C. R., & Spink, A. E. F. (2004). *User's manual for the groundwater flow model ZOOMQ3D*. British Geological Survey Internal Report, IR/04/140.
- Jain, C. K., Bhatia, K. K. S., & Seth, S. M. (1998). Assessment of point and non-point sources of pollution

- using a chemical mass balance approach. *Hydrological Sciences Journal*, 43(3), 379–390. <https://doi.org/10.1080/02626669809492133>
- Jalali, M. (2005). Nitrates leaching from agricultural land in Hamadan, western Iran. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 110(3–4), 210–218. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.04.011>
- Jamaludin, N., Sham, S. M., & Ismail, S. N. S. (2013). Health risk assessment of nitrate exposure in well water of residents in intensive agriculture area. *American Journal of Applied Sciences*, 10(5), 442–448. <https://doi.org/10.3844/ajassp.2013.442.448>
- Jhamnani, B., & Singh, S. (2009). Groundwater contamination due to Bhalaswa landfill site in New Delhi. *International Journal of Civil, Environmental, Structural, Construction and Architectural Engineering*, 3(3), 121–125.
- Johannes, R. E., & Hear, C. J. (1985). The Effect of Submarine Groundwater Discharge on Nutrient and Salinity Regimes in a Coastal Lagoon off Perth , Western Australia. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 21, 789–800.
- Kacimov, A. R., Sherif, M. M., Perret, J. S., & Al-Mushikhi, A. (2009). Control of sea-water intrusion by salt-water pumping: Coast of Oman. *Hydrogeology Journal*, 17(3), 541–558. <https://doi.org/10.1007/s10040-008-0425-8>
- Kaown, D., Koh, D.-C., Mayer, B., & Lee, K.-K. (2009). Identification of nitrate and sulfate sources in groundwater using dual stable isotope approaches for an agricultural area with different land use (Chuncheon, mid-eastern Korea). *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 132(3–4), 223–231. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2009.04.004>
- Kass, A., Gavrieli, I., Yechieli, Y., Vengosh, A., & Starinsky, A. (2005). The impact of freshwater and wastewater irrigation on the chemistry of shallow groundwater: a case study from the Israeli Coastal Aquifer. *Journal of Hydrology*, 300(1–4), 314–331. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.06.013>
- Katyal, A. K., Kaluarachchi, J. J., & Parker, J. C. (1991). *MOFAT: A two- Dimensional finite element program for multiphase flow and multicomponent transport. Environmental Protection.*
- Keesari, T., Kulkarni, U. P., Jaryal, A., Mendhekar, G. N., Deshmukh, K. N., Hegde, A. G., & Kamble, S. N. (2014). Groundwater dynamics of a saline impacted coastal aquifer of western Maharashtra, India: insights from a radiotracer study. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry*, 300(1), 1–6. <https://doi.org/10.1007/s10967-014-2940-5>
- Khan, A. E., Ireson, A., Kovats, S., Mojumder, S. K., Khusru, A., Rahman, A., & Vineis, P. (2011). Drinking Water Salinity and Maternal Health in Coastal Bangladesh: Implications of Climate Change. *Environmental Health Perspectives*, 119(9), 1328–1332. <https://doi.org/10.1289/ehp.1002804>
- Kleidon, A., & Renner, M. (2013). A simple explanation for the sensitivity of the hydrologic cycle to surface temperature and solar radiation and its implications for global climate change. *Earth System Dynamics*, 4(2), 455–465. <https://doi.org/10.5194/esd-4-455-2013>
- Klinck, B. a, & Stuart, M. E. (1999). *Human health risk in relation to landfill leachate quality. British Geological Survey.*

- Konikow, L. F. (2002). Uso de modelos numéricos para simular el flujo y el transporte subterráneo. In W. G. Mook (Ed.), *Isótopos Ambientales en el Ciclo Hidrológico: Principios y aplicaciones* (Serie: Guí, pp. 533–558). Madrid: Instituto Geológico y Minero de España.
- Kopsiaftis, G., Mantoglou, A., & Giannouloupoulos, P. (2009). Variable density coastal aquifer models with application to an aquifer on Thira Island. *Desalination*, 237(1–3), 65–80. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2007.12.023>
- Kourakos, G., & Mantoglou, A. (2009). Pumping optimization of coastal aquifers based on evolutionary algorithms and surrogate modular neural network models. *Advances in Water Resources*, 32(4), 507–521. <https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2009.01.001>
- Kourgialas, N. N., Karatzas, G. P., & Koubouris, G. C. (2017). A GIS policy approach for assessing the effect of fertilizers on the quality of drinking and irrigation water and wellhead protection zones (Crete, Greece). *Journal of Environmental Management*, 189, 150–159. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.12.038>
- Kukuric, N., & Vliet, M. T. H. Van. (2008). Improving the Groundwater Monitoring Network in Africa : contribution to an integrated approach for assessing the impact of climate change and socio-economic developments on groundwater resources in Africa. In *IAH Commission on Groundwater & Climate Change* (p. 4).
- Lal, A. M. W., Wang, N., Moustafa, M. Z., & Brown, M. C. (2010). Mass residuals in implicit finite volume models for overland and groundwater flow. *Journal of Hydrology*, 384, 26–32. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.01.003>
- Lambrakis, N. (2006). Multicomponent heterovalent chromatography in aquifers. Modelling salinization and freshening phenomena in field conditions. *Journal of Hydrology*, 323, 230–243. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2005.09.002>
- Lambrakis, N., & Kallergis, G. (2001). Reaction of subsurface coastal aquifers to climate and land use changes in Greece: Modelling of groundwater refreshing patterns under natural recharge conditions. *Journal of Hydrology*, 245, 19–31. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(01\)00334-1](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(01)00334-1)
- Langevin, C. D., Shoemaker, W. B., & Guo, W. (2003). *MODFLOW-2000, the U.S. Geological Survey Modular Ground-Water Model-Documentation of the SEAWAT-2000 version with the Variable-Density Flow Process (VDF) and the Integrated MT3DMS Transport Process (IMT)*. Tallahassee, Florida.
- Li, Q., Ito, K., Wu, Z., Lowry, C. S., & Loheide, S. P. (2009). COMSOL multiphysics: A novel approach to ground water modeling. *Ground Water*, 47(4), 480–487. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.2009.00584.x>
- Lin, H. J., Richards, D. R., Talbot, C. A., Yeh, G.-T., Cheng, J.-R., & Cheng, H.-P. (1997). *FEMWATER : A Three-Dimensional Finite Element Computer Model for Simulating Density-Dependent Flow and Transport in Variably Saturated Media* by. Technical Report CHL-97-12.
- Liu, J., Chen, Z., Wang, L., Zhang, Y., Li, Z., Xu, J., & Peng, Y. (2016). Chemical and isotopic constrains on the origin of brine and saline groundwater in Hetao plain, Inner Mongolia. *Environmental Science*

- and Pollution Research, In press. <https://doi.org/10.1007/s11356-016-6617-1>
- Loague, K., & Corwin, D. L. (2005). Point and NonPoint Source Pollution. In M. G. Anderson (Ed.), *Encyclopedia of Hydrological Sciences* (p. 14). Chichester, UK: John Wiley & Sons, Ltd. <https://doi.org/10.1002/0470848944.hsa097>
- Lorah, M. M., Cozzarelli, I. M., & Böhlke, J. K. (2009). Biogeochemistry at a wetland sediment–alluvial aquifer interface in a landfill leachate plume. *Journal of Contaminant Hydrology*, 105(3–4), 99–117. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2008.11.008>
- MACC, (Macatawa Area Coordinating Council). (2015). *Macatawa Watershed Explorer*.
- Mahar, P. S., & Datta, B. (2000). Identification of Pollution Sources in Transient Groundwater Systems. *Water Resources Management*, 14(3), 209–227. <https://doi.org/10.1023/A:1026527901213>
- Maimone, M., & Fitzgerald, R. (2001). Effective Modeling of Coastal Aquifer Systems. *First International Conference on Saltwater Intrusion and Coastal Aquifers - Monitoring, Modeling and Management*, 1–12.
- Mantoglou, A., & Papantoniou, M. (2008). Optimal design of pumping networks in coastal aquifers using sharp interface models. *Journal of Hydrology*, 361(1–2), 52–63. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2008.07.022>
- Mantoglou, A., Papantoniou, M., & Giannouloupoulos, P. (2004). Management of coastal aquifers based on nonlinear optimization and evolutionary algorithms. *Journal of Hydrology*, 297, 209–228. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.04.011>
- Martínez-Alfaro, P. E., Martínez-Santos, P., & Castaño-Castaño, S. (2005). *Fundamentos de hidrogeología*. Madrid: Ediciones Mundi-Prensa.
- Mazor, E. (1997). *Chemical and isotopic groundwater hydrology* (3rd ed., Vol. 3). New York: Marcel Dekker, Inc.
- McDonald, M., & Harbaugh, A. (1984). *A modular three-dimensional finite-difference ground-water flow model*. U.S. Geological Survey (Vol. Report Fil). [https://doi.org/10.1016/0022-1694\(86\)90106-X](https://doi.org/10.1016/0022-1694(86)90106-X)
- McElwee, C., & Kemblowski, M. (1990). Theory and application of an approximate model of saltwater upconing in aquifers. *Journal of Hydrology*, 115, 139–163.
- Melloul, A., & Collin, M. (2006). Hydrogeological changes in coastal aquifers due to sea level rise. *Ocean & Coastal Management*, 49, 281–297. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2006.03.009>
- Mishra, A. K., & Singh, V. P. (2010). A review of drought concepts. *Journal of Hydrology*, 391(1–2), 202–216. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2010.07.012>
- Mogaji, K. A., Lim, H. S., & Abdullar, K. (2014). Modeling groundwater vulnerability to pollution using Optimized DRASTIC model. *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, 20, 30. <https://doi.org/10.1088/1755-1315/20/1/012002>
- Möller, P., Geyer, S., Salameh, E., & Dulski, P. (2006). Sources of mineralization and salinization of thermal groundwater of Jordan. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, 34(1–2), 86–100.

<https://doi.org/10.1002/aheh.200500613>

- Mongelli, G., Monni, S., Oggiano, G., Paternoster, M., & Sinisi, R. (2013). Tracing groundwater salinization processes in coastal aquifers: a hydrogeochemical and isotopic approach in the Na-Cl brackish waters of northwestern Sardinia, Italy. *Hydrology and Earth System Sciences*, 17(7), 2917–2928. <https://doi.org/10.5194/hess-17-2917-2013>
- Mönkeberg, F. (2012). *Finite volume methods for fluid flow in porous media*. ETH Zürich.
- Monzalvo, M. (2010). Simulación hidrodinámica del acuífero de La Paz y su aprovechamiento como fuente de desalación. *MSc Thesis, Universidad Nacional Autónoma de México*.
- Motz, L. H. (1992). Salt-Water Upconing in an Aquifer Overlain by a Leaky Confining Bed. *Ground Water*, 30(2), 192–198. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.1992.tb01791.x>
- Muyinda, N., Kakuba, G., & Mango, J. M. (2014). Finite volume method of modelling in transient groundwater flow. *Journal of Mathematics and Statistics*, 10(1), 92–110. <https://doi.org/10.3844/jmssp.2014.92.110>
- Nagarajan, R., Thirumalaisamy, S., & Lakshumanan, E. (2012). Impact of leachate on groundwater pollution due to non-engineered municipal solid waste landfill sites of erode city, Tamil Nadu, India. *Iranian Journal of Environmental Health Science & Engineering*, 9(1), 35. <https://doi.org/10.1186/1735-2746-9-35>
- Novotny, V. (1999). Diffuse pollution from agriculture - A worldwide outlook. *Water Science and Technology*, 39(3), 1–13. [https://doi.org/10.1016/S0273-1223\(99\)00027-X](https://doi.org/10.1016/S0273-1223(99)00027-X)
- Nur, A., Ishaku, J. M., & Yusuf, S. N. (2012). Groundwater Flow Patterns and Hydrochemical Facies Distribution Using Geographical Information System (GIS) in Damaturu , Northeast Nigeria. *International Journal of Geosciences*, 3(November), 1096–1106. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.4236/ijg.2012.35111>
- Oren, O., Yechieli, Y., Böhlke, J. ., & Dody, A. (2004). Contamination of groundwater under cultivated fields in an arid environment, central Arava Valley, Israel. *Journal of Hydrology*, 290(3–4), 312–328. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2003.12.016>
- Oude Essink, G. H. . (2001). Improving fresh groundwater supply—problems and solutions. *Ocean & Coastal Management*, 44, 429–449. [https://doi.org/10.1016/S0964-5691\(01\)00057-6](https://doi.org/10.1016/S0964-5691(01)00057-6)
- Paniconi, C., Khlaifi, I., Lecca, G., Giacomelli, a., & Tarhouni, J. (2001). A modelling study of seawater intrusion in the Korba Coastal Plain, Tunisia. *Physics and Chemistry of the Earth, Part B: Hydrology, Oceans and Atmosphere*, 26(4), 345–351. [https://doi.org/10.1016/S1464-1909\(01\)00017-X](https://doi.org/10.1016/S1464-1909(01)00017-X)
- Papadopoulou, M. P., Varouchakis, E. a., & Karatzas, G. P. (2009). Simulation of complex aquifer behavior using numerical and geostatistical methodologies. *Desalination*, 237(1–3), 42–53. <https://doi.org/10.1016/j.desal.2007.12.021>
- Passarello, M. C., Pierce, S. A., & Sharp, J. M. (2014). Uncertainty and urban water recharge for managing groundwater availability using decision support. *Water Science & Technology*, 70(11), 1888–1896. <https://doi.org/10.2166/wst.2014.437>

- Pepper, D. W., & Stephenson, D. E. (1995). An adaptive finite-element model for calculating subsurface transport of contaminant. *Ground Water*, 33(3), 486–496. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.1995.tb00305.x>
- Perera, E. D. P., Jinno, K., Tsutsumi, A., & Hiroshiro, Y. (2009). Three dimensional solute transport numerical modeling of salinity fluctuations in a coastal aquifer. In R. S. Anderssen, R. D. Braddock, & L. T. H. Newham (Eds.), *18th World IMACS Congress and MODSIM09 International Congress on Modelling and Simulation* (pp. 4128–4134). Cairns, Australia: Modelling and Simulation Society of Australia and New Zealand and International Association for Mathematics and Computers in Simulation.
- Petalas, C., & Lambrakis, N. (2006). Simulation of intense salinization phenomena in coastal aquifers—the case of the coastal aquifers of Thrace. *Journal of Hydrology*, 324, 51–64. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2005.09.031>
- PNUMA, (Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente). (2007). *Perspectivas del medio ambiente mundial: GEO4 medio ambiente para el desarrollo. Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente*. Nairobi, Kenya: Programa de las Naciones Unidas para el Medio Ambiente.
- Price, M. (2003). *Agua Subterránea*. México, D.F.: Editorial LIMUSA.
- Pulido-Leboeuf, P. (2004). Seawater intrusion and associated processes in a small coastal complex aquifer (Castell de Ferro, Spain). *Applied Geochemistry*, 19(10), 1517–1527. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2004.02.004>
- Puust, R., Kapelan, Z., Savic, D. A., & Koppel, T. (2010). A review of methods for leakage management in pipe networks. *Urban Water Journal*, 7(1), 25–45. <https://doi.org/http://dx.doi.org/10.1080/15730621003610878>
- RAE, (Real Academia Española). (2017). Definición: Polución. Retrieved March 2, 2017, from <http://dle.rae.es/?id=TbYjNMb>
- Ranjan, P., Kazama, S., Sawamoto, M., & Sana, A. (2009). Global scale evaluation of coastal fresh groundwater resources. *Ocean & Coastal Management*, 52(3–4), 197–206. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2008.09.006>
- Redwan, M., Abdel Moneim, A. A., & Amra, M. A. (2016). Effect of water–rock interaction processes on the hydrogeochemistry of groundwater west of Sohag area, Egypt. *Arabian Journal of Geosciences*, 9(2), 111. <https://doi.org/10.1007/s12517-015-2042-x>
- Renau-Pruñonosa, A., Morell, I., & Pulido-Velazquez, D. (2016). A Methodology to Analyse and Assess Pumping Management Strategies in Coastal Aquifers to Avoid Degradation Due to Seawater Intrusion Problems. *Water Resources Management*, 30(13), 4823–4837. <https://doi.org/10.1007/s11269-016-1455-y>
- Rojas-Fabro, A. Y., Pacheco-Ávila, J. G., Esteller-Alberich, M. V., Cabrera-Sansores, S. A., & Camargo-Valero, M. A. (2015). Spatial distribution of nitrate health risk associated with groundwater use as drinking water in Merida, Mexico. *Applied Geography*, 65, 49–57.

<https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2015.10.004>

- Rozema, J., & Flowers, T. (2008). ECOLOGY: Crops for a Salinized World. *Science*, 322(5907), 1478–1480. <https://doi.org/10.1126/science.1168572>
- Ryu, J. H., Contor, B., Johnson, G., Allen, R., & Tracy, J. (2012). System Dynamics to Sustainable Water Resources Management in the Eastern Snake Plain Aquifer Under Water Supply Uncertainty 1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 48(6), 1204–1220. <https://doi.org/10.1111/j.1752-1688.2012.00681.x>
- Saghi, H., & Aval, A. A. (2015). Effective Factors in Causing Leakage in Water Supply Systems and Urban Water Distribution Networks. *American Journal of Civil Engineering*, 3(2), 60–63. <https://doi.org/10.11648/j.ajce.s.2015030202.22>
- Salman, M., & Mualla, W. (2008). Water demand management in Syria: centralized and decentralized views. *Water Policy*, 10(6), 549–562. <https://doi.org/10.2166/wp.2008.065>
- Sánchez-San Román, F. J. (2014). Hidrología-Hidrogeología. Retrieved February 27, 2017, from <http://hidrologia.usal.es/>
- Sánchez-Santillán, N., Sánchez-Trejo, R., De la Lanza Espino, G., & Garduño, R. (2014). Evolución del clima a través de la historia de la Tierra. *Revista Reflexiones*, 93(1), 121–132.
- Sanford, W. E., & Konikow, L. F. (1985). A two-constituent solute transport model for ground water having variable density.
- Sappa, G., Barbieri, M., Ergul, S., & Ferranti, F. (2012). Hydrogeological Conceptual Model of Groundwater from Carbonate Aquifers Using Environmental Isotopes (^{18}O , ^2H) and Chemical Tracers : A Case Study in Southern Latium Region , Central Italy. *Journal of Water Resources and Protection*, 4(September), 695–716.
- Schnoor, J. L. (1996). *Environmental Modeling. Fate Transport of Pollutants in Water, Air and Soil* (First). New York: John Wiley & Sons, Inc.
- SEMARNAT, (Secretaría del Medio Ambiente y Recursos Naturales), & INECC, (Instituto Nacional de Ecología y Cambio Climático). (2012). *Adaptación Al Cambio Climático En México : Visión , Elementos Y Criterios Para La Toma De Decisiones* (Primera Ed). México, D.F.: Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales.
- Sengupta, P. (2013). Potential health impacts of hard water. *International Journal of Preventive Medicine*, 4(8), 866–75.
- Shen, Z., Chen, L., Liao, Q., Liu, R., & Hong, Q. (2012). Impact of spatial rainfall variability on hydrology and nonpoint source pollution modeling. *Journal of Hydrology*, 472–473, 205–215. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.09.019>
- Sherif, M. M., & Singh, V. P. (1999). Effect of climate change on sea water intrusion in coastal aquifers. *Hydrological Processes*, 13(8), 1277–1287. [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1085\(19990615\)13:8<1277::AID-HYP765>3.0.CO;2-W](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1085(19990615)13:8<1277::AID-HYP765>3.0.CO;2-W)
- Shi, L., & Jiao, J. J. (2014). Seawater intrusion and coastal aquifer management in China: a review.

- Environmental Earth Sciences*, 72(8), 2811–2819. <https://doi.org/10.1007/s12665-014-3186-9>
- Shrestha, S., Semkuyu, D. J., & Pandey, V. P. (2016). Assessment of groundwater vulnerability and risk to pollution in Kathmandu Valley, Nepal. *Science of The Total Environment*, 556, 23–35. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.03.021>
- Simmons, C. T., Fenstemaker, T. R., & Sharp, J. M. (2001). Variable-density groundwater flow and solute transport in heterogeneous porous media: approaches, resolutions and future challenges. *Journal of Contaminant Hydrology*, 52, 245–275. [https://doi.org/10.1016/S0169-7722\(01\)00160-7](https://doi.org/10.1016/S0169-7722(01)00160-7)
- Soliman, M. M., LaMoreaux, P. E., Memon, B. A., Assaad, F. A., & LaMoreaux, J. W. (1998). *Environmental hydrogeology*. Boca Raton, Florida: Lewis Publishers.
- Suarez, D. L. (1989). Impact of Agricultural Practices on Groundwater Salinity. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 26, 215–227.
- Suthar, S., Bishnoi, P., Singh, S., Mutiyar, P. K., Nema, A. K., & Patil, N. S. (2009). Nitrate contamination in groundwater of some rural areas of Rajasthan, India. *Journal of Hazardous Materials*, 171(1–3), 189–199. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.05.111>
- Tam, V. T., Batelaan, O., & Beyen, I. (2016). Impact assessment of climate change on a coastal groundwater system, Central Vietnam. *Environmental Earth Sciences*, 75(10), 908. <https://doi.org/10.1007/s12665-016-5718-y>
- Therrien, R., McLaren, R. G., Sudicky, E. A., & Panday, S. M. (2010). *HydroGeoSphere. A Three-dimensional Numerical Model Describing Fully-integrated Subsurface and Surface Flow and Solute Transport*.
- Thorburn, P. J., Biggs, J. S., Weier, K. L., & Keating, B. a. (2003). Nitrate in groundwaters of intensive agricultural areas in coastal Northeastern Australia. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 94(1), 49–58. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(02\)00018-X](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(02)00018-X)
- Tinoco, J. A. (2008). *Modelo matemático del acuífero profundo del valle de México usando diferencias finitas y superficies finitas integradas: simulación numérica con el programa MODFLOW*. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo. Tesis de Maestría.
- Todd, D. K., & Mays, L. W. (2005). *Groundwater Hydrology* (Third). New Jersey: John Wiley & Sons, Inc.
- Tóth, J. (2000). Las aguas subterráneas como agente geológico: causas, procesos y manifestaciones. *Boletín Geológico Y Minero*, 111(4), 9–26.
- Townley, L. R. (1990). *AQUIFEM-N: a multi-layered finite element aquifer flow model, user's manual and description*. Perth, Western Australia.
- Tuinhof, A., Foster, S., van Steenberg, F., Talbi, A., & Wishart, M. (2011). *Appropriate Groundwater Management Policy for Sub-Saharan Africa in face of demographic pressure and climatic variability*.
- Tularam, G. A., & Krishna, M. (2009). Long-term consequences of groundwater pumping in Australia: a review of impacts around the globe. *Journal of Applied Science in Environmental Sanitation*, 4(2), 151–166.

- Tuong, T. P., Kam, S. P., Hoanh, C. T., Dung, L. C., Khiem, N. T., Barr, J., & Ben, D. C. (2003). Impact of seawater intrusion control on the environment, land use and household incomes in a coastal area. *Paddy and Water Environment*, 1(2), 65–73. <https://doi.org/10.1007/s10333-003-0015-2>
- UNESCO, (United Nations Educational Scientific and Cultural Organization). (2009). *Resultado de la reunión de expertos internacionales sobre el derecho humano al agua*. París, Francia.
- USEPA, (U.S. Environmental Protection Agency). (2015). Getting Up to Speed: Ground Water Contamination. In *Wellhead Protection: A guide for Small Communities* (pp. 1–10).
- USGS, (U.S. Geological Survey). (2015). USGS. Retrieved from <http://water.usgs.gov/edu/watercycle.html>
- Vallejos, A., Sola, F., & Pulido-Bosch, A. (2015). Processes Influencing Groundwater Level and the Freshwater-Saltwater Interface in a Coastal Aquifer. *Water Resources Management*, 29(3), 679–697. <https://doi.org/10.1007/s11269-014-0621-3>
- van der Salm, C., van Middelkoop, J. C., & Ehlert, P. A. I. (2017). Changes in soil phosphorus pools of grasslands following 17 yrs of balanced application of manure and fertilizer. *Soil Use and Management*. <https://doi.org/10.1111/sum.12333>
- van der Weijden, C. H., & Middelburg, J. J. (1989). Hydrogeochemistry of the River Rhine: Long term and seasonal variability, elemental budgets, base levels and pollution. *Water Research*, 23(10), 1247–1266. [https://doi.org/10.1016/0043-1354\(89\)90187-5](https://doi.org/10.1016/0043-1354(89)90187-5)
- van Weert, F., & van der Gun, J. (2012). SALINE AND BRACKISH GROUNDWATER AT SHALLOW AND INTERMEDIATE DEPTHS : GENESIS AND WORLD-WIDE OCCURRENCE. In *IAH 2012 Congress* (p. 9).
- van Weert, F., van der Gun, J., & Reckman, J. (2009). *Global Overview of Saline Groundwater Occurrence and Genesis*. International Groundwater Resources Assessment Centre. Utrecht.
- Voss, C. (1984). *A Finite-Element Simulation Model for Saturated-Unsaturated, Fluid-Density-Dependent Groundwater Flow with Energy Transport or Chemically-Reactive Single-Species Solute Transport*. U.S. Geological Survey.
- Voudouris, K. S. (2006). Groundwater Balance and Safe Yield of the coastal aquifer system in NEastern Korinthia, Greece. *Applied Geography*, 26, 291–311. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2006.04.001>
- Vurro, M., Masciopinto, C., & Liso, I. S. (2016). Efficacy of managed aquifer recharge to reduce the impact of climate change on coastal aquifers. *Journal of Earth Science & Climatic Change*, 7(9), 27–27. <https://doi.org/10.1111/1467-8322.12302>
- Weinthal, E., Vengosh, A., Marei, A., Gutierrez, A., & Kloppmann, W. (2005). The Water Crisis in the Gaza Strip: Prospects for Resolution. *Ground Water*, 43(5), 653–660. <https://doi.org/10.1111/j.1745-6584.2005.00064.x>
- Werner, J. (1996). *Introducción a la hidrogeología* (Vol. 1). Linares, N.L.: Universidad Autónoma de Nuevo León.
- Yang, J., Graf, T., & Ptak, T. (2015). Impact of climate change on freshwater resources in a

heterogeneous coastal aquifer of Bremerhaven, Germany: A three-dimensional modeling study. *Journal of Contaminant Hydrology*, 177–178, 107–121. <https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2015.03.014>

Yeh, W. W. (2015). Review: Optimization methods for groundwater modeling and management. *Hydrogeology Journal*, 23(6), 1051–1065. <https://doi.org/10.1007/s10040-015-1260-3>

Zaporozec, A. (1981). Ground-Water pollution and its sources. *GeoJournal*, 5(5), 457–471. <https://doi.org/10.1007/BF02484718>

Zaporozec, A., Aureli, A., Conrad, J. E., Hirata, R., Johansson, P.-O., Nonner, J. C., ... Weaver, J. M. C. Groundwater Contamination Inventory: A Methodological Guide, 2 Unesco IHP-VI, Series on Groundwater § (2002).

Zghibi, A., Merzougui, A., Zouhri, L., & Tarhouni, J. (2014). Interaction between groundwater and seawater in the coastal aquifer of Cap-Bon in the semi-arid systems (north-east of Tunisia). *Carbonates and Evaporites*, 29(3), 309–326. <https://doi.org/10.1007/s13146-013-0181-2>

Zhou, Y. (2009). A critical review of groundwater budget myth, safe yield and sustainability. *Journal of Hydrology*, 370(1–4), 207–213. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.03.009>

Zienkiewicz, O. C., Taylor, R. L., & Nithiarasu, P. (2005). *The Finite Element Method for Fluid Dynamics. Sixth edition*. Elsevier B.H.