



UNIVERSIDAD MICHOACANA DE SAN NICOLÁS DE HIDALGO

FACULTADES DE INGENIERÍA CIVIL, DE INGENIERÍA QUÍMICA Y DE BIOLOGÍA

LGAC: CALIDAD DEL AGUA, DEL AIRE Y PROCESOS DE TRATAMIENTO

TESIS

IMPLEMENTACIÓN DE UN MODELO MATEMÁTICO CONJUNTO EN EL SISTEMA HIDROGEOLÓGICO DEL ACUÍFERO VALLE DE AGUASCALIENTES PARA EL TRANSPORTE DE FLUORURO Y ARSÉNICO

PARA OBTENER EL GRADO DE
MAESTRA EN CIENCIAS EN INGENIERÍA AMBIENTAL

PRESENTA
ING. ROXANA NICTE-HÁ HUGHES LOMELÍN
Ingeniera Civil

ASESOR
DR. MARCO ANTONIO MARTÍNEZ CINCO
Doctor en Ciencias en Ingeniería Química

COASESORA
DRA. SONIA TATIANA SÁNCHEZ QUISPE
Doctora en Ingeniería Civil

Este trabajo fue apoyado por el Consejo Nacional de Humanidades, Ciencia y Tecnología (CONAHCYT).

Morelia, Michoacán, noviembre de 2023

***A Gera, amor de mi vida.
Gracias por todo, esposo mío.***

AGRADECIMIENTOS

A Dios, por permitirme despertar cada mañana y cumplir mis sueños, que son parte de Su plan para mí.

A la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo y al programa de Maestría en Ciencias en Ingeniería Ambiental, por las facilidades, aprendizajes y oportunidades que me dieron para desarrollar este tema que tanto me apasiona.

Al CONAHCYT, por el financiamiento otorgado para poder llevar a cabo este trabajo.

A mi asesor, el Dr. Marco Cinco, por su invaluable guía durante este trayecto.

A mi coasesora, la Dra. Sonia Sánchez, por su apoyo, su presencia incansable y su paciencia al lidiar conmigo y mis avances (¡o falta de!).

A mis sinodales, el Dr. Mario Hernández, la Dra. Liliana García y el Dr. José Apolinar, por formar parte de mi comité evaluador, por sus muchos conocimientos, sus sugerencias para mejorar mi trabajo y por sus comentarios de retroalimentación que ayudaron a darle calidad a esta investigación.

Al Dr. Joel Hernández, por su acompañamiento en todas mis redacciones, y tener que soportar los disparates que a veces escribía en mis intentos de tesis y artículos.

A la Dra. Lilia Guerrero y la M.I. Guadalupe Lira de la Universidad Autónoma de Aguascalientes, por la información que me pudieron proporcionar acerca del acuífero Valle de Aguascalientes.

A la CCAPAMA, principalmente a la Ing. Claudia Valdivia del Departamento de Calidad de Agua, por su apoyo en la solicitud de información de calidad de agua subterránea, sin la cual parte importante de este trabajo no se habría logrado.

Al Dr. Thomas Harmon, de la Universidad de California Merced, por recibirme y asesorarme durante mi estancia en dicha universidad, por sus valiosos conocimientos y por su constante apoyo en esta etapa.

Al M.C. Andrés Morandé, al Dr. Josué Medellín y al equipo de Alianza UCMX, por el apoyo financiero que me otorgaron para la realización de mi estancia en California y por incluirme en los trabajos de investigación que se estuvieron realizando.

Al programa de Investigadoras e Investigadores por México CONAHCYT.

Agradecimientos

Al equipo de trabajo del Laboratorio de Hidráulica de la UMSNH, por su incansable trabajo y esfuerzo en realizar actividades que fomentaran la productividad de todos los que estuvimos laborando en temas de Hidráulica.

A Alexandra Elbakyan, por hacer que la ciencia y el conocimiento estén al alcance de todos.

A mi familia, mis padres Thomas e Isabel, quienes siempre me impulsaron a seguir mis sueños y metas, aún cuando eso implicara mudarme a otro estado o viajar a otro país. A mis hermanas Carolina y Citlali, por siempre estar al pendiente de cómo me iba, por su incansable apoyo, y por ayudarme en mi investigación en varias ocasiones (I hope you enjoyed playing scientist once in a while!). Aún estando lejos de Uds., los pienso mucho y los extraño.

A mi suegro Gerardo, a mi cuñada Paulina, a mi sobrina Elena y a Doña Alicia. Mi nueva familia, que me aceptaron con los brazos abiertos e hicieron que me sintiera siempre bienvenida y en casa.

A mis amigos y compañeros, por hacer más alegre esta época de estudios, por el intercambio de conocimientos y los ánimos que nos echamos.

Y finalmente, pero no menos importante, a mi Gera. Compañero, pareja, esposo... Sin ti, yo no sería la mujer que soy hoy, no habría llegado a cumplir ni siquiera una milésima de mi potencial, y aunque estoy consciente de que aún me falta mucho camino por recorrer, sé que al estar los dos uno a lado del otro, el transcurso de este viaje llamado vida, será mucho más ameno. Tu apoyo y amor incondicional me ayudaron a mantenerme a flote, especialmente en las etapas más difíciles y estresantes, y tus valiosísimos conocimientos fueron esenciales para el desarrollo de este trabajo.

Este logro le pertenece a cada uno de ustedes, puesto que, sin su apoyo, ayuda o presencia, este trabajo no se habría concretado.

¡Muchas gracias!

RESUMEN

En esta tesis, se aborda el problema crítico de las concentraciones elevadas de fluoruro y arsénico en el agua subterránea del acuífero administrativo Valle de Aguascalientes, México. Se plantea la implementación de un modelo matemático conjunto para determinar eficazmente las concentraciones de fluoruro y arsénico. El objetivo principal es aplicar este modelo para comprender de manera detallada el comportamiento de las concentraciones de fluoruro y arsénico en el acuífero, para que posteriormente pueda utilizarse como herramienta de apoyo en la toma de decisiones informadas en la gestión de recursos hídricos.

Motivado por los riesgos documentados para la salud asociados con la ingesta excesiva de fluoruro y arsénico en la región de Aguascalientes, donde la fluorosis dental es prevalente y las concentraciones de arsénico sugieren riesgos potenciales para la salud, el estudio busca cerrar la brecha de conocimiento sobre las fuentes de agua, reconociendo la falta de estudios integrales que las caractericen en Aguascalientes. La metodología implica la obtención de datos climatológicos e hidrométricos de la zona, la gestión de datos de niveles de agua del acuífero, la determinación de parámetros hidrodinámicos y la caracterización de las concentraciones de fluoruro y arsénico en la región. El proceso de calibración y validación de los modelos superficial, subterráneo y de transporte asegura su precisión en el estudio del acuífero del Valle de Aguascalientes.

El estudio aborda los niveles históricos del agua, las variaciones espacio-temporales en las concentraciones de fluoruro y arsénico y el rendimiento de los modelos implementados. A pesar de algunas discrepancias en los resultados del modelo en comparación con los datos observados, este modelo matemático conjunto emerge como una herramienta prometedora para aproximar las concentraciones de fluoruro y arsénico, proporcionando valiosos conocimientos para la gestión de recursos hídricos y la calidad del agua en la región de Aguascalientes.

Palabras clave: Modelo matemático conjunto, transporte de solutos, agua subterránea, modelo de precipitación-escorrentía, Aguascalientes.

ABSTRACT

This thesis addresses the critical issue of heightened fluoride and arsenic concentrations in the groundwater of the Aguascalientes Valley administrative aquifer in Mexico. The implementation of an integral mathematical model is proposed to effectively determine fluoride and arsenic concentrations. The principal objective of this research is to apply the model to reach a detailed understanding of the behaviour of fluoride and arsenic in the aquifer, so that this model may be used as a tool that aids in informed decision-making in water resource management.

Motivated by documented health risks associated with excessive fluoride and arsenic intake in the Aguascalientes region, where dental fluorosis is prevalent, and arsenic concentrations suggest potential health risks, the study aims to bridge the knowledge gap concerning water sources, acknowledging the lack of comprehensive studies characterising them in Aguascalientes. The methodology involves obtaining meteorological and hydrometric data in the area, managing water level data in the aquifer, determining hydrodynamic parameters, and characterising fluoride and arsenic concentrations in the region. The calibration and validation process for surface, groundwater and transport models ensures their accuracy in studying the Aguascalientes Valley aquifer.

The study discusses historical water levels, spatial and temporal variations in fluoride and arsenic concentrations, and the performance of the implemented models. Despite some discrepancies in model outcomes compared to the observed data, the integral mathematical model emerges as a promising tool for approximating fluoride and arsenic concentration, providing valuable insights for water resource management and water quality in the Aguascalientes region.

Keywords: Integral mathematical model, solute transport, groundwater, rain-runoff model, Aguascalientes.

ÍNDICE DE CONTENIDO

Agradecimientos.....	ii
Resumen.....	iv
Abstract.....	v
Índice de contenido.....	vi
Índice de figuras.....	ix
Índice de tablas.....	xi
Capítulo I.....	1
1.1 Introducción.....	2
1.2 Hipótesis.....	4
1.3 Objetivos.....	4
1.3.1 General.....	4
1.3.2 Particulares.....	4
1.4 Justificación.....	5
1.5 Metodología general.....	5
Capítulo II. Marco teórico.....	7
2.1 Conceptos básicos.....	8
2.1.1 Del ciclo hidrológico.....	8
2.1.2 Del modelado matemático.....	10
2.2 Antecedentes y estado del arte.....	11
2.2.1 Concentraciones de fluoruro y arsénico.....	11
2.2.2 Modelado superficial.....	12
2.2.3 Modelado subterráneo.....	14
2.2.4 Modelado de transporte de solutos.....	14
2.3 Modelado superficial.....	15
2.3.1 Modelos matemáticos de precipitación-escorrimento.....	15
2.3.2 Modelo HBV.....	15
2.4 Modelado subterráneo.....	20
2.4.1 Funcionamiento hidráulico matemático de acuíferos.....	20
2.4.2 MODFLOW.....	22
2.5 Modelado de transporte de solutos.....	24
2.5.1 Transporte de solutos en agua subterránea.....	24
2.5.2 MT3DMS.....	27
Capítulo III. Metodología.....	29

Índice de contenido

3.1 Modelado superficial.....	30
3.1.1 Gestión de datos y parámetros para el modelo superficial.....	30
3.1.1.1 Variables climatológicas.....	31
3.1.1.2 Variables hidrométricas.....	32
3.1.1.3 Evapotranspiración potencial (ETP).....	33
3.1.2 Calibración y validación del modelo superficial	34
3.2 Modelado subterráneo	36
3.2.1 Gestión de datos y parámetros para el modelo subterráneo.....	36
3.2.1.1 Análisis de niveles piezométricos.....	36
3.2.1.2 Determinación de conductividades hidráulicas horizontales	36
3.2.1.3 Obtención de parámetros hidrodinámicos.....	37
3.2.2 Calibración y validación del modelo subterráneo	38
3.3 Modelado de transporte de solutos.....	40
3.3.1 Caracterización espacial y temporal de las concentraciones	40
3.3.1.1 Delimitación de la zona de estudio.....	40
3.3.1.2 Procesamiento temporal y espacial de las concentraciones	40
3.3.2 Calibración y validación del modelo de transporte	41
Capítulo IV. Resultados y discusión	42
4.1 Caracterización de la zona de estudio.....	43
4.1.1 Generalidades y administración	43
4.1.1.1 Simplificación de la zona de estudio	44
4.1.2 Fisiografía	44
4.1.2.1 Provincia fisiográfica	44
4.1.2.2 Clima.....	45
4.1.2.3 Hidrografía	45
4.1.2.4 Geomorfología	46
4.1.3 Geología.....	47
4.1.3.1 Generalidades.....	47
4.1.3.2 Geología estructural.....	47
4.1.4 Hidrogeología.....	48
4.1.4.1 Parámetros hidráulicos	49
4.1.5 Uso y disponibilidad del recurso hídrico	49
4.1.6 Caracterización espacial y temporal de concentraciones de fluoruro y arsénico.....	51
4.1.6.1 Área de estudio.....	51

Índice de contenido

4.1.6.2	Distribución espacial	52
4.1.6.3	Comportamiento temporal.....	53
4.2	Modelo superficial.....	54
4.2.1	Área modelada.....	54
4.2.2	Recopilación y gestión de datos de insumo	54
4.2.2.1	Datos hidrométricos	54
4.2.2.2	Cuenca de cabecera	57
4.2.2.3	Datos climatológicos	58
4.2.3	Modelo HBV	61
4.2.3.1	Cuenca de cabecera 12239	61
4.2.3.2	Modelo general	66
4.2.4	Infiltraciones obtenidas.....	66
4.3	Modelo subterráneo	68
4.3.1	Gestión de datos y configuración del modelo.....	68
4.3.1.1	Definición de geometría y parámetros hidrodinámicos	68
4.3.1.2	Entradas y salidas de flujo del modelo.....	71
4.3.2	Calibración y validación del modelo	73
4.4	Modelo de transporte de fluoruro y arsénico.....	77
4.4.1	Configuración del modelo de transporte.....	77
4.4.1.1	Definición de geometría y parámetros	77
4.4.1.2	Fuentes (sources) y sumideros (sinks) del modelo	80
4.4.2	Calibración y validación del modelo	81
Capítulo V.	Conclusiones	84
5.1	Conclusiones.....	85
5.2	Limitaciones	86
5.3	Recomendaciones y líneas futuras de investigación.....	86
5.4	Palabras finales.....	87
Referencias	88
Anexo A.	Características de los datos climatológicos para el modelo superficial.	93
Anexo B.	Resultados del modelo subterráneo	98
Anexo C.	Resultados del modelo de transporte	103
C.1	Fluoruro.....	103
C.2	Arsénico	105

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.1. Metodología general del trabajo.....	6
Figura 2.1. Esquema del ciclo hidrológico en términos de procesos. Modificado de Cabezas Calvo-Rubio (2015).	8
Figura 2.2. Diagrama general de funcionamiento del modelo HBV.....	16
Figura 2.3. Sistema hidrogeológico hipotético discretizado en MODFLOW.....	23
Figura 2.4. Diferentes fenómenos de transporte de soluto.....	25
Figura 2.5. Sistema de coordenadas cartesianas utilizadas en el modelo de transporte MT3DMS.....	28
Figura 3.1. Metodología para el modelado hidrológico superficial.....	30
Figura 3.2. Metodología para el modelado subterráneo.....	36
Figura 3.3. Metodología para el modelado de transporte.....	40
Figura 4.1. Localización del acuífero.....	43
Figura 4.2. Discretización propuesta del acuífero con base en la ubicación de datos disponibles.....	44
Figura 4.3. Provincias fisiográficas a las que pertenece el acuífero.....	45
Figura 4.4. Climas en la región, según la clasificación de Köppen.....	46
Figura 4.5. Distribución de elevaciones topográficas.	47
Figura 4.6. Geología general del Estado de Aguascalientes.....	48
Figura 4.7. Porcentajes de uso de pozos y norias activas, y el volumen extraído para cada uso.....	50
Figura 4.8. Ubicación de pozos de muestreo con datos de calidad de agua.	51
Figura 4.9. Concentraciones medias en agua subterránea de fluoruro (izquierdo) y arsénico (derecho) (2003-2022).	52
Figura 4.10. Variación en concentraciones de fluoruro y arsénico.	53
Figura 4.11. Ubicación de las cuencas hidrológicas que se modelaron con MPE-HBV.....	54
Figura 4.12. Localización de estaciones hidrométricas en el área.	55
Figura 4.13. Gráficas de escurrimientos anuales en cada estación hidrométrica..	56
Figura 4.14. Correlogramas y sus límites de Anderson para cada estación hidrométrica.....	56
Figura 4.15. Ubicación de las estaciones hidrométricas validadas.	57
Figura 4.16. Cuenca de cabecera de la estación 12239.	58
Figura 4.17. Selección espacial de las estaciones climatológicas, cuenca 12239.	59
Figura 4.18. Selección espacial de las estaciones climatológicas para el modelo general.	61
Figura 4.19. Gráfica de datos simulados contra datos observados para la primera corrida del modelo HBV (cuenca 12239).....	63
Figura 4.20. Observados contra simulados, acumulación anual; primera corrida del modelo HBV (cuenca 12239).	63
Figura 4.21. Observados contra simulados, medias mensuales; primera corrida del modelo HBV (cuenca 12239).	63
Figura 4.22. Gráfica de datos simulados contra datos observados del modelo HBV calibrado (cuenca 12239).....	65

Índice de figuras

Figura 4.23. Observados contra simulados, acumulación anual; modelo HBV calibrado (cuenca 12239).....	65
Figura 4.24. Observados contra simulados, medias mensuales; modelo HBV calibrado (cuenca 12239).....	65
Figura 4.25. Infiltraciones mensuales obtenidas del modelo HBV general.....	67
Figura 4.26. Enmallado del acuífero para MODFLOW.....	68
Figura 4.27. Nivel piezométrico para el año 1985, utilizado como nivel inicial en MODFLOW.....	69
Figura 4.28. Configuración del modelo en MODFLOW y asignación de parámetros (calibrados).....	70
Figura 4.29. Distribución y valores de conductividades hidráulicas horizontales equivalentes.....	71
Figura 4.30. Datos de flujos de entrada y salida del modelo.....	72
Figura 4.31. Balance de entradas y salidas de agua subterránea al acuífero.....	73
Figura 4.32. Ubicación de celdas calibradoras para el modelo MODFLOW y el corte A-A'.....	74
Figura 4.33. Ajuste entre niveles observados y niveles simulados por MODFLOW.....	75
Figura 4.34. Sección longitudinal del acuífero (corte A-A') con niveles obtenidos a partir del modelo calibrado.....	76
Figura 4.35. Ubicación del enmallado del acuífero utilizado para MODFLOW y MT3DMS con respecto del acuífero administrativo y los centros urbanos de Aguascalientes.....	77
Figura 4.36. Celdas activas para a) MODFLOW y b) MT3DMS.....	78
Figura 4.37. Configuración del modelo en MT3DMS y asignación de parámetros (calibrados).....	79
Figura 4.38. “Fuentes” de concentraciones de fluoruro y arsénico.....	80
Figura 4.39. Ubicación de las celdas calibradoras para el modelo MT3DMS.....	81
Figura 4.40. Ajuste entre niveles observados y niveles simulados por MT3DMS.....	82
Figura B.1. Niveles piezométricos simulados en MODFLOW. Años 1988-1993.....	98
Figura B.2. Niveles piezométricos simulados en MODFLOW. Años 1994-1999.....	99
Figura B.3. Niveles piezométricos simulados en MODFLOW. Años 2000-2005.....	100
Figura B.4. Niveles piezométricos simulados en MODFLOW. Años 2006-2011.....	101
Figura B.5. Niveles piezométricos simulados en MODFLOW. Años 2012-2014.....	102
Figura C.1. Concentraciones de fluoruro en MT3DMS. Años 2003-2008.....	103
Figura C.2. Concentraciones de fluoruro en MT3DMS. Años 2009-2014.....	104
Figura C.3. Concentraciones de arsénico en MT3DMS. Años 2003-2008.....	105
Figura C.4. Concentraciones de arsénico en MT3DMS. Años 2009-2014.....	106

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 2.1. Resumen de estudios realizados en el acuífero Valle de Aguascalientes de concentraciones de arsénico.....	11
Tabla 2.2. Resumen de estudios realizados en el acuífero Valle de Aguascalientes de concentraciones de fluoruro.	11
Tabla 2.3. Parámetros y condiciones iniciales del modelo HBV.....	19
Tabla 3.1. Pruebas estadísticas para la determinación de homogeneidad de series de precipitación.	32
Tabla 3.2. Coeficientes indicadores de validez de series hidrométricas.	33
Tabla 3.3. Índices de calidad de ajuste utilizados en la calibración del modelo precipitación-escurrencimiento.....	35
Tabla 3.4. Calidad del ajuste del modelo según el valor de los índices de ajuste.	35
Tabla 3.5. Índices de calidad de ajuste utilizados en la calibración del modelo subterráneo.	38
Tabla 4.1. Parámetros hidráulicos para el Valle de Aguascalientes.....	49
Tabla 4.2. Resumen de volúmenes importantes para el acuífero Valle de Aguascalientes.	50
Tabla 4.3. Características de las estaciones hidrométricas.	55
Tabla 4.4. Resultados de las pruebas de validación.	55
Tabla 4.5. Estaciones climatológicas ponderadas para la cuenca 12239.	59
Tabla 4.6. Resultados de las pruebas de homogeneidad e independencia (cuenca 12239).	60
Tabla 4.7. Resultados de las pruebas de homogeneidad e independencia para el modelo general.....	60
Tabla 4.8. Valores de los parámetros y condiciones iniciales para la primera corrida del modelo HBV.....	62
Tabla 4.9. Valores para los índices de bondad de ajuste para la primera corrida del modelo HBV (cuenca 12239).	62
Tabla 4.10. Valores de parámetros para modelo HBV calibrados (cuenca 12239).	64
Tabla 4.11. Índices de bondad de ajuste del modelo calibrado (cuenca 12239)...	66
Tabla 4.12. Parámetros utilizados en el modelo general por cuenca.	66
Tabla 4.13. Índices de calidad de ajuste promedios de celdas calibradoras para la primera corrida del modelo MODFLOW.	74
Tabla 4.14. Índices de calidad de ajuste promedios de celdas calibradoras para el modelo MODFLOW calibrado y validado.	74
Tabla 4.15. Índices de calidad de ajuste promedios para modelo MODFLOW determinados para la sección longitudinal A-A'.....	76
Tabla 4.16. Índices de calidad de ajuste promedios de celdas calibradoras para el modelo MT3DMS calibrado.....	81
Tabla A.1. Estaciones ponderadas para el modelado general superficial.....	93

CAPÍTULO I

La presencia de altas concentraciones de fluoruro y arsénico en el agua subterránea representa un desafío significativo para la salud pública, particularmente en regiones como el Valle de Aguascalientes. Esta sección introductoria establece la relevancia crítica de abordar esta problemática, destacando los riesgos asociados con la exposición a estas sustancias y la necesidad de comprender y mitigar sus impactos en la salud humana. Se presentan la hipótesis y los objetivos generales y particulares de esta investigación como una respuesta a esta preocupación, y se brinda una justificación para la realización de este estudio y la importancia de sus hallazgos para la toma de decisiones informadas en la gestión de recursos hídricos y la protección de la salud de la comunidad.

Capítulo I

1.1 Introducción

El agua cubre tres cuartas partes de la superficie mundial; sin embargo, sólo el 2.5% es dulce y aproximadamente 30% de esta agua dulce se encuentra contenida en el subsuelo (Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales [SEMARNAT], 2019). El agua subterránea en México se divide con fines administrativos en 653 acuíferos (Comisión Nacional del Agua [CONAGUA], 2018). El estado de Aguascalientes abastece el 94% de su demanda de agua de fuentes subterráneas (Hernández-Marín et al., 2018); concretamente, el acuífero administrativo Valle de Aguascalientes es el más explotado del área, ya que es donde más del 95% de la población y actividad económica del estado se encuentran ubicados (Sainz-Santamaria & Martínez-Cruz, 2019). Las condiciones geográficas y climatológicas de la región propicia que las fuentes superficiales de agua sean escasas; por lo tanto, este acuífero se encuentra en condiciones de extracción intensiva, extrayendo del acuífero más del 80% por encima del nivel sostenible de extracción (SEMARNAT, 2012, Sainz-Santamaria & Martínez-Cruz, 2019).

Como resultado de la sobreexplotación en la zona se han presentado diversos problemas, entre los principales: descenso en los niveles de bombeo, que es más marcado en la zona Sur del Valle, principalmente en la ciudad de Aguascalientes, [...] y de seguir con el mismo ritmo de extracción intensiva, se llega a presentar la contaminación de las aguas subterráneas y la degradación de su calidad, principalmente por el aumento en la concentración de algunos elementos nocivos para la salud, como el arsénico o el flúor, debido a la extracción de agua cada vez más profunda y más antigua que circula a través de las rocas volcánicas fracturadas.

(SEMARNAT, 2012)

La extracción intensiva de los acuíferos con concentraciones naturales de elementos tóxicos puede aumentar estas concentraciones (Armienta & Segovia, 2008), como es el caso del fluoruro (F^-) y el arsénico (As). Los niveles de fluoruro y arsénico en las aguas subterráneas han sido un punto central en las mediciones realizadas para determinar la calidad de agua para su uso doméstico, pues la presencia de estos elementos “son determinantes en el riesgo de enfermedades crónico-degenerativas en la población” (Comisión de Hábitat Medio Ambiente y Sostenibilidad, 2016).

El fluoruro en concentraciones altas provoca enfermedades como fluorosis dental y ósea; además, puede afectar al hígado, los riñones, el corazón, los pulmones, la tiroides, el desarrollo del sistema nervioso y las habilidades reproductivas (Chandrajith et al., 2020). El arsénico, a su vez, causa serios daños a la salud en forma de lesiones y cáncer en la piel, aunque también afecta a otras partes del cuerpo como los pulmones, el corazón, el sistema vascular y los riñones

Capítulo I

(Chandrajith et al., 2020). La OMS fija los Límites Máximos Permisibles (LMP) para el fluoruro y el arsénico en agua para consumo humano a 1.5 y 0.01 mg/l, respectivamente (Organización Mundial de la Salud [OMS], 2018). Las normas mexicanas los fijan a 1.5 y 0.01 mg/l, respectivamente; sin embargo, todavía se aceptarán las concentraciones anteriores de 1.5 y 0.025 mg/l hasta el año 2023 (NOM-127-SSA1-2021. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de la calidad del agua, 2022).

El uso del modelado matemático como herramienta de predicción permite obtener resultados que se aproximan a la realidad, incluso cuando no se cuenta con mucha información histórica. En particular, el modelado hidrológico e hidrogeológico desempeñan un papel importante en el estudio de los sistemas de agua superficiales y subterráneas, ya que facilitan la comprensión de sus propiedades, características y comportamiento. Además, se pueden analizar distintos fenómenos que resultan de la variación en los parámetros físicos del sistema a través de la simulación de una representación simplificada (González-Mendoza, 2016). Estas simulaciones apoyan en la estimación, predicción y análisis de eventos futuros que pueden ocurrir en el sistema estudiado, lo que contribuye a la reducción de la incertidumbre en la toma de decisiones durante la gestión de los recursos hídricos (Epstein, 2008).

Por otro lado, el modelado conjunto integra múltiples modelos matemáticos independientes como componentes, buscando representar el comportamiento de un sistema complejo de manera global. Cada modelo independiente se enfoca a un subsistema en particular (e.g., la hidrología superficial, el funcionamiento del acuífero y el transporte de solutos), uniéndolos en el tiempo y en el espacio (Ross & Tara, 1993). Al utilizar modelos conjuntos se logran predicciones más acertadas del comportamiento del sistema en general, específicamente del comportamiento del acuífero y la calidad del agua a futuro (Cabezas Calvo-Rubio, 2015).

La presente investigación plantea implementar un modelo matemático conjunto del sistema hidrogeológico del acuífero Valle de Aguascalientes, el cual permitirá determinar el transporte de solutos, las concentraciones actuales y futuras de fluoruro y arsénico. Se busca representar los resultados de estas concentraciones por medio de sistemas de información geográfica, empleando la información histórica y actual acerca de su calidad, con el propósito de dar seguimiento a los puntos con mayores concentraciones de estos elementos.

Cada sección de la tesis (marco teórico, metodología y resultados) se divide a su vez en tres partes, para abordar con detalle cada modelo independiente (superficial, subterráneo y transporte de solutos). La estructura inicia con la descripción de los modelos por utilizar, dando una breve introducción a su funcionamiento y principios básicos, ecuaciones descriptivas, y parametrización empleada. Posteriormente, se explica la metodología de selección de datos de entrada de los modelos y las consideraciones para la calibración. Finalmente se presentan y discuten los resultados obtenidos de aplicar la metodología.

1.2 Hipótesis

Mediante el uso de un modelo matemático conjunto, será posible determinar las concentraciones de fluoruro y arsénico en el acuífero Valle de Aguascalientes, con la finalidad de informar y respaldar la toma de decisiones relacionadas con la gestión de recursos hídricos y la calidad del agua en esta región.

1.3 Objetivos

1.3.1 General

Aplicar un modelo matemático conjunto para determinar de las concentraciones de fluoruro y arsénico en el acuífero Valle de Aguascalientes que pueda ser útil como herramienta para el análisis de escenarios de gestión y la toma de decisiones.

1.3.2 Particulares

1. Recopilar y procesar datos históricos existentes de los niveles del agua en el acuífero Valle de Aguascalientes mediante el uso de sistemas de información geográfica.
2. Caracterizar las variaciones históricas de las concentraciones de fluoruro y arsénico en la zona de estudio a lo largo del tiempo y el espacio.
3. Simular la hidrología superficial de la región del Valle de Aguascalientes utilizando un modelo matemático de precipitación-escorrentamiento para determinar las recargas hacia el acuífero.
4. Reproducir los niveles observados de agua del sistema subterráneo mediante un modelo matemático de funcionamiento hidráulico de acuíferos.
5. Representar las variaciones en concentraciones de fluoruro y arsénico en el Valle de Aguascalientes por medio de un modelo matemático de transporte de solutos.

1.4 Justificación

La ingesta de agua con concentraciones mayores a los LMP establecidos por las normativas nacionales e internacionales de fluoruros y arsénico resulta en daños a la salud que varían desde complicaciones leves a afecciones más graves e incluso la muerte: en el Estado de Aguascalientes, existen prevalencias de fluorosis dental entre sus habitantes (una de las consecuencias de la exposición crónica de fluoruros a través del agua potable; Hernández-Montoya et al., 2003; Betancourt-Lineares et al., 2013). Por otro lado, a pesar de la ausencia de estudios epidemiológicos que avalen una prevalencia significativa de lesiones cutáneas en la población por intoxicación de arsénico, una evaluación de riesgos realizada en el 2002 indica que las concentraciones de arsénico en la región en esa década ya sugerían la presencia de un riesgo para la salud pública (Trejo Vázquez & Bonilla Petriciolet, 2002).

Desafortunadamente, en México, y específicamente en Aguascalientes, hay carencia de estudios que caractericen física y químicamente las fuentes de abastecimiento de agua (Trejo-Vázquez & Bonilla-Petriciolet, 2001). Esto complica la identificación de las zonas con alta presencia de fluoruro y arsénico. Como resultado, se genera una alta incertidumbre al tomar decisiones, al no contar con suficiente información para desarrollar medidas que reduzcan la exposición de la población a estas concentraciones elevadas.

En la presente investigación se enfoca en contribuir al conocimiento que hasta el momento se tiene acerca de las aguas subterráneas que abastecen a la población del Estado de Aguascalientes, implementando un modelo matemático conjunto que pueda utilizarse posteriormente para predecir la calidad del agua subterránea en esta región a mediano y largo plazo.

1.5 Metodología general

En la Figura 1.1, se muestra la metodología general para desarrollar el trabajo de investigación.

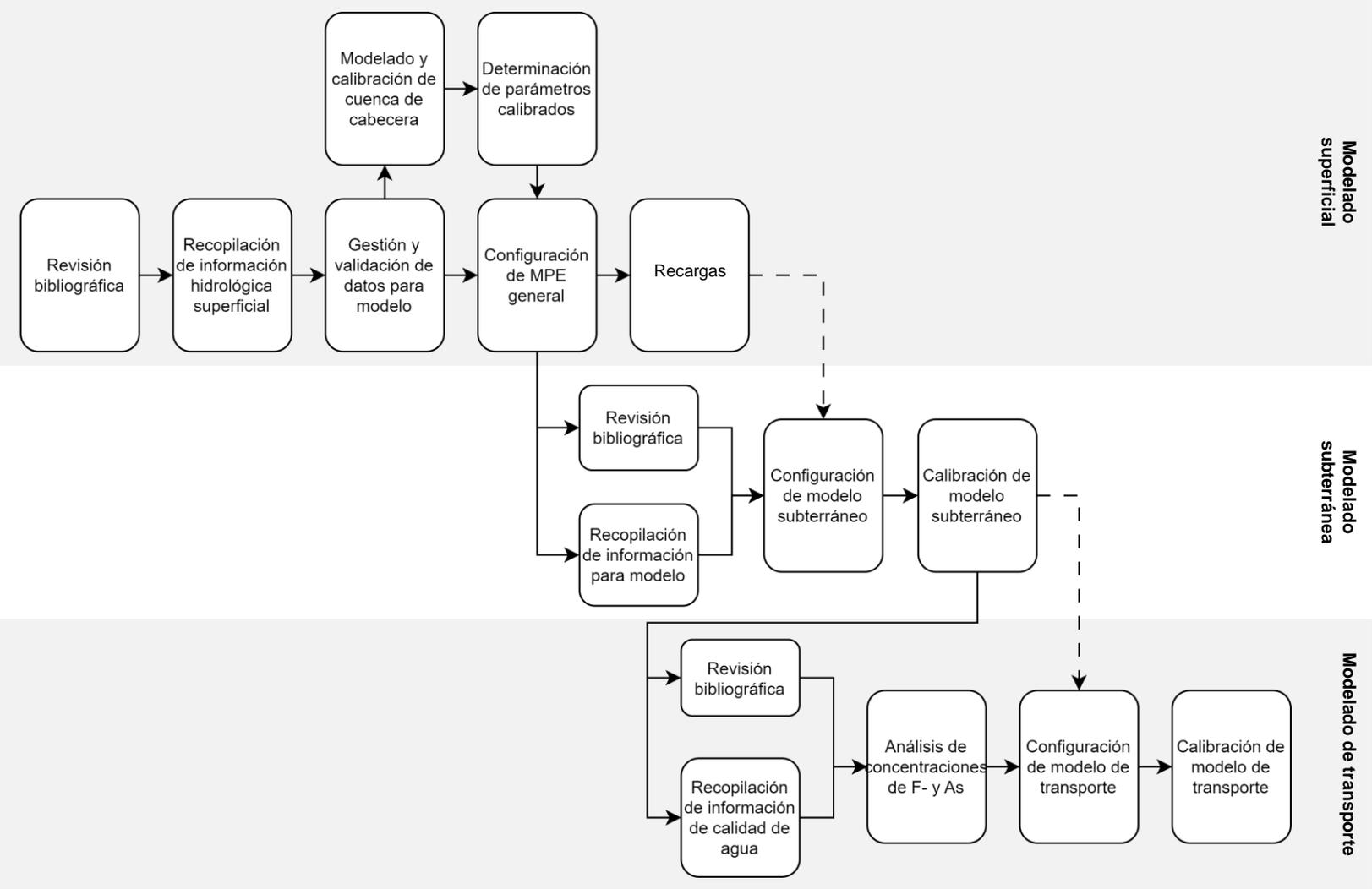


Figura 1.1. Metodología general del trabajo.

CAPÍTULO II. MARCO TEÓRICO

En el siguiente capítulo, se introduce el ciclo hidrológico y se exploran las definiciones clave en el modelado relevantes para el estudio. Se proporcionan antecedentes contextuales para comprender la investigación, destacando las concentraciones históricas de fluoruro y arsénico en el Valle de Aguascalientes. Se detallan tres modelos distintos: el modelo superficial, el modelo subterráneo y el modelo de transporte, cada uno con su enfoque específico y las ecuaciones asociadas que los rigen. Además, se mencionan programas de software utilizados para implementar estos modelos, brindando una visión general integral de las herramientas y enfoques analíticos que se emplearán en la investigación.

2.1 Conceptos básicos

2.1.1 Del ciclo hidrológico

Cuando se habla del ciclo hidrológico (o el ciclo del agua), se parte de la premisa de que la cantidad de agua global en el planeta es constante, es decir, que los cambios en almacenamiento y flujos del agua no modifican la cantidad que existe. Estos cambios suceden en un complejo conjunto de procesos que se interrelacionan entre sí, operando a diferentes escalas espaciotemporales.

Los procesos relacionados con el agua son sumamente diversos, por lo que tienden a dividirse dependiendo del lugar donde se llevan a cabo: en la atmósfera, en la tierra, y en ambientes marinos. La hidrología se centra únicamente en los procesos terrestres.

En la Figura 2.1 se muestra el ciclo hidrológico en términos de los procesos que intervienen en él y la manera en que se relacionan entre ellos. Además, se señalan qué procesos aborda cada modelo utilizado en esta investigación (Cabezas Calvo-Rubio, 2015).

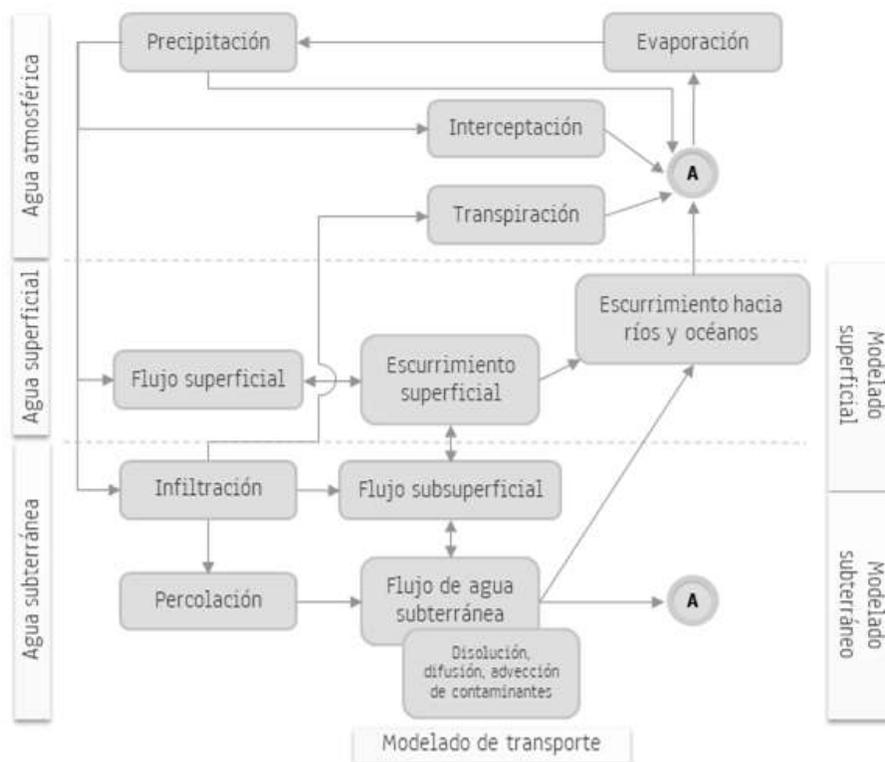


Figura 2.1. Esquema del ciclo hidrológico en términos de procesos. Modificado de Cabezas Calvo-Rubio (2015).

Capítulo II. Marco teórico

Conceptos básicos.

La *precipitación* es la caída del agua de la atmósfera hacia la superficie terrestre, ya sea en estado líquido (lluvia) o estado sólido (nieve o granizo); se considera como punto de partida en el ciclo hidrológico. Parte del agua que se precipita se queda en el camino (se *intercepta*), y vuelve a conformarse en nubes. Parte del volumen del agua que alcanza la superficie escurre directamente, resultando en un *flujo superficial*, donde se une a los arroyos y ríos que componen el *escurrimiento superficial* (Martínez Martínez, 2011).

El agua precipitada restante se *infiltra* hacia el subsuelo, donde fluye lateralmente por la zona no saturada en un *flujo subsuperficial* o fluye verticalmente, *percolando* hacia los acuíferos. Dentro de los acuíferos también existen flujos laterales, denominados *flujos subterráneos*. De ahí, el agua subterránea puede quedar almacenada en el subsuelo; puede fluir hacia la superficie, brotando de manantiales y resultando en escurrimientos superficiales; o puede llegar hasta el océano.

En los flujos subterráneos, ocurren diferentes fenómenos a nivel química del agua. Estos fenómenos dependen de varios factores, como la composición geológica del medio poroso a través del cual fluye el agua, las temperaturas y las presiones a las que se encuentra el agua, entre otros, dando como resultado diferentes calidades de agua (Bonte et al., 2013).

Desde los cuerpos superficiales de agua, se empieza a *evaporar* el agua por efecto de la radiación solar y retorna a la atmósfera en forma de vapor, donde se acumulará y formará nubes.

La vegetación se aprovecha de cierto porcentaje del agua infiltrada para sus necesidades biológicas, y desechan el agua a través de la *transpiración*, regresándola hacia la atmósfera. Este proceso, en unión con la evaporación, da lugar a la *evapotranspiración*. A partir de este punto, se vuelve a “iniciar” el ciclo hidrológico con la precipitación.

Cabe destacar que el ciclo hidrológico descrito en la Figura 2.1 está a régimen natural, es decir, que no se consideran las afectaciones por la acción humana. Los efectos antropogénicos sobre el ciclo hidrológico lo transforman en lo que podría llamarse “ciclo del agua”, que incluye las captaciones, derivaciones, transportes, etc. realizadas por el hombre, y sólo coincide parcialmente con el ciclo hidrológico (Cabezas Calvo-Rubio, 2015). En la mayoría de los modelos (en particular, el subterráneo y por extensión, el de transporte de solutos), se considera hasta cierto punto la intervención humana, aunque en algunos modelos no se toma en cuenta (principalmente en los modelos de precipitación-escurrimiento; incluso, es recomendable trabajar con caudales a régimen natural; véase *Capítulo III. Metodología: Gestión de datos y parámetros para el modelo superficial*).

2.1.2 Del modelado matemático

Un *modelo* puede definirse sencillamente como la representación de un sistema o proceso real (Konikow & Bredehoeft, 1992).

De esta definición se pueden desprender varios subconceptos. Un *modelo conceptual* engloba una hipótesis de cómo funciona un sistema o proceso, la cual se puede describir cuantitativamente en un modelo matemático (Johnson & Henderson, 2002).

Los *modelos matemáticos* son abstracciones idealizadas que representan los procesos reales mediante ecuaciones matemáticas. Los coeficientes o constantes en estas ecuaciones (llamados *parámetros*) definen las propiedades, condiciones de frontera y presiones del sistema. Las variables dependientes indican el estado potencial del sistema y se determinan matemáticamente con la solución de las ecuaciones (Fowler, 1997).

La mayoría de los modelos hidrológicos empleados hoy en día son *modelos matemáticos determinísticos*, los cuales se fundamentan en la conservación de masa, momento y energía, y describen relaciones de causa y efecto. Este tipo de modelos suponen que, dado un alto entendimiento de los procesos por los cuales los cambios en un sistema producen respuestas subsecuentes, se puede predeterminar la respuesta del mismo sistema ante cualquier cambio, aún cuando su magnitud esté por fuera de los rangos históricos observados (Konikow & Reilly, 1999).

Algunos modelos determinísticos, llamados *modelos de parámetros agregados*, agrupan las propiedades del medio estudiado de manera que los parámetros se consideran constantes en toda un área específica (e.g., una subcuenca hidrológica). Dependiendo de los objetivos del modelado, en ocasiones es necesario representar a mayor detalle la variabilidad en las propiedades del medio de interés, como es el ejemplo de los sistemas geológicos (Konikow & Reilly, 1999). Por lo tanto, para estos casos es recomendable aplicar *modelos de parámetros distribuidos*, que permiten la representación de una distribución más realista de las propiedades físicas (Konikow & Reilly, 1999).

Los modelos agregados permiten la aplicación de métodos analíticos de solución, obteniendo soluciones exactas. En contraste, los modelos en los que se requiere solucionar ecuaciones diferenciales parciales generalmente utilizan métodos numéricos para aproximar las soluciones a través de una discretización del tiempo y el espacio. Los *modelos numéricos determinísticos de parámetros distribuidos* aplican estos métodos numéricos y permiten una simulación más realista y flexible de las condiciones reales, aproximando las propiedades, condiciones de frontera y presiones internas variables del sistema dentro de un dominio discretizado (Izquierdo et al., 2004).

2.2 Antecedentes y estado del arte

2.2.1 Concentraciones de fluoruro y arsénico

En Aguascalientes se han realizado varios estudios y monitoreos de las concentraciones de fluoruro y arsénico en las aguas subterráneas de la región.

En la Tabla 2.1, se recopilan los estudios realizados en el Valle de Aguascalientes con respecto a las concentraciones de arsénico en el agua subterránea, y en la Tabla 2.2, se exponen los estudios referentes a las concentraciones de fluoruro. En ambas tablas se hace énfasis en los resultados y conclusiones de los autores.

Tabla 2.1. Resumen de estudios realizados en el acuífero Valle de Aguascalientes de concentraciones de arsénico.

Año	Trabajo	Resultados y/o conclusiones	Referencia
2002	(Artículo indexado) Cuantificación de arsénico en el agua subterránea de la ciudad de Aguascalientes, México, y evaluación de riesgos entre la población	Ciudad de Aguascalientes <ul style="list-style-type: none"> ❑ Concentración As promedio: 0.0145 ± 0.0077 mg/l. El 64.54% de 24 pozos superaron los límites establecidos por la Environmental Protection Agency (EPA) y la OMS (0.01 mg/l).	(Trejo Vázquez & Bonilla Petriciolet, 2002)
2002	(Artículo indexado) Posible correlación de los contenidos de arsénico y fluoruros en el agua potable de la ciudad de Aguascalientes, México	Ciudad de Aguascalientes <ul style="list-style-type: none"> ❑ Concentración As máxima: 0.0326 mg/l ❑ Concentración As mínima: 0.0019 mg/l ❑ Concentración As promedio: 0.0145 ± 0.0077 mg/l 	(Vázquez et al., 2002)
2016	(Trabajo de grado; maestría) Distribución espacial y temporal del arsénico en el agua subterránea del municipio de Aguascalientes	Municipio de Aguascalientes <ul style="list-style-type: none"> ❑ (2010) Máxima concentración As desde el 2005: 0.0581 mg/l ❑ (2009) Concentración As promedio máxima desde el 2005: 0.0227 mg/l 	(Villalobos González, 2016)

Tabla 2.2. Resumen de estudios realizados en el acuífero Valle de Aguascalientes de concentraciones de fluoruro.

Año	Trabajo	Resultados y/o conclusiones	Referencia
2001	(Artículo indexado) Exposición a fluoruros del agua potable en la ciudad de Aguascalientes, México	Ciudad de da Aguascalientes En 42% de los 126 pozos de abastecimiento, las concentraciones de fluoruro salen de los límites establecidos por la norma (NOM-127-SSA1-1994); sin embargo, por la interconectividad hidráulica de la infraestructura para agua potable de la ciudad, gran parte de la ciudad de Aguascalientes dispone de agua alta en fluoruro.	(Trejo-Vázquez & Bonilla-Petriciolet, 2001)

Capítulo II. Marco teórico

Antecedentes y estado del arte.

Tabla 2.2. (cont.)

Año	Trabajo	Resultados y/o conclusiones	Referencia
2002	(Artículo indexado) Análisis del riesgo para la salud pública ocasionado por la exposición a Fluoruros en el estado de Aguascalientes, México	Entidad de Aguascalientes <input type="checkbox"/> Concentración F ⁻ máxima global: 14.59 mg/l <input type="checkbox"/> Concentración F ⁻ mínima global: 0.18 mg/l <input type="checkbox"/> Concentración F ⁻ promedio: 1.77 ± 1.36 mg/l El 43.7% de pozos superaron los límites establecidos por la NOM-124-SSA1-1994 (1.5 mg/l), y el 84.6% superaron lo establecido por la OMS (1.0 mg/l).	(Bonilla-Petriciolet et al., 2002)
2002	(Artículo indexado) Posible correlación de los contenidos de arsénico y fluoruros en el agua potable de la ciudad de Aguascalientes, México	Ciudad de Aguascalientes <input type="checkbox"/> Concentración F ⁻ máxima: 9.69 mg/l <input type="checkbox"/> Concentración F ⁻ mínima: 0.92 mg/l <input type="checkbox"/> Concentración F ⁻ promedio: 2.60 ± 1.90 mg/l	(Vázquez et al., 2002)
2003	(Artículo indexado) Fluorosis y caries dental en niños de 9 a 11 años del estado de Aguascalientes, México	En zonas rurales de Aguascalientes, las concentraciones de F ⁻ oscilaron entre 0.74 y 5.19 mg/l . En zonas urbanas, estas concentraciones se presentaron en un rango de 1.30 a 7.59 mg/l .	(Hernández-Montoya et al., 2003)
2008	(Artículo indexado) Contaminación Aguda por Fluoruros en Aguascalientes	Ciudad de Aguascalientes Concentraciones de F ⁻ : 6.1 – 10.8 mg/l .	(Trejo Vázquez et al., 2008)
2013	(Artículo indexado) Prevalencia de fluorosis dental en localidades mexicanas ubicadas en 27 estados y el D.F. a seis años de la publicación de la Norma Oficial Mexicana para la fluoruración de la sal	Ciudad de Aguascalientes <input type="checkbox"/> Concentración F ⁻ media: 1.82 mg/l <input type="checkbox"/> Rango de concentraciones de F ⁻ : 1.3 – 7.9 mg/l	(Betancourt-Lineares et al., 2013)

2.2.2 Modelado superficial

Uno de los retos más grandes en el estudio de la hidrogeología es la estimación de la recarga (la entrada de agua desde la superficie hacia el acuífero, comúnmente expresado como volumen [L^3], como caudal [L^3/T], o como densidad de flujo [L/T]), ya que no puede medirse directamente y debe cuantificarse por medios indirectos (Chemingui et al., 2015). Las tasas de recarga dependen en gran medida del tipo y cubierta del suelo y las condiciones climatológicas, por lo que existe gran variabilidad en sus valores (Águila et al., 2019). Sin embargo, la recarga es un componente fundamental en los balances hídricos de una cuenca y en los modelos de flujo subterráneo y de transporte de solutos. Además, en zonas áridas o semiáridas, la estimación de la recarga se complica en gran medida, al presentarse escasez en precipitación, altos niveles de evapotranspiración y

Capítulo II. Marco teórico

Antecedentes y estado del arte.

cambios al uso de suelo (e.g., urbanización y áreas agrícolas; Hernández-Marín et al., 2018).

Elegir las técnicas apropiadas de cuantificación de recarga depende de varias consideraciones prácticas, tales como las escalas espaciales y temporales del estudio, la disponibilidad de los datos y los objetivos de la investigación (Chemingui et al., 2015). La estimación de la recarga basada en modelos matemáticos es una opción viable si se logra conocer de manera precisa los demás componentes hidrológicos (como el escurrimiento superficial y pérdidas por evapotranspiración). Los modelos que integran los procesos superficiales y subterráneas, denominados modelos conjuntos, proporcionan una respuesta a esta problemática (Chemingui et al., 2015). No obstante, la conversión del volumen precipitado a un volumen de recarga sigue siendo pobremente comprendido (Kotchoni et al., 2019).

En la literatura, hay numerosos ejemplos del empleo de modelos hidrológicos superficiales en la estimación de tasas de recarga hacia los acuíferos, algunos de los cuales se enumeran a continuación.

Bellot et al. (2001) simularon cinco escenarios con un modelo hidrológico superficial para determinar cómo el cambio de usos de suelo impacta la recarga anual en un acuífero ubicado en una zona semi-árida de España y los escurrimientos en la cuenca.

Ghiglieri et al. (2014) utilizaron el modelado hidrológico superficial (método Kennessey: un proceso fisiográfico indirecto) para determinar el coeficiente de escurrimiento promedio anual; además, evaluaron la tasa de recarga de los acuíferos italianos de la cuenca hidrogeológica Calich, y demostraron que se puede utilizar parámetros de modelado hidrológico superficial para estimar recargas a un acuífero.

Por otra parte, para la determinación de la evapotranspiración, otro de los componentes necesarios en el modelado superficial, existen varios métodos. Martín Clemente et al. (2015) comparan la disponibilidad hídrica utilizando diferentes métodos de estimación de la evapotranspiración en la cuenca de la Presa Calles, ubicado dentro de la Sierra Fría en el estado de Aguascalientes. Mencionan que no existen estudios sobre la dinámica hídrica en esta región. Concluyen que la mejor estimación resultó de la aplicación de la estimación de ETP de Hargreaves-Samani.

Finalmente, en la presente tesis se propone trabajar con el modelo Hydrologiska Bryans Vattenbalansavdelning (HBV; (Bergström, 1976) por su poca cantidad de parámetros por calibrar, su estructura sencilla y su capacidad de reproducir de mejor manera los escurrimientos en la región del estado de Aguascalientes (Hughes-Lomelín et al., 2023). Además, Nonki et al. (2021) demostraron que el rendimiento del modelo HBV varía desde bueno a muy bueno con una estrecha

Capítulo II. Marco teórico

Antecedentes y estado del arte.

región de incertidumbre, por lo que este modelo puede utilizarse como apoyo en iniciativas de gestión de recursos hídricos.

2.2.3 Modelado subterráneo

El acuífero Valle de Aguascalientes ha sido objeto de diferentes estudios a lo largo de los años en los cuales se ha modelado de una forma u otra el sistema subterráneo.

La empresa ETEISA S.A de C.V. (1990) elaboró un modelo geohidrológico conceptual que permitió comprender los factores naturales e inducidos que controlan el flujo del agua subterránea en el subsuelo.

La Universidad Nacional Autónoma de México (1995) realizó un estudio que abarcó todo el estado. Contiene información hidrogeoquímica y de parámetros hidráulicos del acuífero que permitió definir el modelo conceptual de funcionamiento y la caracterización de los sistemas de flujo.

En lo referente al modelado matemático del acuífero del Valle de Aguascalientes, Guerrero Martínez (2020) elaboró un modelo numérico utilizando MODFLOW para simular el comportamiento del sistema del acuífero considerando los efectos de la falla Oriente en la ciudad de Aguascalientes y para cuantificar la recarga natural, misma que se integra dentro del modelo.

En el mismo año (2020), CONAGUA publicó la actualización de la disponibilidad hídrica del acuífero Valle de Aguascalientes, donde expone las características geofísicas del sistema y finalmente concluye que el acuífero tiene un déficit importante de agua a razón de 100 hm³ anuales.

2.2.4 Modelado de transporte de solutos

Villalobos González (2016) realizó un modelo estadístico predictivo de las concentraciones de arsénico en el municipio de Aguascalientes a partir de las concentraciones históricas.

Lucas Urbina (2018) analizó el transporte de nitratos por medio de el modelado subterráneo en dos acuíferos en el estado de Michoacán; como parte de la metodología, también modeló la hidrología superficial de la zona para determinar los volúmenes de recarga directa que provienen de la precipitación hacia el acuífero. La metodología del presente trabajo está basada en la metodología propuesta en el trabajo citado.

Mishra et al. (2023) concluyen que los modelos de transporte apoyan en la determinación y evaluación de la vulnerabilidad de acuíferos ante la contaminación geogénica y es una herramienta de predicción útil para la gestión de los recursos hídricos.

2.3 Modelado superficial

2.3.1 Modelos matemáticos de precipitación-escorrentamiento

También denominados modelos conceptuales de balance hídrico, los Modelos de Precipitación-Escorrentamiento (MPE) simulan la respuesta hidrológica de una cuenca, i.e., los caudales de escorrentamiento generados a partir de las lluvias producidas. Estos modelos se aplican de forma agregada, semi-distribuida o distribuida a un sistema hidrológico (volumen de control construido a partir de subsistemas simples y en el que se especifican entradas, salidas y el conjunto de relaciones entre sus elementos; (Cabezas Calvo-Rubio, 2015), generalmente una cuenca o un conjunto de cuencas hidrográficas.

Los MPE se fundamentan en una representación simplificada del ciclo hidrológico, en el cual se considera que una parte de la precipitación total (lluvia o nieve) escurre directamente en la superficie, mientras que el resto contribuye a la humedad del suelo, evapotranspiración y a la recarga de los acuíferos de la cuenca estudiada.

Estos modelos emplean ecuaciones matemáticas para definir los procesos que influyen en los volúmenes de escorrentamiento superficial, infiltración y flujos en el subsuelo. Estas ecuaciones son modificadas por parámetros, que están en función de las condiciones geológicas y topográficas de la cuenca o cuencas estudiadas. Estos parámetros permiten la particularización de cada modelo a la zona de estudio.

2.3.2 Modelo HBV

El modelo hidrológico HBV es un modelo conceptual y agregado de precipitación-escorrentamiento que se ha aplicado en más de 30 países en estudios de balance hídrico y previsiones hidrológicas. Se caracteriza por ser un modelo que cubre los procesos más importantes de generación de escorrentamiento mientras que mantiene una estructura simple y un bajo número de parámetros (Paredes et al., 2014).

La principal salida del modelo es el escorrentamiento total en el punto de desagüe de la cuenca, compuesta por el escorrentamiento superficial directa, el interflujo y flujo base (contribución del flujo subterráneo; Paredes et al., 2014).

En la Figura 2.2, se ilustra el flujo de trabajo general del modelo HBV y su conceptualización a través de la interacción entre sus tanques superficial, subsuperficial y subterránea.

Capítulo II. Marco teórico

Modelado superficial.

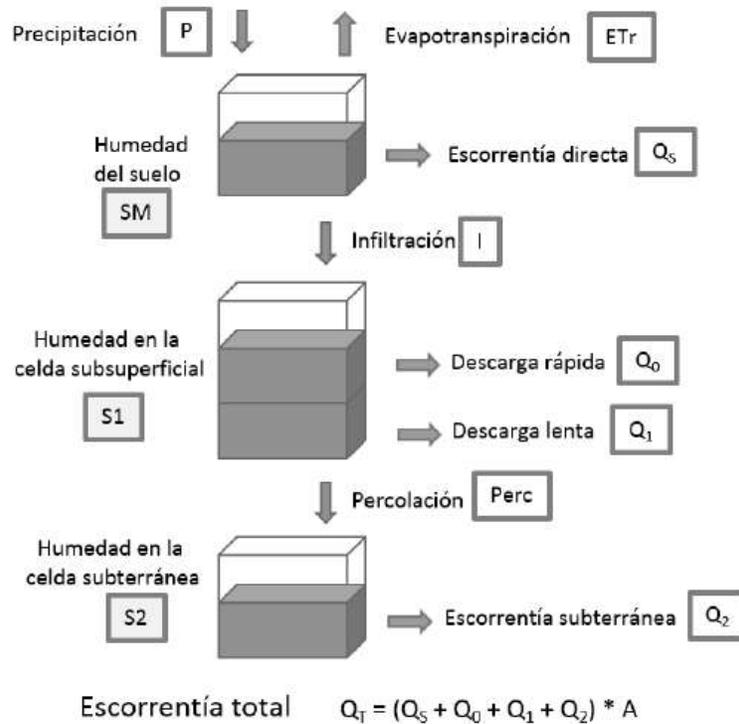


Figura 2.2. Diagrama general de funcionamiento del modelo HBV.
Fuente: Paredes et al. (2014).

Tanque superficial

El módulo de humedad del suelo (primer tanque) permite dividir la precipitación en dos componentes: una que se almacena como humedad en el suelo y está disponible para evapotranspiración, y la segunda que se infiltra. Ésta última depende del contenido de humedad en el suelo en el momento de la precipitación.

El proceso está en función de dos parámetros: la capacidad de campo FC , el cual limita el contenido máximo de humedad en el suelo, y β , que modifica el porcentaje de filtración para el mismo grado de humedad relativa en el suelo. También controla la cantidad de agua que contribuye al escurrimiento. Entre mayor es β , menor es la infiltración.

La Ec. 2.1 describe el proceso de infiltración.

$$Inf_t = \left(\frac{SM_{t-1}}{FC} \right)^\beta P_t \quad \text{Ec. 2.1}$$

Donde:

Inf	Filtración efectiva	[L]
P	Precipitación diaria	[L]
SM	Humedad del suelo	[L]

Capítulo II. Marco teórico
Modelado superficial.

La evapotranspiración real (ET_r) está basada en la humedad del suelo (SM) y la evapotranspiración potencial (ETP), en función del parámetro PWP , que representa el punto de marchitez del suelo. El punto de marchitez es un límite de humedad del suelo, e implica que la evapotranspiración real es menor a la potencial por el efecto de las plantas. PWP debe ser menor a FC para darle sentido físico al modelo. La evapotranspiración real se calcula con base en la Ec. 2.2.

$$ET_r_t = \begin{cases} ETP_t \left(\frac{SM_t}{PWP} \right), & SM_t < PWP \\ ETP_t, & SM_t > PWP \end{cases} \quad \text{Ec. 2.2}$$

La humedad en el suelo después de tomar en cuenta la precipitación, la infiltración y la evapotranspiración se calcula a partir de la Ec. 2.3 de balance hídrico:

$$SM_t = SM_{t-1} + P_t - ET_r_t - Inf_t \quad \text{Ec. 2.3}$$

Dado el caso en el que P_t fuera muy elevada, donde el valor de SM resulta mayor a FC , el exceso se asigna como escurrimiento directo (Ec. 2.4).

$$SM_t > FC \begin{cases} Q_s = SM_t - FC \\ SM_t = FC \end{cases} \quad \text{Ec. 2.4}$$

Donde:

Q_s Escurrimiento superficial directo $[L^3T^{-1}]$

Tanque subsuperficial

En el tanque subsuperficial se modela el comportamiento del flujo subsuperficial, haciendo uso de dos maneras de descarga.

Existirá una descarga rápida cuando el almacenamiento en el suelo supera un mínimo ($L_{m\acute{a}x}$), definido por un parámetro K_0 (Ec. 2.5).

$$Q_0_t = \begin{cases} K_0(S1_{t-1} - L_{m\acute{a}x}), & S1_{t-1} > L_{m\acute{a}x} \\ 0, & S1_{t-1} < L_{m\acute{a}x} \end{cases} \quad \text{Ec. 2.5}$$

Donde:

Q_0 Descarga rápida en celda subsuperficial $[L^3T^{-1}]$

$S1$ Almacenamiento del suelo en la celda subsuperficial $[L]$

De caso contrario, se define una descarga lenta regulada por el parámetro K_1 (Ec. 2.6).

$$Q_1_t = K_1 \cdot S1_{t-1} \quad \text{Ec. 2.6}$$

Donde:

Q_1 Descarga lenta en celda subsuperficial $[L^3T^{-1}]$

Capítulo II. Marco teórico

Modelado superficial.

Finalmente, hay una descarga por percolación que alimenta el tanque profundo, regulada con el parámetro K_{perc} (Ec. 2.7).

$$Q_{perc_t} = K_{perc} \cdot S1_{t-1} \quad \text{Ec. 2.7}$$

Donde:

Q_{perc} Descarga por percolación $[L^3T^{-1}]$

Para determinar el balance hídrico en este tanque, se usa la Ec. 2.8.

$$S1_t = S1_{t-1} + Inf_t - Q0_t - Q1_t - Q_{perc_t} \quad \text{Ec. 2.8}$$

Al momento de asignar valores a los parámetros, se debe tomar en cuenta las siguientes consideraciones: para evitar un balance hídrico negativo, $K_0 + K_1 + K_{perc} < 1$; y para que el escurrimiento sea el más rápido, $K_0 > K_1$.

Tanque profundo

De manera análoga al tanque subsuperficial, se tiene una descarga subterránea regulada por un solo parámetro (K_2), descrita por la Ec. 2.9.

$$Q2_t = K_2 \cdot S2_{t-1} \quad \text{Ec. 2.9}$$

Donde:

$Q2$ Descarga subterránea $[L^3T^{-1}]$

$S2$ Almacenamiento del suelo en la celda subterránea $[L]$

Cerrando el balance hídrico con la Ec. 2.10:

$$S2_t = S2_{t-1} + Q_{perc_t} - Q2_t \quad \text{Ec. 2.10}$$

Se considera que el escurrimiento de esta celda debe ser más lenta que la primera, por lo que $K_2 < K_1$ al asignar sus valores.

Escurrimiento total

El escurrimiento total en la cuenca se calcula con la suma de todos los escurrimientos resultantes de los tanques anteriores (Ec. 2.11).

$$Q_t = (Q_{S_t} + Q0_t + Q1_t + Q2_t) \cdot A \quad \text{Ec. 2.11}$$

Donde:

A Área de la cuenca $[L^2]$

En resumen, los parámetros utilizados en el modelo HBV se muestran en la Tabla 2.3, al igual que las condiciones iniciales que se tienen que especificar.

Capítulo II. Marco teórico
Modelado superficial.

Tabla 2.3. Parámetros y condiciones iniciales del modelo HBV.
 Fuente: Modificado de Paredes et al. (2014).

Zona	Parámetro	Descripción	Unidades
Superficial	FC	Capacidad de campo	mm
	β	Coeficiente de forma para la infiltración	Adim
	PWP	Punto de marchitez de la vegetación	mm
Subsuperficial	$L_{m\acute{a}x}$	Umbral de descarga rápida del tanque superior	mm
	K_0	Coeficiente de descarga rápida	Adim
	K_1	Coeficiente de recesión del tanque superior	Adim
Profundo	K_{perc}	Coeficiente de percolación	Adim
	K_2	Coeficiente de recesión del tanque profundo	Adim
Condiciones iniciales			
	SM_0	Humedad inicial del suelo	mm
	$S1_0$	Almacenamiento en tanque subsuperficial	mm
	$S2_0$	Almacenamiento en tanque profundo	mm

2.4 Modelado subterráneo

El objetivo principal de este tipo de modelos es predecir el flujo en el subsuelo del agua, y las respuestas de este flujo ante cambios naturales o antropogénicas. Desde la década de 1960, se han ido desarrollando modelos determinísticos, con parámetros distribuidos, que se simulan utilizando recursos computacionales para analizar los sistemas hidrogeológicos (Konikow & Reilly, 1999).

2.4.1 Funcionamiento hidráulico matemático de acuíferos

El proceso de flujo subterráneo generalmente se gobierna por la Ley de Darcy y la conservación de la masa. Dado un volumen unitario representativo de medio poroso, una ecuación general de conservación de masa para el volumen, conocida también como la Ecuación de Continuidad, se puede expresar así:

$$\begin{aligned} & \text{Tasa de entrada de masa} - \text{tasa de salida de masa} \\ & + \text{tasa de producción/consumo de masa} \\ & = \text{tasa de acumulación de masa} \end{aligned} \quad \text{Ec. 2.12}$$

(Bear, 2012)

La forma general de describir el flujo transitorio de un fluido compresible en un acuífero anisotrópico heterogéneo se puede derivar de la combinación de la Ley de Darcy con la Ec. 2.12 (Ec. 2.13).

$$\frac{\partial}{\partial x_i} \left(K_{ij} \frac{\partial h}{\partial x_j} \right) = S_s \frac{\partial h}{\partial t} + W^* \quad \text{Ec. 2.13}$$

Donde:

h	Nivel piezométrico o de agua	$[L]$
K_{ij}	Conductividad hidráulica del medio poroso	$[LT^{-1}]$
S_s	Almacenamiento específico	$[L^{-1}]$
t	Tiempo	$[T]$
W^*	Flujo volumétrico por unidad de volumen (positivo si es de entrada y negativo si es de salida)	$[T^{-1}]$
x_i	Coordenadas cartesianas	$[L]$

Si el acuífero es relativamente delgado con respecto a su extensión lateral, se puede asumir que el flujo subterráneo es bidimensional. Esto permite reducir la ecuación de flujo tridimensional, permitiendo simplificaciones adicionales. Las ventajas de reducir la dimensionalidad de la ecuación incluye requerimientos de datos menos restringentes, menores recursos computacionales y menores tiempos computacionales de ejecución al determinar las soluciones numéricas (Konikow & Reilly, 1999).

El flujo bidimensional en un acuífero homogéneo y confinado se describe de acuerdo con la Ec. 2.14.

Capítulo II. Marco teórico
Modelado subterráneo.

$$\frac{\partial}{\partial x_i} \left(T_{ij} \frac{\partial h}{\partial x_i} \right) = S \frac{\partial h}{\partial t} + W \quad \text{donde} \quad T_{ij} = K_{ij} b \quad \text{y} \quad W = W^* b \quad \text{Ec. 2.14}$$

Donde:

b	Espesor de la capa saturada	$[L]$
S	Coefficiente de almacenamiento	$adim$
T_{ij}	Transmisividad	$[L^2 T^{-1}]$
W	Flujo de volumen por unidad de área	$[L T^{-1}]$

Por otro lado, si se aplica la Ec. 2.14 a un sistema libre, se debe considerar lo siguiente (M. P. Anderson & Woessner, 1992):

- El flujo es horizontal y las líneas equipotenciales son verticales.
- El gradiente hidráulico horizontal equivale a la pendiente del nivel de agua.
- El coeficiente de almacenamiento es igual al rendimiento específico (S_y).
- El espesor de la zona saturada varía con el cambio en la elevación de los niveles del agua, por lo que la transmisividad también varía espacial y temporalmente ($T_{ij} = K_{ij} b$ con $b(x, y, t) = h - h_b$, siendo h_b la elevación al fondo del acuífero).

Con base en lo anterior, se puede simplificar la Ec. 2.14 a:

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(T_{xx} \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(T_{yy} \frac{\partial h}{\partial y} \right) = S \frac{\partial h}{\partial t} + W \quad \text{Ec. 2.15}$$

Las ecuaciones diferenciales parciales descritas hasta el momento incluyen términos que representan las derivadas de variables continuas en el espacio y el tiempo. Para abordar la solución de estas ecuaciones, se recurren a métodos de aproximación en los cuales se discretizan estas variables continuas en celdas o nodos, sustituyendo la ecuación diferencial continua que define los niveles de agua en todo el dominio por un conjunto finito de ecuaciones algebraicas que definen los niveles de agua en puntos específicos (Forsythe et al., 1961).

Entre los métodos de aproximación que existen, uno de los más utilizados es el método de diferencias finitas, el cual realiza la aproximación de derivadas continuas mediante cambios lineales discretos en intervalos discretos de espacio y tiempo. En estas aproximaciones, las primeras derivadas en las ecuaciones diferenciales parciales se expresan como cocientes diferenciales, i.e., las diferencias entre los valores de la variable independiente en nodos adyacentes en relación con la distancia entre los nodos en el espacio, y el tiempo sucesivo en relación con la duración del incremento de paso de tiempo (Forsythe et al., 1961).

La aplicación de la ecuación de continuidad en su forma de diferencias finitas comprende una sumatoria de todas las entradas y salidas de flujo en el nodo la

Capítulo II. Marco teórico

Modelado subterráneo.

cual debe ser igual al cambio de almacenamiento en el nodo. Expresa el balance de flujo en el nodo (Ec. 2.16).

$$\Sigma Q_i = SS \cdot \frac{\Delta h}{\Delta t} \cdot \Delta V \quad \text{Ec. 2.16}$$

Donde:

Q_i	Flujo hacia el nodo o celda	$[L^3/T]$
SS	Coeficiente de almacenamiento	<i>adim</i>
V	Volumen en el nodo o celda	$[L^3]$

(Akter & Ahmed, 2021)

Los métodos de diferencias finitas, en comparación con otros métodos de aproximación (e.g., método de elemento finito), son más sencillos conceptual y matemáticamente, y son más fáciles de programar; se relacionan con una malla rectangular relativamente simple con el cual se discretiza el dominio, lo que también facilita la introducción de datos (Huyakorn & Pinder, 1983).

El método de diferencias finitas resulta en un sistema de ecuaciones algebraicas que puede resolverse numéricamente. Por lo general, se opta por utilizar métodos iterativos, que permiten llegar a una solución por medio de un proceso de aproximaciones sucesivas. Estos métodos involucran partir de una suposición inicial, la cual se mejora iterativamente hasta satisfacer un criterio de convergencia previamente definido (Harbaugh, 2005).

Las técnicas iterativas no requieren almacenar matrices de gran tamaño, lo que son atractivas para resolver problemas con muchas incógnitas. Sin embargo, al empezar desde una estimación de solución inicial, la eficiencia de estos métodos depende hasta cierta medida de esta propuesta inicial (Konikow & Reilly, 1999).

Para obtener una solución única a la ecuación diferencial parcial que corresponde a un proceso físico en específico, se requiere proporcionar información adicional acerca del estado físico mediante condiciones de frontera e iniciales. Desde el punto de vista matemático, las condiciones de frontera incluyen la geometría del límite del acuífero y valores de variables tales como un nivel o flujo constante específico. Las condiciones iniciales se refieren a los valores de la variable dependiente especificados en toda la extensión del límite del dominio al inicio de la simulación (Forsythe et al., 1961; Konikow & Reilly, 1999).

2.4.2 MODFLOW

Uno de los modelos determinísticos de flujo subterráneo más populares y comprensivos es el MODFLOW (Modular Three-Dimensional Finite-Difference Groundwater Flow Model; McDonald & Harbaugh, 1983). Está compuesto por un conjunto de códigos centrados en determinar una solución implícita a la ecuación de flujo tridimensional (Ec. 2.17) por medio de las diferencia finitas, de tal forma

Capítulo II. Marco teórico

Modelado subterráneo.

que permite el desarrollo de “paquetes” o “módulos” adicionales que se pueden agregar o unir al código original (Konikow & Reilly, 1999).

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(K_{xx} \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_{yy} \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_{zz} \frac{\partial h}{\partial z} \right) + W^* = S_s \frac{\partial h}{\partial t} \quad \text{Ec. 2.17}$$

(Harbaugh, 2005)

El modelo básico discretiza un sistema hidrogeológico por medio de una malla de bloques, llamados “celdas”, que permite una variación espacial entre ellas en tres dimensiones (Figura 2.3). Las variaciones verticales (i.e., sobre el eje z) generalmente corresponden a unidades hidrogeológicas horizontales.

Dentro de cada celda se establece un “nodo” para el cual se determina el nivel piezométrico. La ecuación de diferencias finitas que emplea el modelo se desarrolló con base en una formulación centrada en bloques, i.e., los nodos se encuentran en el centro de las celdas (Harbaugh, 2005).

MODFLOW puede considerar el flujo como estacionario o transitorio, y las capas pueden simularse de manera confinada, libre o semiconfinada. Debido a su naturaleza distribuida, las propiedades hidrogeológicas pueden variar espacialmente, y la conductividad hidráulica puede ser anisotrópica. También se pueden definir flujos asociados con presiones externas, tales como pozos, recargas, evapotranspiración, arroyos, etc. (Konikow & Reilly, 1999).

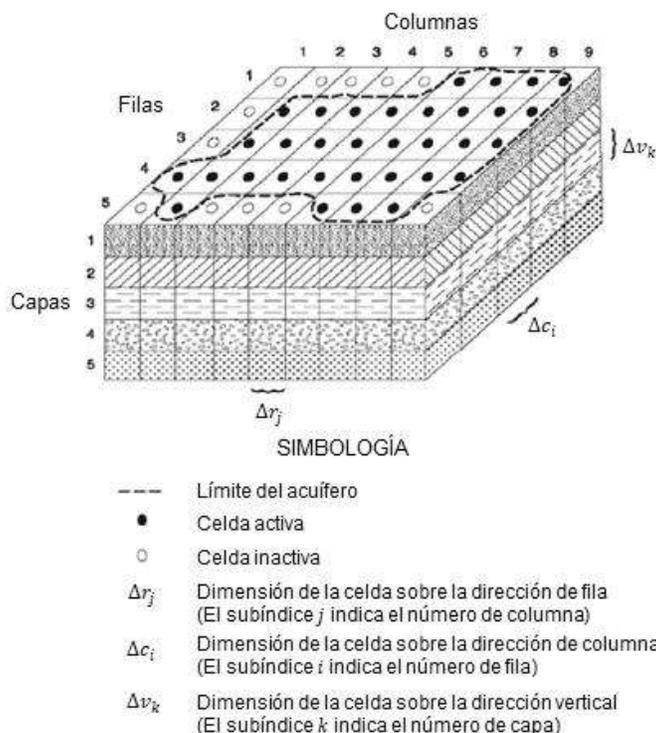


Figura 2.3. Sistema hidrogeológico hipotético discretizado en MODFLOW.

Fuente: Modificado de Harbaugh (2005).

2.5 Modelado de transporte de solutos

El objetivo de los modelos que simulan el transporte de solutos en agua subterránea es calcular la concentración de una especie química disuelta en un acuífero en un punto y tiempo cualquiera (Konikow & Reilly, 1999).

2.5.1 Transporte de solutos en agua subterránea

Los cambios en concentraciones químicas ocurren dentro de un sistema de flujo subterráneo dinámico principalmente por cuatro distintos procesos (Sánchez San Román, 2022):

- ❑ Transporte advectivo (advección). Los solutos son arrastrados por el flujo del agua (Figura 2.4a).
- ❑ Dispersión hidrodinámica. Consecuencia de la dispersión mecánica y la difusión (Figura 2.4b), en donde la velocidad del flujo a través del medio poroso causa que los caminos de las moléculas e iones disueltos se extiendan en diferentes direcciones (Figura 2.4c).
- ❑ Fuentes fluidas. Cuando agua de cierta composición química se introduce y se mezcla con agua de diferente composición.
- ❑ Reacciones. Una parte de una especie química particular disuelto se agrega o se remueve del sistema como resultado de reacciones químicas, biológicas y físicas en el agua o entre el agua y los materiales sólidos del acuífero.

Al igual que el flujo subterráneo, la ecuación que describe el transporte y la dispersión de un químico disuelto en agua subterránea puede derivarse del principio de conservación de masa al considerar todos los flujos de entrada y salida de un volumen unitario representativo (véase Ec. 2.12; Bear, 2012). Su forma generalizada se representa en la Ec. 2.18.

El primer término de la parte de la derecha de la Ec. 2.18 representa el cambio en concentraciones mediante la dispersión hidrodinámica, asumiendo que la fuerza que lo mueve es el gradiente de concentraciones y que el flujo dispersivo ocurre en dirección de mayor a menor concentración (Konikow & Reilly, 1999).

El coeficiente de dispersión hidrodinámica se define como la suma de la dispersión mecánica y la difusión molecular (Bear, 2012). La dispersión mecánica está en función de tanto propiedades intrínsecas del medio poroso (e.g., las heterogeneidades en conductividad hidráulica y la porosidad) como del flujo del fluido. La difusión molecular en un medio poroso diferirá de la que ocurre en agua libre por los efectos de los caminos tortuosos de conectividad de flujo. La relación entre ellos comúnmente se expresa en la Ec. 2.19.

Capítulo II. Marco teórico
Modelado de transporte de solutos.

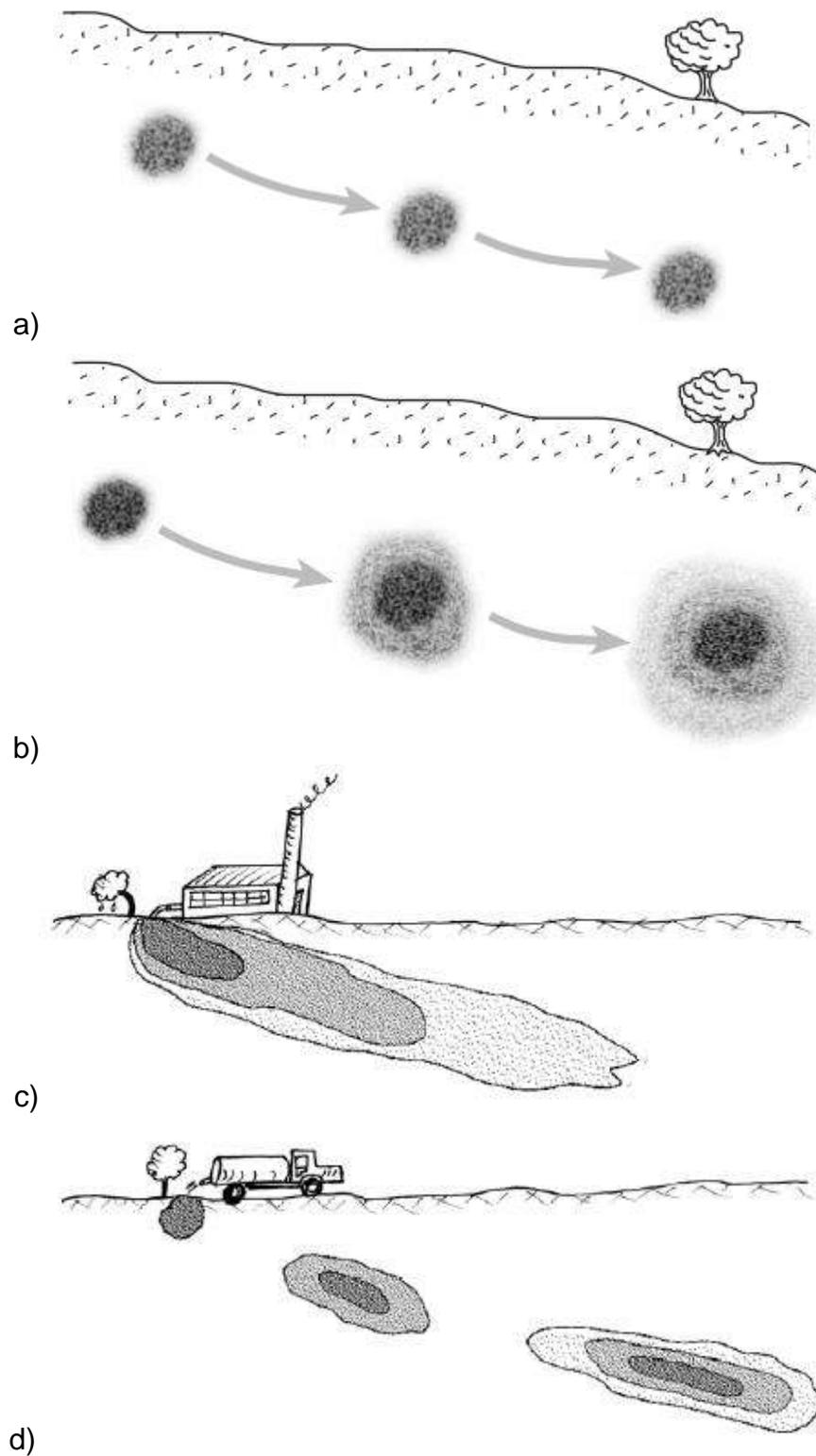


Figura 2.4. Diferentes fenómenos de transporte de soluto.
a) sólo advección, b) sólo advección y difusión, c) dispersión hidrodinámica y d) advección y dispersión hidrodinámica.

Fuente: Sánchez San Román (2022).

Capítulo II. Marco teórico
Modelado de transporte de solutos.

$$\frac{\partial(\varepsilon C)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left(\varepsilon D_{ij} \frac{\partial C}{\partial x_j} \right) - \frac{\partial}{\partial x_i} (\varepsilon C V_i) - C' W^* + CHEM$$

$$CHEM = \begin{cases} -\rho_b \frac{\partial \bar{C}}{\partial t} & \text{para sorción controlada lineal equilibrada} \\ \sum_{k=1}^s R_k & \text{para } s \text{ reacciones de tasa controlada} \\ -\lambda(\varepsilon C + \rho_b \bar{C}) & \text{para decaimiento} \end{cases} \quad \text{Ec. 2.18}$$

Donde:

\bar{C}	Concentración de la especie adsorbida por el sólido (masa de soluto/masa del sólido)	[unidades de concentración]
C'	Concentración del soluto en la fuente	[unidades de concentración]
D_{ij}	Coefficiente de dispersión hidrodinámica	$[L^2 T^{-1}]$
R_k	Tasa de producción de soluto por reacción k	$[ML^{-3} T^{-1}]$
λ	Constante de decaimiento ($\lambda = \ln \frac{2}{\text{vida media}}$)	$[T^{-1}]$
ρ_b	Densidad aparente del sedimento	$[ML^{-3}]$

(Grove, 1976)

$$D_{ij} = \alpha_{ijmn} \frac{V_m V_n}{|V|} + D_m \quad \text{Ec. 2.19}$$

Donde:

D_m	Coefficiente de difusión molecular efectiva	$[L^2 T^{-1}]$
	Magnitud del vector de velocidad	
$ V $	$(V = \sqrt{V_x^2 + V_y^2 + V_z^2})$	$[LT^{-1}]$
V_m	Componente de la velocidad de flujo en dirección m	$[LT^{-1}]$
V_n	Componente de la velocidad de flujo en dirección n	$[LT^{-1}]$
α_{ijmn}	Dispersividad del medio poroso	$[L]$

(Domenico & Schwartz, 1990)

El modelo matemático de transporte de solutos requiere de al menos dos ecuaciones diferenciales parciales. Una definirá la ecuación del flujo, de la cual se obtendrán las velocidades de flujo de agua subterránea; la otra será la ecuación del transporte del soluto, la cual resultará en las concentraciones químicas en el agua subterránea. Estas dos ecuaciones se pueden resolver individual y secuencialmente (proceso numéricamente más simple), bajo la condición de que las propiedades del agua permanezcan constantes (Konikow & Reilly, 1999).

No obstante, la ecuación de transporte de solutos es más difícil de resolver con métodos numéricos que la ecuación de flujo subterráneo, debido en gran medida a la variación de las propiedades matemáticas de esta ecuación según los términos dominantes en cada situación particular. Por ejemplo, cuando el transporte de solutos está dominado por el transporte advectivo, entonces la Ec. 2.18 se comporta de manera hiperbólica (similar a ecuaciones que describen la

Capítulo II. Marco teórico

Modelado de transporte de solutos.

propagación de una onda o frente de choque). En cambio, si en un sistema dominan los flujos dispersivos, entonces la Ec. 2.18 adquiere una naturaleza parabólica (similar a la ecuación de flujo de agua subterránea transitoria). Los métodos numéricos que funcionan mejor para ecuaciones diferenciales de forma parabólica no necesariamente son los óptimos para resolver ecuaciones hiperbólicas, y viceversa. Por lo tanto, ningún método numérico o modelo de simulación será ideal para todo el espectro de problemas de transporte de agua subterránea que se puede encontrar en campo (Konikow & Reilly, 1999).

2.5.2 MT3DMS

El MT3DMS (Modular Three-Dimensional Multispecies Transport Model; Zheng & Wang, 1999) es un modelo matemático con varias opciones y capacidades para simular la advección, dispersión/difusión y reacciones químicas de solutos en sistemas de flujo subterráneo bajo condiciones hidrogeológicas generales.

Este modelo es único en que incluye tres importantes técnicas de solución (el método de diferencias finitas estándar, los métodos Euleriano-Lagrangianos basados en seguimiento de partículas, y el método TVD de volumen finito de orden mayor) en un solo código (Chunmiao Zheng & Wang, 1999). Dado que ningún solo método numérico es efectivo para resolver todas las condiciones de transporte, se cree que la combinación de estas técnicas de resolución, cada una con sus propias ventajas y limitaciones, ofrecen la manera más factible de resolver la mayoría de problemas de transporte con eficiencia y precisión (C. Zheng & Bennet, 1995).

El MT3DMS tiene una estructura modular similar al de MODFLOW, permitiendo simular advección, dispersión/difusión, mezcla de fuentes y reacciones químicas de manera separada; además, nuevos paquetes que involucren otros procesos de transporte y reacciones se pueden agregar fácilmente sin la necesidad de modificar el código núcleo (Chunmiao Zheng & Wang, 1999).

Se desarrolló para emplearse con cualquier modelo de diferencias finitas con formulación de bloque céntrica (como MODFLOW) y asume que los cambios en las concentraciones no afectarán significativamente el flujo subterráneo. Así, se puede utilizar sin necesidad de implementar otro modelo de flujo o modificar uno ya existente para poder simular el transporte de solutos. Además, permite iterar soluciones para el transporte sin modificar la solución de flujo (Chunmiao Zheng & Wang, 1999).

Este modelo emplea la misma discretización espacial por celdas que el MODFLOW, con la diferencia de que se deben asignar estas celdas a los ejes cartesianos x , y y z , orientados en las direcciones de fila, columna y capa, respectivamente (Figura 2.5). Los nodos de solución se encuentran en el centro de cada celda, donde se determinan las concentraciones o los niveles de agua. Los

Capítulo II. Marco teórico
Modelado de transporte de solutos.

parámetros químicos e hidráulicos se consideran uniformes en toda la extensión de la celda.

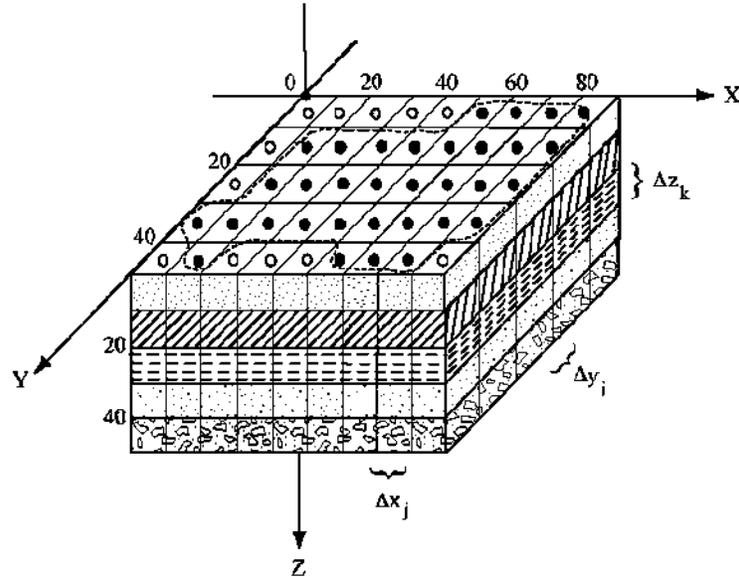


Figura 2.5. Sistema de coordenadas cartesianas utilizadas en el modelo de transporte MT3DMS.
En este ejemplo, se asume que $\Delta x_j = \Delta y_i = \Delta z_k = 10$.
Fuente: Chunmiao Zheng & Wang (1999).

CAPÍTULO III. METODOLOGÍA

En este apartado, se detalla el proceso de obtención de datos climatológicos e hidrométricos, junto con la determinación de la evapotranspiración potencial. Se describe la gestión de datos de niveles de agua y la obtención de parámetros hidrodinámicos para el modelado subterráneo. Se explica la caracterización espacial y temporal de las concentraciones de fluoruro y arsénico. Además, se aborda el proceso de calibración y validación de los modelos superficial, subterráneo y de transporte, detallando los procedimientos para asegurar la precisión y confiabilidad de estos modelos en el estudio del acuífero del Valle de Aguascalientes.

3.1 Modelado superficial

En la Figura 3.1, se esquematiza la metodología propuesta para llevar a cabo el modelado superficial de la zona del acuífero Valle de Aguascalientes.

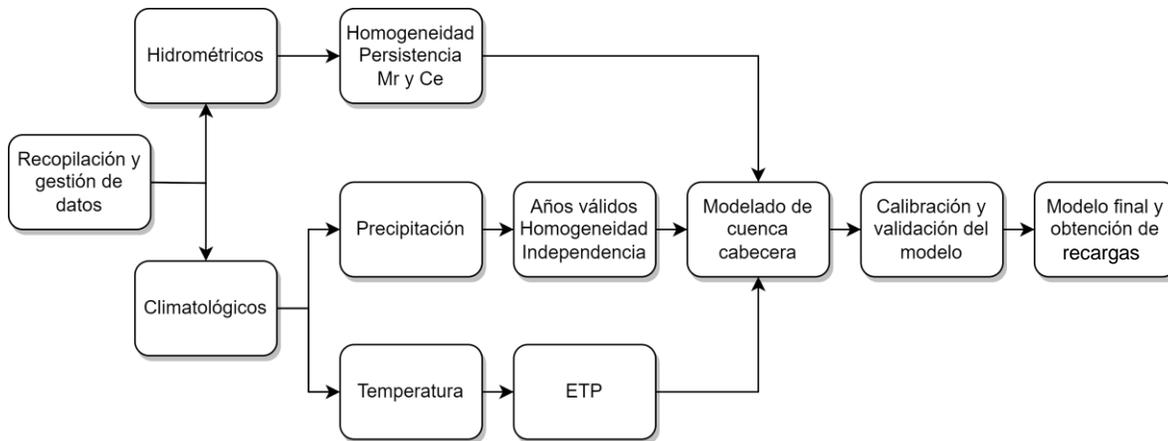


Figura 3.1. Metodología para el modelado hidrológico superficial.

3.1.1 Gestión de datos y parámetros para el modelo superficial

La metodología que se utiliza para el tratamiento y la validación de los datos necesarios para el modelado superficial es la propuesta por Sánchez-Quispe et al. (2021). Los datos que se procesan provienen de dos fuentes: estaciones climatológicas (precipitación y temperatura) y estaciones hidrométricas (caudales observados).

Este procesamiento es necesario, ya que la fiabilidad de los datos meteorológicos es sustancial al momento de utilizarlos en investigaciones hidrológicas; se deben identificar datos erróneos, ya sea por error humano, fallas instrumentales o de comunicación (Sánchez-Quispe et al., 2021).

La precipitación es la variable base de modelos hidrológicos, ya que se considera como el punto inicial para la evaluación de recursos hídricos o para el análisis de eventos extremos o cambio climático. En México, los registros de precipitación se encuentran distribuidos en 3,266 estaciones (Sánchez-Quispe et al., 2021). Sin embargo, a menudo esta información es deficiente, haciendo que las series disponibles se encuentren incompletos o poco confiables.

Para que las series de precipitación puedan utilizarse en análisis hidrológicos, deben ser representativas y precisas del lugar donde fueron registradas, por lo que deben cumplir dos propiedades: ser homogéneas e independientes.

Capítulo III. Metodología

Modelado superficial

Análogamente, las series temporales de caudales registradas en las estaciones hidrométricas pueden contener datos erróneos y/o faltantes. Estas series deben cumplir también con dos propiedades: homogeneidad y persistencia.

3.1.1.1 Variables climatológicas

El primer paso es seleccionar las estaciones climatológicas pertinentes a la zona de estudio, generalmente por su ubicación geográfica con respecto a la cuenca en estudio. Estas estaciones se pesan clasificándolas con base en criterios como su situación de estado (operando o suspendida), porcentaje de vacíos, distancia euclidiana al centro de gravedad de la cuenca, años de servicio, etc. Estos criterios y los pesos que tendrán se proponen en función del objetivo que desea cumplir con el modelo por generar.

Las series de precipitación (disponibles en datos diarios) se descargan de las estaciones que pasan este primer filtro (Secretaría Meteorológico Nacional [SMN], 2021), y a partir de ellas se construyen las series mensuales y anuales. Sin embargo, se deben tomar ciertas consideraciones para determinar si un mes es válido por la cantidad de datos vacíos.

Para la generación de series mensuales y anuales de precipitación, se consideran tres criterios:

- Si el mes contiene menos de 21 días de información, se considera nulo.
- Si al año le faltan dos o más meses húmedos, se considera nulo. Un mes húmedo es aquel en el que su precipitación media mensual es mayor a la precipitación media anual de ese año en particular.
- Si al año le faltan tres o más meses secos (mes con precipitación media mensual menor a la precipitación media anual), se considera nulo.

Sin embargo, dependiendo del uso al que se les darán a las series climáticas, se pueden elegir criterios más conservadores o flexibles. Las series diarias de precipitación se acumulan a escala mensual y anual. A partir de las series anuales de precipitación, se aplican las pruebas de homogeneidad y de independencia.

Una serie es homogénea cuando sus elementos estadísticamente pertenecen a una misma población. Para la homogeneidad, existen dos tipos de pruebas: generales y específicas, indicadas en la Tabla 3.1. Se recomienda la aplicación de al menos dos pruebas de homogeneidad a cada estación (Sánchez-Quispe et al., 2021); comúnmente se realizan en primer instancia las pruebas del tipo general, y si hay discrepancia en los resultados, se aplica una tercera prueba del tipo específico que pueda apoyar en la validación de la homogeneidad de la serie estudiada.

Capítulo III. Metodología

Modelado superficial

Tabla 3.1. Pruebas estadísticas para la determinación de homogeneidad de series de precipitación.

Tipo	Prueba estadística	Referencias
General	Secuencias	(Mather, 1975; Sánchez-Quispe et al., 2021)
	Helmert	(Doorenbos, 1976; Sánchez-Quispe et al., 2021)
Específica	T-Student	(Sánchez-Quispe et al., 2021; WMO, 1966)
	Cramer	

Una serie es independiente cuando el valor de uno de los datos no afecta el valor del siguiente dato en la misma serie. La independencia de la serie se determina con la prueba de los Límites de Anderson a 95% de confiabilidad (R. L. Anderson, 1942; Salas, 1980; Sánchez-Quispe et al., 2021). Se busca que al menos 90% de los coeficientes de autocorrelación para la serie en estudio quede por dentro de los límites de Anderson determinados.

Las series que cumplan con estos criterios de homogeneidad e independencia se consideran homogéneas e independientes y pueden utilizarse en los siguientes estudios.

3.1.1.2 Variables hidrométricas

Por su parte, la selección de una estación hidrométrica depende en gran medida de la naturaleza de la información registrada. Se recomienda el uso de aquellas que se encuentran en régimen natural para modelado y análisis (Sánchez-Quispe et al., 2021); i.e., estaciones que no registren alteraciones causadas por la actividad humana.

Si una estación no se encuentra en régimen natural, se debería hacer una restitución. Se propone utilizar estaciones que se encuentran en la cabecera de las cuencas, ya que tienen menos probabilidades de estar alteradas, y miden el primer escurrimiento generado después de la captación o absorción del agua por el suelo según sus capacidades. Una vez seleccionadas las estaciones adecuadas, se descargan las series temporales de caudales mensuales (CONAGUA, 2016).

Al igual que en las series de precipitación, se analizan las series de caudales para determinar los años válidos. Usualmente, se considera que un año es nulo si carece de tres o más meses de registro (Sánchez-Quispe et al., 2021).

De manera general, se recomienda hacer un análisis visual de la estación estudiada, para determinar tendencias en la media e identificar datos extraordinarios que pudieran ser resultado de algún error.

Capítulo III. Metodología

Modelado superficial

A igual que las estaciones meteorológicas, también se debe determinar la homogeneidad de los datos hidrométricos; sin embargo, la aplicación de estas pruebas es meramente indicativa del comportamiento de los datos, y no necesariamente se consideran un limitante en la determinación de la validez de la estación.

Además, se vuelve a utilizar la prueba de los Límites de Anderson, pero contrario a las series de precipitación, los coeficientes de autocorrelación deben quedar por fuera de los límites determinados, indicando su no-independencia y por tanto su persistencia.

Finalmente, se calculan el coeficiente de escurrimiento (C_e) y el módulo relativo (Mr) para cada serie hidrométrica (Tabla 3.2).

Tabla 3.2. Coeficientes indicadores de validez de series hidrométricas.
Fuente: (Sánchez-Quispe et al., 2021).

Indicador	Descripción	Ecuación	Valor válido
C_e [adim]	La razón entre el volumen escurrido anual y el volumen precipitado anual en el área de la cuenca estudiada.	$C_e = \frac{V_E}{V_P}$ (Ec. 3.1)	$C_e < 1$
Donde:			
V_E	Volumen anual escurrido en la cuenca	[L^3]	
V_P	Volumen anual precipitado en la cuenca	[L^3]	
Mr [$(l \cdot s \cdot km^2)^{-1}$]	Indica la cantidad de agua escurrida aportada por unidad de área de la cuenca.	$Mr = \frac{M}{A}$ (Ec. 3.2)	$5 < Mr < 15$
Donde:			
A	Área de la cuenca	[km^2]	
M	Flujo promedio anual	[$l \cdot s^{-1}$]	

3.1.1.3 Evapotranspiración potencial (ETP)

La evapotranspiración es la combinación de dos procesos separados, por el cual el agua se regresa a la atmósfera a través de la pérdida de humedad en el suelo (evaporación) y la transpiración vegetal. Estos dos procesos ocurren de manera simultánea y no hay forma sencilla de distinguir entre los dos. La evapotranspiración depende de factores físicos como la cantidad de humedad existente en el suelo, la fracción de radiación solar que llega a la superficie del suelo, el tipo y tamaño de vegetación y en el caso de cultivos, el porcentaje de desarrollo de los mismos (Allen et al., 1998).

No obstante, aun siendo un proceso difícil de describir matemáticamente con exactitud, existen modelos empíricos, semiempíricos, fisicomatemáticos y con variables meteorológicas con los cuales se logra determinar una estimación de la

Capítulo III. Metodología

Modelado superficial

evapotranspiración. La elección del modelo depende tanto de la disponibilidad de los datos meteorológicos como la precisión del modelo buscada (Toro-Trujillo et al., 2015). Estos modelos, entonces, al ser sólo estimaciones, resultan en una evapotranspiración potencial, que siempre será igual o mayor que la evapotranspiración real.

El método utilizado para la determinación de la ETP fue el de Hargreaves-Samani (Hargreaves & Samani, 1985), un método basado en temperaturas. La elección se basó en los datos meteorológicos disponibles y en una revisión literaria que indica que este método es adecuado usarse en zonas semiáridas como es el caso de Aguascalientes (Droogers & Allen, 2002; Hernández-Bedolla et al., 2023; Martín Clemente et al., 2015). La ETP se calcula con la Ec. 3.3.

$$ET_0 = 0.0023(T_{max} - T_{min})^{0.5} \left(\frac{T_{max} + T_{min}}{2} + 17.8 \right) R_a \quad \text{Ec. 3.3}$$

Donde:

ET_0	Evapotranspiración calculada	$[mm \cdot día^{-1}]$
R_a	Radiación extraterrestrial	$[MJ(m^2 \cdot día)^{-1}]$
T_{max}	Temperatura diaria máxima	$[°C]$
T_{min}	Temperatura diaria mínima	$[°C]$

3.1.2 Calibración y validación del modelo superficial

La calibración consiste en la modificación de los parámetros utilizados en los cálculos para obtener valores similares a los muestrales o históricos. La validación es la etapa siguiente a la calibración y consiste en comparar los valores históricos con los modelados, en una ubicación diferente en donde sucede la calibración, sin modificar ningún parámetro, con el fin de evaluar la coincidencia de estos (Lucas Urbina, 2018). Estas dos últimas fases se llevan a cabo mediante pruebas estadísticas u objetivas para comparar diferentes características entre las series históricas y modeladas.

Para llevar a cabo la calibración y validación, se hace uso de parámetros estadísticos que indiquen la calidad de ajuste que hay entre los datos observados y los datos simulados por el modelo. Estos valores tienen como objetivo describir matemáticamente qué tan similares son los datos simulados respecto a los históricos observados. En la Tabla 3.3 se describen los índices más utilizados en el modelado hidrológico.

Capítulo III. Metodología Modelado superficial

Tabla 3.3. Índices de calidad de ajuste utilizados en la calibración del modelo precipitación-escorrentamiento.

Fuente: Moriasi et al. (2015).

Índice	Descripción	Ecuación	Unidad
NSE	<i>Eficiencia de Nash-Sutcliffe.</i> Compara la magnitud relativa de la varianza residual simulada con la varianza de la serie observada, e indica qué tanto se ajusta la gráfica de datos observados vs simulados a la línea 1:1.	$1 - \frac{\sum(Q_{sim} - Q_{obs})^2}{\sum(Q_{obs} - \bar{Q}_{obs})^2}$ (Ec. 3.4)	adim
InNSE	Equivalente a la NSE, normaliza los datos utilizando el logaritmo natural, permitiendo que los valores bajos tengan mayor impacto en el total.	$1 - \frac{\sum(\ln Q_{sim} - \ln Q_{obs})^2}{\sum(\ln Q_{obs} - \ln \bar{Q}_{obs})^2}$ (Ec. 3.5)	adim
R	<i>Correlación de Pearson.</i> Muestra la similitud que se tiene entre la serie simulada y la observada.	$\frac{\sum(Q_{sim} - \bar{Q}_{sim}) \cdot (Q_{obs} - \bar{Q}_{obs})}{\sqrt{\sum(Q_{sim} - \bar{Q}_{sim})^2 \cdot \sum(Q_{obs} - \bar{Q}_{obs})^2}}$ (Ec. 3.6)	adim
Simetría	Permite evaluar el comportamiento de la serie simulada con respecto a la serie observada.	$1 - \frac{\sum(Q_{sim} - Q_{obs})^2}{\sum([Q_{obs} - \bar{Q}_{obs}] + [Q_{sim} - \bar{Q}_{obs}])^2}$ (Ec. 3.7)	adim

Donde:

Q_{obs} Gasto medido u observado $[L^3T^{-1}]$

Q_{sim} Gasto simulado por modelo $[L^3T^{-1}]$

Para validar el desempeño del modelo hidrológico superficial, estos parámetros se comparan con diferentes rangos; estos rangos se subdividen para indicar la calidad de ajuste que se logra (Tabla 3.4).

Tabla 3.4. Calidad del ajuste del modelo según el valor de los índices de ajuste.

Fuente: Modificado de Moriasi et al. (2007)

Calidad	<i>NSE</i>	<i>ln N</i>	<i>R</i>	<i>Simetría</i>
Muy buena	$0.75 < x \leq 1.00$	$0.75 < x \leq 1.00$	$0.90 < x \leq 1.00$	$0.75 < x \leq 1.00$
Buena	$0.65 < x \leq 0.75$	$0.65 < x \leq 0.75$	$0.75 < x \leq 0.90$	$0.65 < x \leq 0.75$
Satisfactoria	$0.50 < x \leq 0.65$	$0.50 < x \leq 0.65$	$0.50 < x \leq 0.75$	$0.50 < x \leq 0.65$
Insatisfactoria	$x \leq 0.50$	$x \leq 0.50$	$-1.00 < x \leq 0.50$	$x \leq 0.50$

3.2 Modelado subterráneo

En la Figura 3.2, se esquematiza la metodología propuesta para llevar a cabo el modelado subterráneo del acuífero Valle de Aguascalientes.

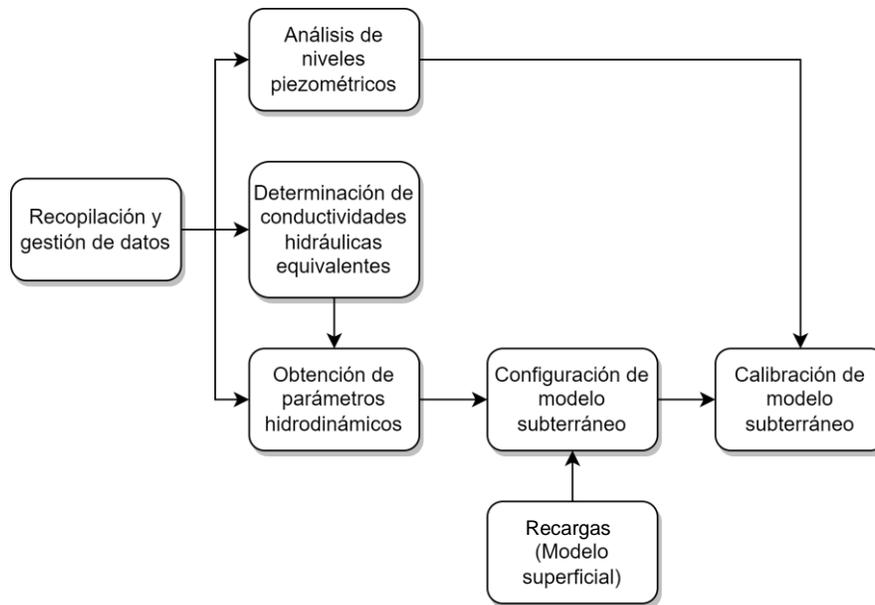


Figura 3.2. Metodología para el modelado subterráneo.

3.2.1 Gestión de datos y parámetros para el modelo subterráneo

3.2.1.1 Análisis de niveles piezométricos

Los niveles piezométricos indican el nivel freático de un acuífero libre. Los datos (anuales) para el Valle de Aguascalientes fueron proporcionados por el CONAGUA (datos sin publicar), desde el año 1985 hasta el año 2014, con algunos años faltantes dentro de este periodo.

Estos datos son puntuales, i.e., se definen en un punto de muestreo (por lo general, un pozo). Para obtener mapas representativos de los niveles y poder ver los cambios año a año, se realizó una interpolación Kriging para distribuir los niveles sobre todo el dominio del área de estudio.

3.2.1.2 Determinación de conductividades hidráulicas horizontales

Un parámetro indispensable en el modelo subterráneo es la conductividad hidráulica, que indica en general la capacidad de un medio para transmitir agua. Este parámetro depende en gran medida del material del cual está conformado el medio que contiene el agua; sin embargo, es difícil de cuantificar sin estudios litográficos que describan la composición geológica del acuífero estudiado. En

Capítulo III. Metodología

Modelado subterráneo

estos medios estratificados, se produce el flujo a través varias capas distintas. No obstante, para simplificar el sistema, se recurre a determinar el flujo global en el conjunto de capas, por lo que se considera que el sistema se conforma por una capa única homogénea, a la cual se asigna una conductividad hidráulica equivalente (Sánchez San Román, 2022).

En el caso del acuífero Valle de Aguascalientes, se basó en un reporte litológico (datos sin publicar) proporcionado por la Universidad Autónoma de Aguascalientes. Este reporte especifica el número de pozo, la latitud y la longitud a las que se ubica, y la elevación del brocal. Contiene la descripción litológica de todos los estratos que conforman la zona en donde se encuentra el pozo, e indica el espesor de cada estrato y la profundidad a la que se encuentra.

A cada estrato se le asignó un valor con base en los valores orientativos de conductividades hidráulicas para diferentes medios porosos propuestos por el Servicio Geológico de los Estados Unidos (USGS, 2002).

Al considerar el acuífero como una sola capa homogénea, fue necesario encontrar una conductividad hidráulica equivalente, la cual es un valor global asignada al conjunto de capas para considerarlas como una unidad (Sánchez San Román, 2022). Para determinar la conductividad hidráulica equivalente horizontal K_h , se supone que el flujo es paralelo a las capas, y se calcula con la Ec. 3.8.

$$K_h = \frac{\sum K_i \cdot b_i}{B} \quad \text{Ec. 3.8}$$

Donde:

B	Espesor total de la capa	$[m]$
b_i	Espesor de la subcapa	$[m]$
K_h	Conductividad hidráulica horizontal equivalente	$[m \cdot \text{año}^{-1}]$
K_i	Conductividad hidráulica horizontal de la capa	$[m \cdot \text{año}^{-1}]$

Aplicando la Ec. 3.8 a cada pozo de muestreo litológico, se obtuvo un único valor de conductividad hidráulica horizontal equivalente por pozo; a partir de estos datos, se realizó una interpolación mediante Kriging para obtener una distribución espacial de las conductividades hidráulicas equivalentes.

3.2.1.3 Obtención de parámetros hidrodinámicos

Por otro lado, fue necesario procesar los datos recopilados referente a los parámetros listados a continuación, que son los que se utilizaron en la configuración y calibración del modelo subterráneo.

Capítulo III. Metodología

Modelado subterráneo

- ❑ **La elevación del terreno natural.** Se obtuvo del Modelo Digital de Elevaciones (MDE) de la región (INEGI, 2013). Los datos fueron descargados con una resolución de 100 m; la malla configurada para la discretización del modelo considera celdas de 2,000 m, por lo que fue necesario procesar el MDE mediante herramientas de Sistemas de Información Geográfica (SIG) para ajustarlo a la resolución requerida.
- ❑ **El rendimiento específico.** Se basó en el valor oficial propuesto por la CONAGUA (2020) (0.16) como parámetro inicial.
- ❑ **El coeficiente de almacenamiento.** La CONAGUA no provee un valor para este parámetro; sin embargo, al ser el Valle de Aguascalientes un acuífero en general de comportamiento libre (CONAGUA, 2020), se consideró el mismo valor que para el rendimiento específico (M. P. Anderson & Woessner, 1992; véase 2.4.1 *Funcionamiento hidráulico matemático de acuíferos*).

3.2.2 Calibración y validación del modelo subterráneo

El modelo subterráneo se calibró comparando los niveles piezométricos observados con los simulados en diferentes puntos llamados “celdas calibradoras”. Las celdas calibradoras se asignaron con base en su cercanía a una determinada sección de corte y en donde se ubicaban los pozos de observación con más datos de niveles piezométricos.

Los parámetros que se ajustaron para calibrar el modelo fueron la conductividad hidráulica, el coeficiente de almacenamiento y el rendimiento específico.

Además de utilizar los índices de calidad de ajuste de la Tabla 3.3 (Lucas Urbina, 2018), se determinaron los que se muestran en la Tabla 3.5 como indicadores de ajuste entre los resultados simulados por el modelo y los datos reales (Akter & Ahmed, 2021; Boyce et al., 2015; Mini et al., 2022; Radmanesh et al., 2020; Roohollah et al., 2020; Zanini et al., 2021). También se buscó que los datos puntuales observados y simulados tuvieran un valor de error de aproximación de $\pm 2\%$ (Lucas Urbina, 2018).

Tabla 3.5. Índices de calidad de ajuste utilizados en la calibración del modelo subterráneo.
Fuentes: (M. P. Anderson & Woessner, 1992; Moriasi et al., 2015; Willmott & Matsuura, 2005).

Índice	Descripción	Ecuación	Valor buscado	Unidad
MAE	<i>Error absoluto medio.</i> Representa la media de errores absolutos entre datos simulados y observados.	$\frac{1}{n} \sum (Sim - Obs)$ (Ec. 3.9)	0.0	La misma que la serie evaluada

Capítulo III. Metodología
Modelado subterráneo

Tabla 3.5 (cont.)

Índice	Descripción	Ecuación	Valor buscado	Unidad
RMSE	<i>Raíz del error medio cuadrado.</i> Similar al MAE, pero al elevar los errores al cuadrado, permite que los errores de mayor magnitud tengan mayor influencia en el total.	$\sqrt{\frac{1}{n} \sum (Sim - Obs)^2}$ (Ec. 3.10)	<10% variabilidad máxima entre valores	La misma que la serie evaluada
PE	<i>Porcentaje de error.</i> Indica el porcentaje de variabilidad entre la serie simulada y la observada.	$\left \frac{Obs - Sim}{Obs} \right \times 100$ (Ec. 3.11)	0.0	%

Donde:

Obs Dato medido u observado [variable]¹

Sim Dato simulado por modelo [variable]

¹ Las unidades son variables, ya que dependen de la serie evaluada (e.g., niveles piezométricos [msnm], concentraciones [mg/l], etc.).

3.3 Modelado de transporte de solutos

En la Figura 3.3, se esquematiza la metodología propuesta para llevar a cabo el modelado subterráneo del acuífero Valle de Aguascalientes.

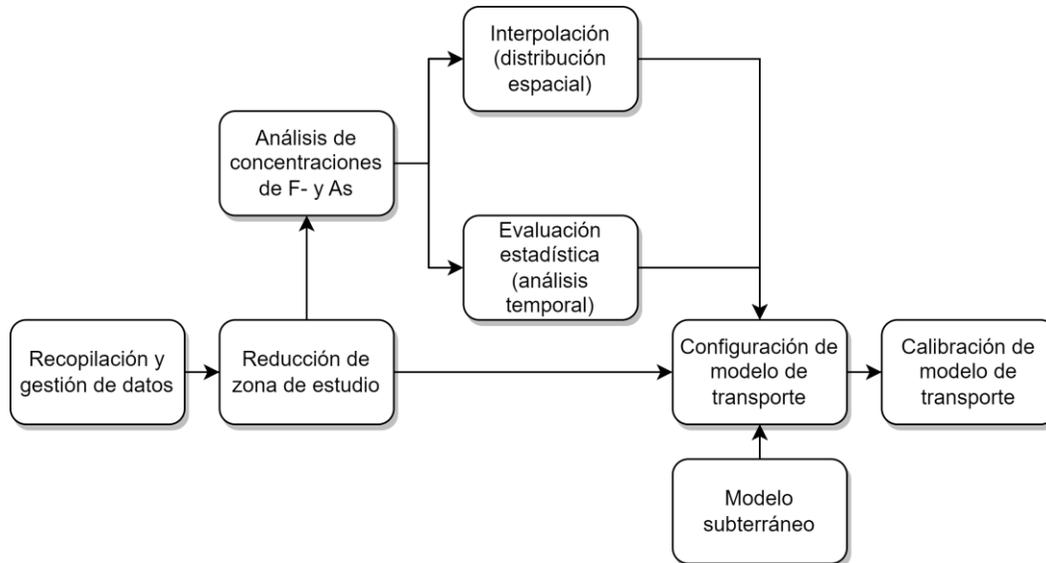


Figura 3.3. Metodología para el modelado de transporte.

3.3.1 Caracterización espacial y temporal de las concentraciones

3.3.1.1 Delimitación de la zona de estudio

La extensión de la zona de estudio depende de la disponibilidad de los datos. Para el caso del Valle de Aguascalientes, esto implicó una reducción del área por modelar, ya que los datos de concentraciones de fluoruro y arsénico se concentran en la zona sur del acuífero, delimitada por el municipio de Aguascalientes y principalmente en la zona urbana.

3.3.1.2 Procesamiento temporal y espacial de las concentraciones

Los datos de calidad de agua fueron proporcionados por la Comisión Ciudadana de Agua Potable y Alcantarillado del Municipio de Aguascalientes (CCAPAMA), siendo necesario firmar un convenio de confidencialidad en el cual se niega el permiso de publicar los datos en bruto. Sin embargo, se puede presentar procesamientos de estos datos (e.g., mapas, estadísticos, etc.) para mostrar los resultados del análisis realizado.

Capítulo III. Metodología

Modelado de transporte de solutos

Las medidas de las concentraciones de fluoruro y arsénico se obtuvieron de manera semestral de 320 pozos, en un periodo de 2003 a 2022. Estas concentraciones se cuantificaron en los laboratorios de la CCAPAMA por medio de los procedimientos establecidos en las normas mexicanas (*NMX-AA-077-SCFI-2001: Análisis de Aguas - Determinación de Fluoruros en Aguas Naturales, Residuales y Residuales Tratadas*, 2002; *NMX-AA-051-SCFI-2016: Análisis de Agua - Medición de metales por absorción atómica en aguas naturales, potables, residuales y residuales tratadas - Método de prueba*, 2016).

Las concentraciones puntuales se interpolaron mediante Kriging para obtener distribuciones espaciales. Además, se interpolaron las medias para las concentraciones de fluoruro y arsénico para obtener un mapa de concentraciones medias para cada soluto, también distribuido en toda la extensión de la zona de estudio.

Se determinaron simples estadísticos (media, desviación estándar, máximos y mínimos) para visualizar el comportamiento de las concentraciones a lo largo del periodo estudiado.

3.3.2 Calibración y validación del modelo de transporte

El modelo de transporte de solutos se puede definir como una extensión del modelo de flujo subterráneo, por lo que la calibración y validación del modelo se lleva a cabo de manera muy similar.

El modelo de transporte se calibró comparando las concentraciones observadas de fluoruro con las simuladas en celdas calibradoras. Estas celdas son distintas de las utilizadas para calibrar el modelo subterráneo, dada la reducción del área modelado y la ubicación de los pozos de muestreo. Las celdas calibradoras para el modelo de transporte se eligieron por su cercanía a estos pozos.

Los parámetros que se ajustaron para calibrar el modelo fueron:

- Dispersividad longitudinal.** Con base en la geología de la zona, se determinaron diferentes valores para intentar aproximar la simulación a los datos observados.
- Porosidad.** De igual forma, se utilizó la misma composición geológica con la cual se determinaron los coeficientes de dispersividad longitudinal.

Se utilizaron los mismos índices de calidad de ajuste que el modelo subterráneo, menos el *porcentaje de error* (véase Tabla 3.3 y Tabla 3.5; (Lucas Urbina, 2018; Mini et al., 2022; Roohollah et al., 2020; Zanini et al., 2021).

El modelo se validó utilizando las concentraciones de arsénico.

CAPÍTULO IV. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

En la siguiente sección, se presentan los hallazgos de la caracterización del Valle de Aguascalientes, resaltando aspectos clave como la geología, el uso del recurso hídrico y las concentraciones históricas de fluoruro y arsénico en el agua subterránea del acuífero. Además, se exponen los resultados derivados de la aplicación de la metodología en el modelado superficial, subterráneo y de transporte, revelando el comportamiento del acuífero en relación con el transporte de estos contaminantes. Los datos obtenidos a través de los modelos proporcionan una comprensión más profunda de la dinámica hidrogeológica y los posibles riesgos asociados a las concentraciones de fluoruro y arsénico en el Valle de Aguascalientes.

Capítulo IV. Resultados y discusión

4.1 Caracterización de la zona de estudio

4.1.1 Generalidades y administración

El acuífero administrativo Valle de Aguascalientes es definido con la clave 0101 en el Sistema de Información Geográfica para el Manejo del Agua Subterránea (SIGMAS) de la CONAGUA. Se encuentra en el centro del estado de Aguascalientes.

Colinda con el acuífero Ojocaliente (Zac.) al norte, con el Jalpa-Juchipila (Zac.) al noroeste, con el Valle de Chicalote (Ags.) al este, con El Llano (Ags.) al sureste, con el Valle de Calvillo (Ags.) al oeste, con el Venadero (Ags.) al suroeste, y con el acuífero Encarnación (Jal.) al sur (Figura 4.1).

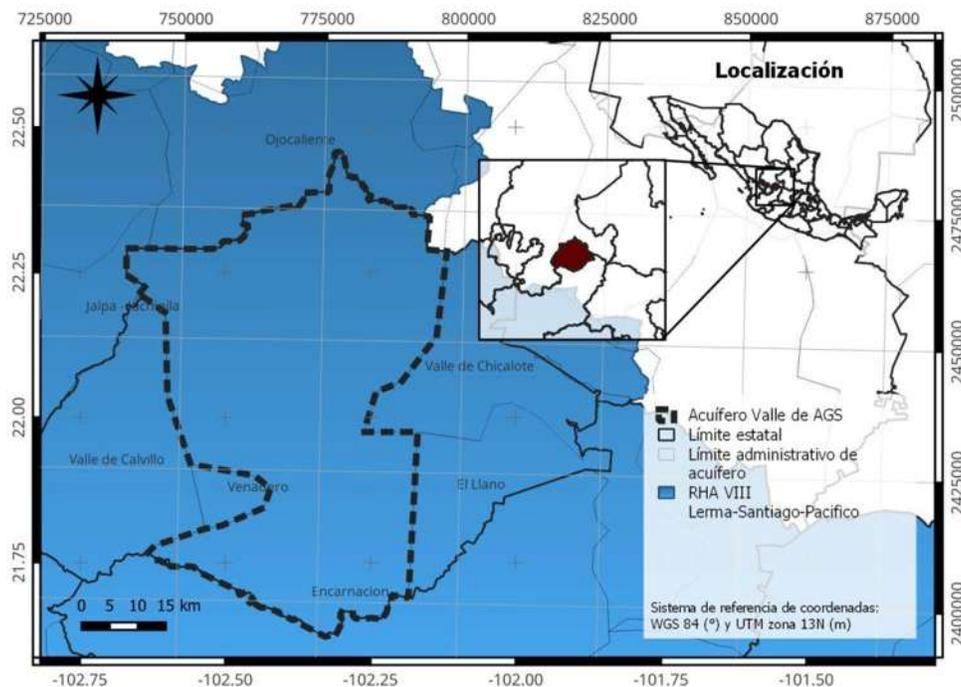


Figura 4.1. Localización del acuífero.

El acuífero pertenece a la Región Hidrológica Administrativa VIII “Lerma-Santiago-Pacífico” y la Región Hidrológica No. 12 “Lerma-Chapala-Santiago”. Es jurisdicción territorial de la Dirección Local en el estado de Aguascalientes.

El acuífero del Valle de Aguascalientes se encuentra totalmente vedado, sujeto a las disposiciones del Decreto por el que se establece veda por tiempo indefinido para el alumbramiento de aguas del subsuelo en la zona que comprende todo el Estado de Aguascalientes (1963), el cual permite extracciones limitadas para usos domésticos, industriales, de riego y otros.

Capítulo IV. Resultados y discusión

Caracterización de la zona de estudio

4.1.1.1 Simplificación de la zona de estudio

Los datos requeridos para el modelado subterráneo y de transporte del acuífero se obtuvieron de las bases de datos disponibles de la CONAGUA y de la Comisión Ciudadana de Agua Potable y Alcantarillado del Municipio de Aguascalientes (CCAPAMA). Los datos se concentran en la zona de valle entre la Sierra Fría al poniente del estado y el límite administrativo del acuífero al oriente, como se muestra en la Figura 4.2. Sin embargo, existe una insuficiencia de datos que cubran por completo el acuífero administrativo. Se utilizó una simplificación del acuífero, la cual abarca solamente el área con la mayor concentración de datos (Figura 4.2).

Esta discretización se ha utilizado en varios trabajos realizados en el acuífero (CONAGUA, 2020; Guerrero Martínez, 2016, 2020).

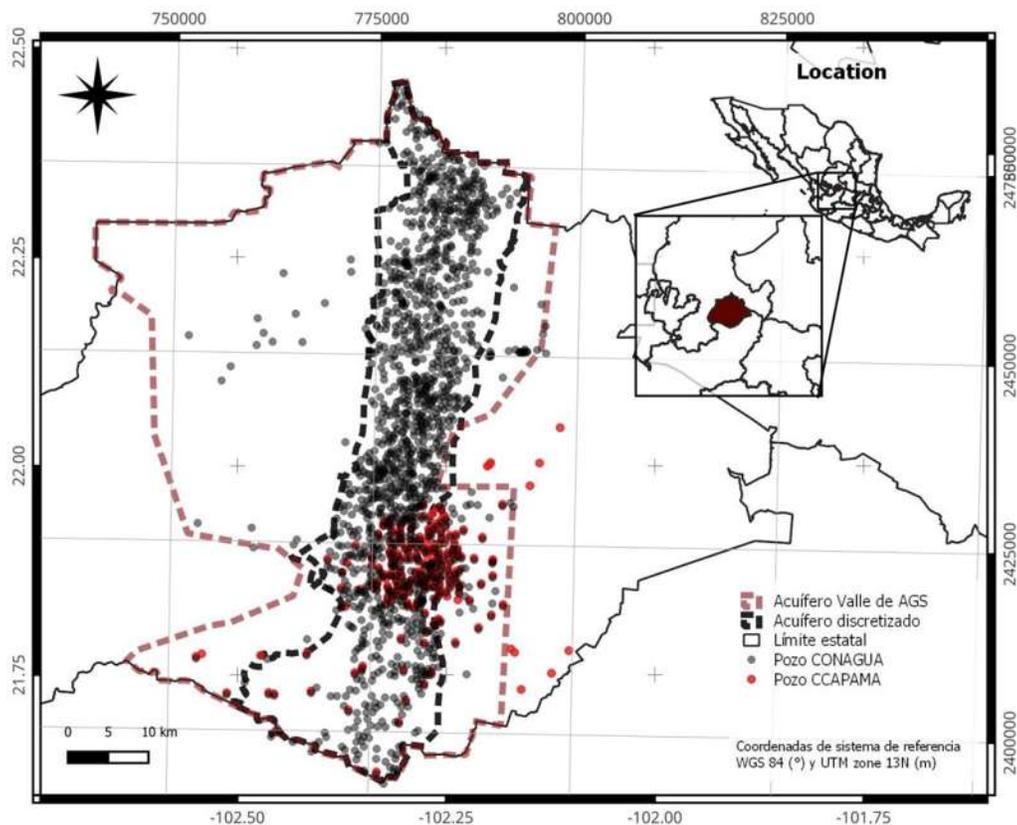


Figura 4.2. Discretización propuesta del acuífero con base en la ubicación de datos disponibles.

4.1.2 Fisiografía

4.1.2.1 Provincia fisiográfica

Una provincia fisiográfica es un conjunto estructural de origen geológico con morfología propia y distintiva (INEGI, 2023). El acuífero se divide en tres provincias fisiográficas (Figura 4.3). La parte oeste pertenece a la Sierra Madre

Capítulo IV. Resultados y discusión

Caracterización de la zona de estudio

Occidental, la parte este corresponde a la Mesa del Centro, y su límite sur se encuentra en el Eje Neovolcánico (CONAGUA, 2020).

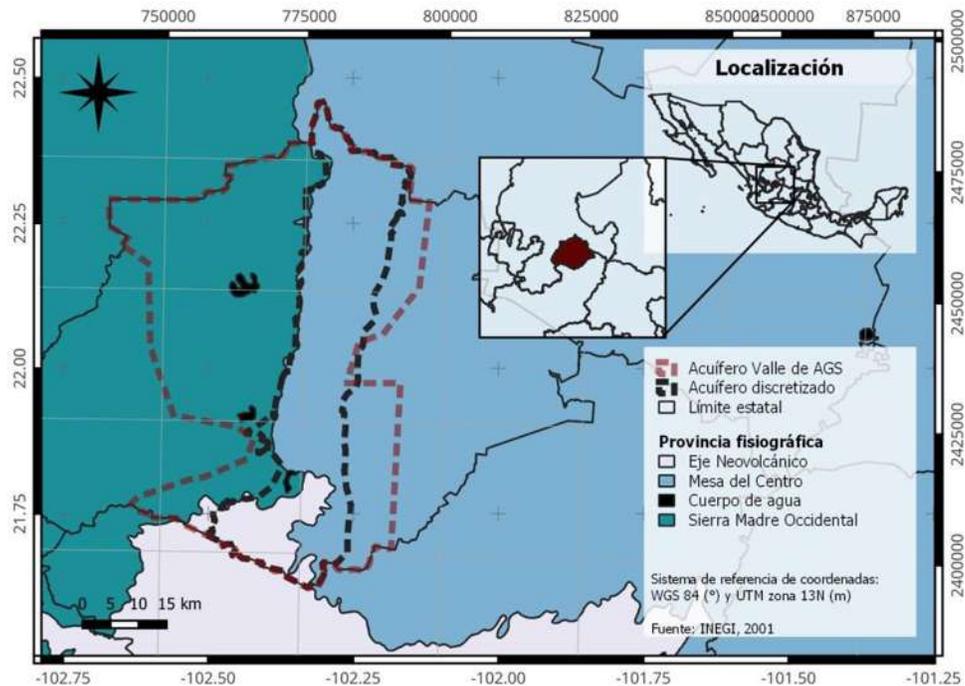


Figura 4.3. Provincias fisiográficas a las que pertenece el acuífero.

4.1.2.2 Clima

En la región predomina mayormente el clima semiárido (BS1kw Köppen; Figura 4.4). La temperatura promedio anual oscila entre los 18 y 22 °C y presenta lluvias durante los meses de mayo-octubre, con su mayor incidencia en los meses de julio y agosto. La precipitación media anual es de 510 mm con una evaporación potencial media anual de 2,010 mm (CONAGUA, 2020).

4.1.2.3 Hidrografía

El río principal en esta región es el Río Aguascalientes, también conocido como el Río San Pedro. Fluye de norte a sur, brotando a 40 km sur de la ciudad de Zacatecas y desembocando en el Río Verde. Durante su trayectoria, se le unen otros arroyos menores no perenes, los cuales llevan sólo agua resultante de escurrimientos por precipitación (CONAGUA, 2020).

En la región, existen varias presas pequeñas de almacenamiento. Las más importantes son la Abelardo Rodríguez (capacidad: 16 hm³), la Plutarco Elías Calles (340 hm³), la Jocoque (aprox. 11 hm³) y la El Niágara (aprox. 16 hm³) (INAGUA, 2022).

Capítulo IV. Resultados y discusión

Caracterización de la zona de estudio

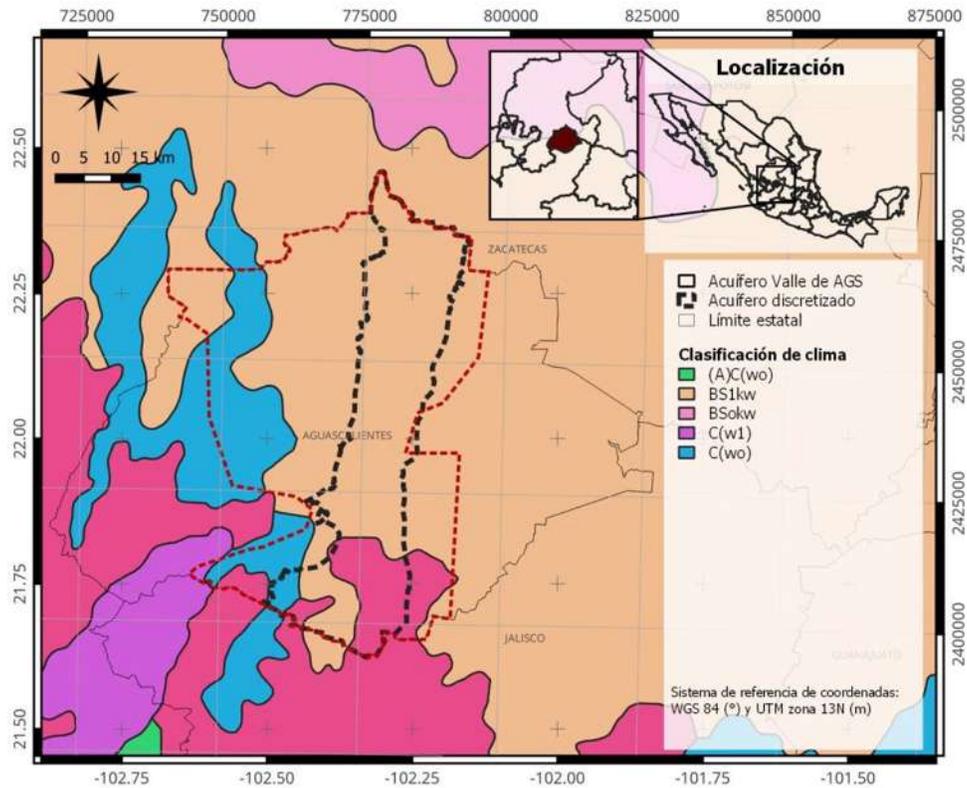


Figura 4.4. Climas en la región, según la clasificación de Köppen.

4.1.2.4 Geomorfología

El área encerrada por el acuífero pertenece a tres principales unidades geomorfológicas (CONAGUA, 2020):

- ❑ La primera (parte oeste) corresponde a la Sierra Fría, donde se encuentran elevaciones máximas de 3,000 msnm.
- ❑ En la segunda se ubican grandes valles de origen tectónico, con elevaciones que varían desde los 2,100 msnm en el norte hasta 1,800 msnm en el sur.
- ❑ La tercera limita la Sierra Fría, y está conformada por mesas extensas con elevaciones promedio de 2,500 msnm.

La Figura 4.5 muestra la distribución de elevaciones topográficas de la zona.

Capítulo IV. Resultados y discusión

Caracterización de la zona de estudio

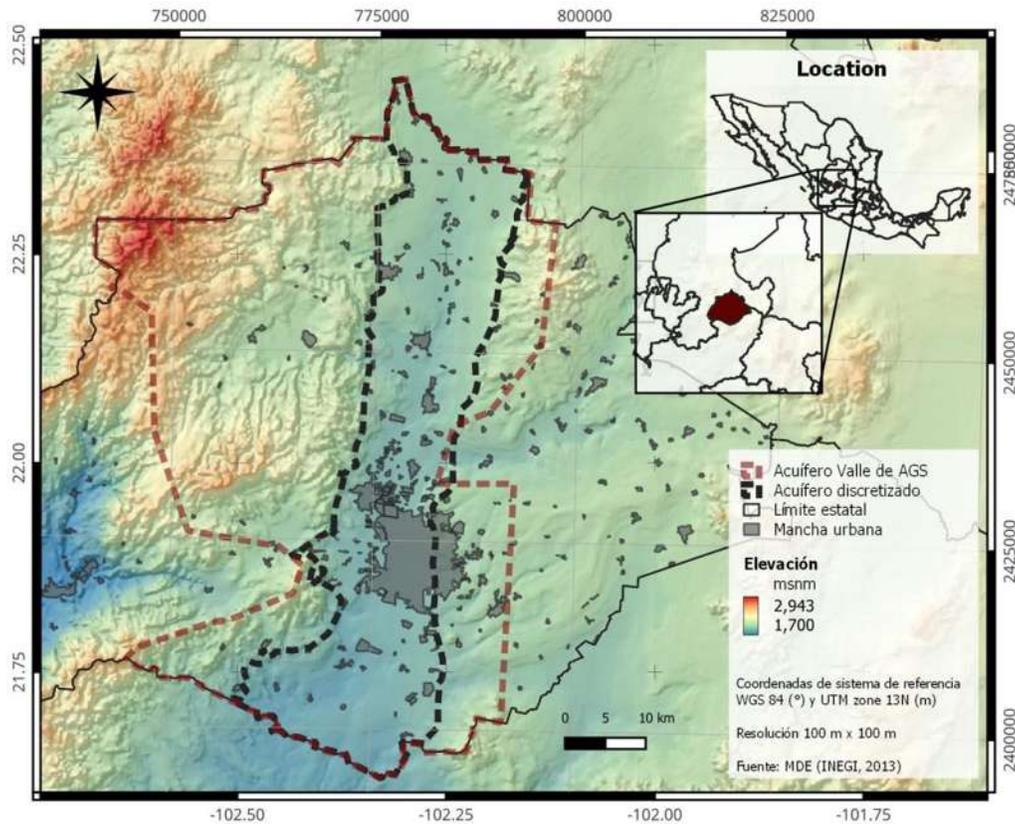


Figura 4.5. Distribución de elevaciones topográficas.

4.1.3 Geología

4.1.3.1 Generalidades

La geología regional en donde se ubica el acuífero está representada por los eventos que dieron origen a la Sierra Madre Occidental (CONAGUA, 2020). En general, el acuífero presenta diferentes características litográficas: unidades metamorfizadas de la edad Cretácica, unidades volcánicas en la Sierra Madre Occidental del Terciario, y unidades de la edad Cuaternario compuestas de basalto y material aluvial. La geología de la región, definida por el Servicio Geológico Mexicano (SGM, 2005), se muestra en la Figura 4.6.

4.1.3.2 Geología estructural

De forma general la zona está definida por los eventos tectónicos que resultaron en estructuras regionales importantes, como es el Graben de Aguascalientes, el cual está delimitado por fallas normales que corren de norte a sur, y relleno principalmente de material piroclástico que cubre rocas volcánicas y sedimentarias precuaternarias (CONAGUA, 2020).

Capítulo IV. Resultados y discusión

Caracterización de la zona de estudio

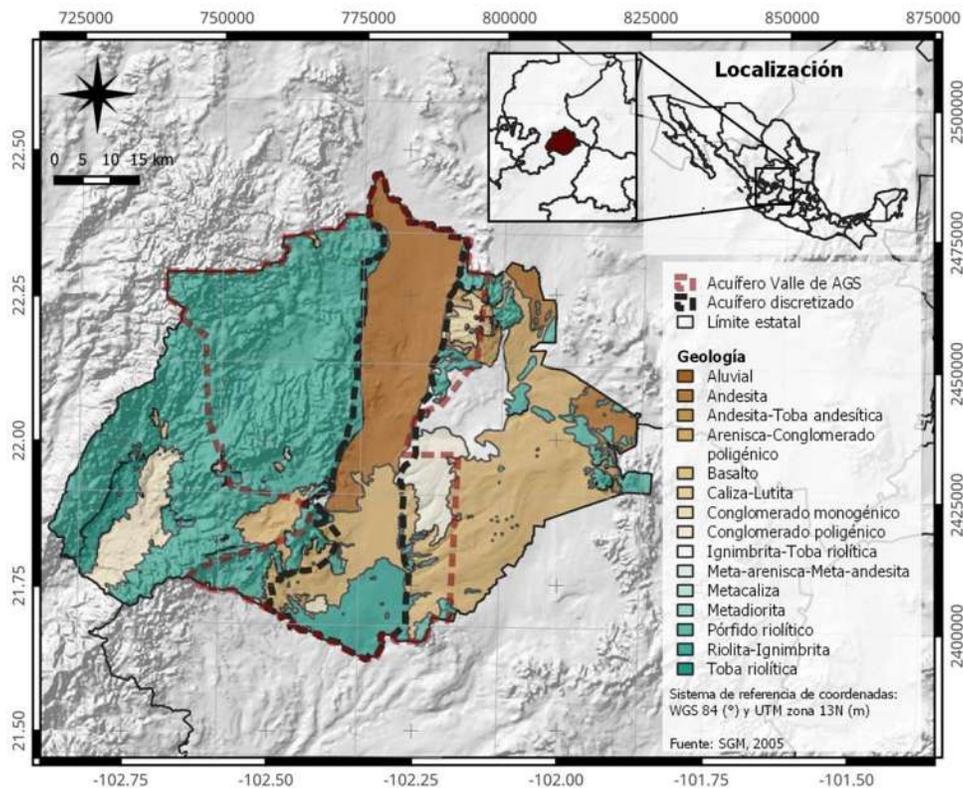


Figura 4.6. Geología general del Estado de Aguascalientes.

4.1.4 Hidrogeología

La CONAGUA (2020) define al Valle de Aguascalientes como un acuífero libre (la superficie del agua—superficie freática—está en contacto con el aire y se encuentra a presión atmosférica), heterogéneo (su conductividad hidráulica es diferente en distintas zonas) y anisotrópico (su conductividad hidráulica varía según la dirección de flujo: $K_x \neq K_y \neq K_z$).

El acuífero se puede dividir en dos porciones. La porción superior está constituida por sedimentos aluviales y fluviales conglomerados de granulometría variada, y su espesor puede llegar a los cientos de metros en el centro del valle tectónico. La porción inferior se aloja en una secuencia de roca volcánica riolítica (toba ácida, riolita e ignimbrita) y roca sedimentaria (calizas y areniscas) que presenta permeabilidad secundaria por fracturamiento. A mayores profundidades, estas capas de calizas y areniscas representan un acuífero potencial con condiciones semiconfinadas, ya que sobreyacen y están alternadas con lutitas y limolitas.

Capítulo IV. Resultados y discusión

Caracterización de la zona de estudio

El agua subterránea fluye por tres diferentes medios en el valle (CONAGUA, 2020):

- medio poroso con permeabilidad primaria, secundaria, intergranular y por fracturamiento
- medio fracturado con permeabilidad secundaria
- medio doblemente poroso con permeabilidad combinada, intergranular y por fracturamiento

4.1.4.1 Parámetros hidráulicos

Los parámetros hidráulicos determinados por la CONAGUA (CONAGUA, 2020) se resumen en la Tabla 4.1. Sin embargo, no se tiene reportado un valor estimado del coeficiente de almacenamiento.

Tabla 4.1. Parámetros hidráulicos para el Valle de Aguascalientes.

Parámetro	Rango de valores	Unidades
Transmisividad media ^a	0.1×10^{-3} a 15.5×10^{-3}	m^2/s
Conductividad hidráulica ^a	2.4×10^{-6} a 2.3×10^{-4} 0.2 a 20.0	m/s $m/día$
Rendimiento específico ^b	0.1 a 0.3 ^c 0.01 a 0.08 ^d	<i>adim</i>

^a Los valores de estos dos parámetros indican un material de granulometría fina, generalmente con permeabilidad media a baja.

^b Para fines de balance, la CONAGUA toma un valor promedio de 0.16 (CONAGUA, 2020).

^c Para medio granular.

^d Para medio fracturado en las rocas riolíticas.

4.1.5 Uso y disponibilidad del recurso hídrico

Según la CONAGUA (2020), para el año 2014, se tenían registrados 1,830 aprovechamientos del agua subterránea; de éstos, 1,769 eran pozos y 61 eran norias. 1,468 se consideraron activos y 362 eran inactivos. En la Figura 4.7, se muestra la distribución del uso de los pozos y norias activos, además de la distribución de volumen extraído.

La CONAGUA (2020) llevó a cabo una evaluación de la disponibilidad de recursos hídricos en el acuífero, considerando información disponible del periodo 2000 – 2014. Los resultados se resumen en la Tabla 4.2.

Capítulo IV. Resultados y discusión

Caracterización de la zona de estudio

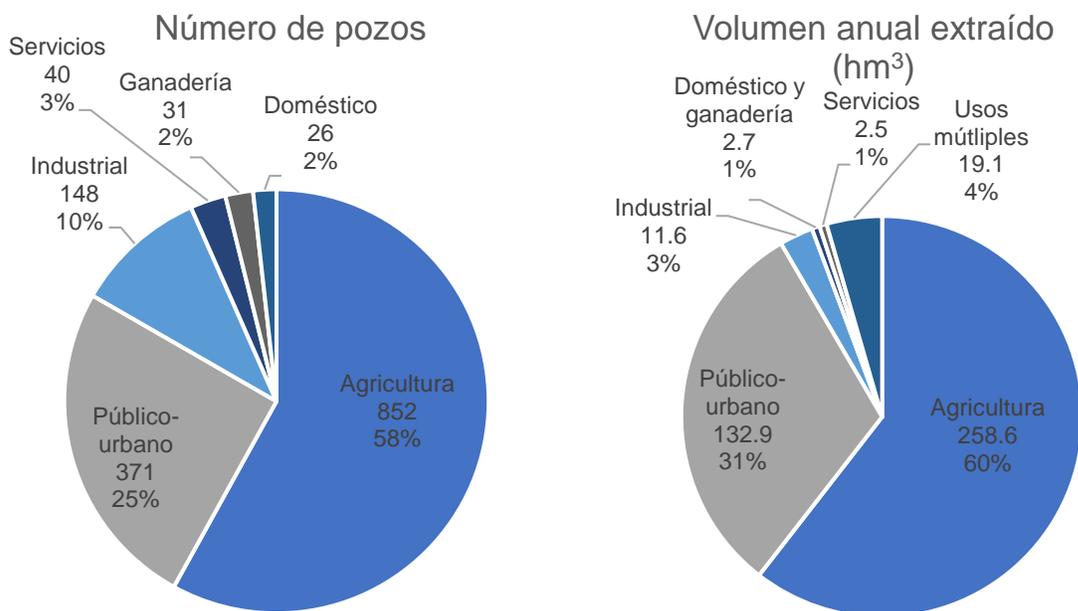


Figura 4.7. Porcentajes de uso de pozos y norias activas, y el volumen extraído para cada uso. Fuente: CONAGUA (2020).

Tabla 4.2. Resumen de volúmenes importantes para el acuífero Valle de Aguascalientes. Fuente: CONAGUA (2020)

Concepto	Unidad	Definición	Valor
Entrada de flujo subterráneo horizontal	hm ³ /año	Fracción de agua de lluvia que se infiltra en los puntos más elevados de la topografía del acuífero y lo recarga por medio de flujo subterráneo.	83.1
Recarga vertical	hm ³ /año	La recarga total del acuífero proveniente de precipitación e infiltración.	166.5
Recarga total	hm ³ /año	Todas las entradas de agua al acuífero (vertical y horizontal).	249.6
Cambio en almacenamiento	hm ³ /año	La diferencia en niveles estáticos durante un periodo específico.	-180.2
Descarga natural	hm ³ /año	El volumen de agua que se descarga del acuífero hacia la superficie en forma de manantiales y ríos.	2.4
Extracción por pozos (2014)	hm ³ /año	El volumen de agua extraído del acuífero para consumo humano y/o uso en actividades económicas.	427.4
Volumen de agua extraída (2020)	hm ³ /año	Volumen anual concesionada o en proceso de registrarse a la fecha de corte (febrero 2020).	347.62605
Disponibilidad promedio anual	hm ³ /año	El volumen promedio anual de agua subterránea disponible para aprovechamiento sin dañar al ecosistema.	-100.42605

El valor de disponibilidad del recurso hídrico indica que no hay un volumen adicional disponible para concesiones nuevas; de hecho, existe un déficit de $-100.42 \text{ hm}^3/\text{año}$ extraído a costa del volumen almacenado no renovable.

Capítulo IV. Resultados y discusión

Caracterización de la zona de estudio

4.1.6 Caracterización espacial y temporal de concentraciones de fluoruro y arsénico

4.1.6.1 Área de estudio

La disponibilidad de los datos de calidad de agua, y específicamente las concentraciones de fluoruro y arsénico, no abarca la extensión del acuífero. Se concentran principalmente en la zona sur, dentro del municipio de Aguascalientes (Figura 4.8).

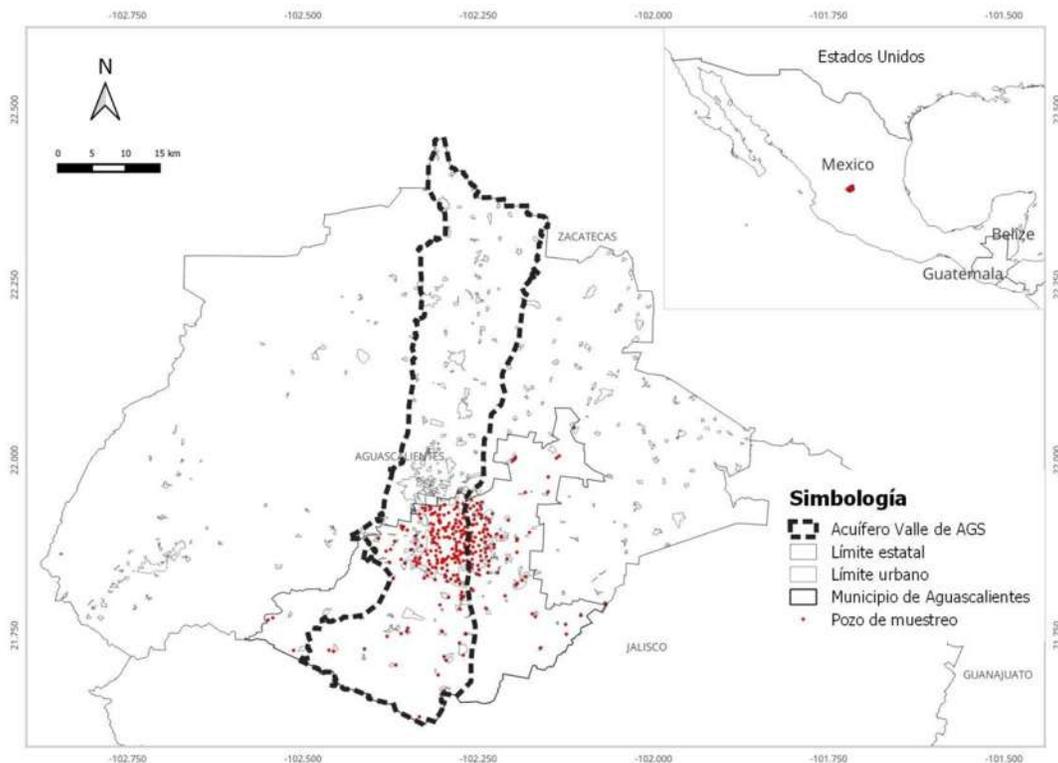


Figura 4.8. Ubicación de pozos de muestreo con datos de calidad de agua.
Fuente: Elaboración propia a partir de datos sin publicar de la CCAPAMA.

La ubicación de estos pozos implica un cambio en el dominio modelado, tanto en flujo subterráneo como el modelo de transporte de solutos como tal (véase 4.4.1 *Configuración del modelo de transporte*).

Capítulo IV. Resultados y discusión

Caracterización de la zona de estudio

4.1.6.2 Distribución espacial

En la Figura 4.9, se muestra la distribución de las concentraciones promedio por pozo de fluoruro y arsénico. Las concentraciones muestran una distribución similar a lo largo del periodo estudiado, por lo que las concentraciones promedio son representativas.

Se observa que las concentraciones más altas de fluoruro se encuentran al sureste de la ciudad de Aguascalientes, y dado que el flujo de agua predominante en el acuífero es de norte a sur, las concentraciones en la ciudad son menores. Sin embargo, aunque el agua extraído de los pozos en el norte y centro de la ciudad presentan una menor concentración de fluoruro, las redes hidráulicas de la ciudad están interconectadas (Trejo-Vázquez & Bonilla-Petriciolet, 2001), por lo que es posible que agua con altas concentraciones de fluoruro llegue a diferentes partes de la ciudad.

Por su parte, las concentraciones altas de arsénico se encontraron en la zona norte de la ciudad de Aguascalientes y fluye a través del subsuelo de la ciudad por el flujo predominante norte-sur. Se observa que también hay una fuente importante de arsénico en el extremo suroeste de la región estudiada; no obstante, hay pocos pozos en esta área por lo que es posible que no sea de gran impacto.

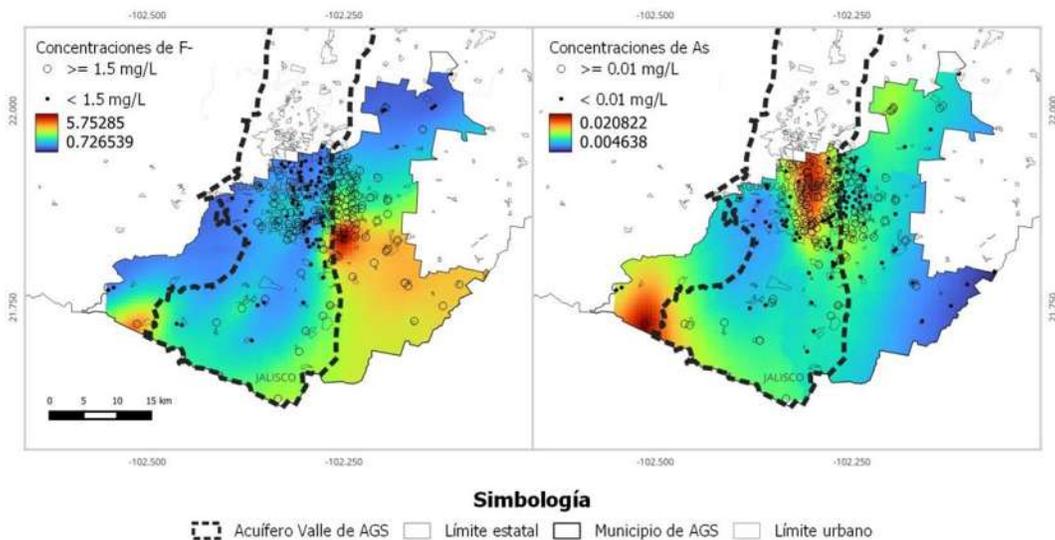


Figura 4.9. Concentraciones medias en agua subterránea de fluoruro (izquierdo) y arsénico (derecho) (2003-2022).

Se indica cuáles pozos tienen concentraciones mayores a los LMP nacionales e internacionales.

Fuente: Elaboración propia a partir de datos sin publicar de la CCAPAMA.

En total, el 68% de los pozos muestreados presentaron una concentración media de fluoruro mayor a los LMP nacionales e internacionales (1.5 mg/l); en el caso del arsénico, el 63% de los pozos presentaron concentraciones mayores a 0.01mg/l, LMP establecido en norma nacional e internacional.

Capítulo IV. Resultados y discusión

Caracterización de la zona de estudio

4.1.6.3 Comportamiento temporal

En la Figura 4.10, se muestra el comportamiento de las concentraciones promedio de fluoruro y el arsénico a lo largo del periodo estudiado, obtenidas del análisis estadístico de 320 pozos.

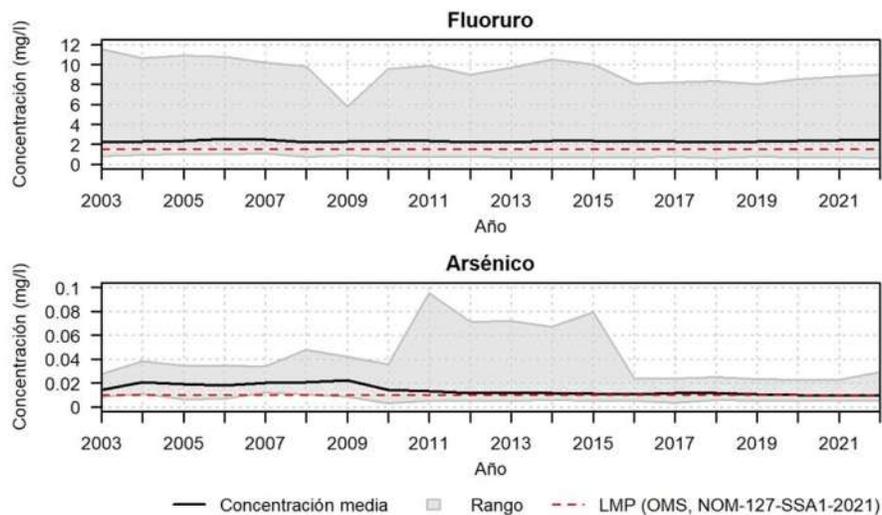


Figura 4.10. Variación en concentraciones de fluoruro y arsénico.
Fuente: Elaboración propia a partir de datos sin publicar de la CCAPAMA.

Se aprecia que, para los dos elementos de interés, las concentraciones medias anuales están por encima de los LMP normados. Las concentraciones de fluoruro presentan una ligera alza conforme pasa el tiempo, mientras que las concentraciones de arsénico van disminuyendo. Sin embargo, existe un rango importante de concentraciones que se encuentra por encima de los LMP, tanto en el fluoruro como en el arsénico.

4.2 Modelo superficial

4.2.1 Área modelada

El objetivo de realizar el modelado superficial es obtener la infiltración generada por la precipitación en el área de estudio. Las cuencas por modelar se eligieron con base en su ubicación respecto al acuífero simplificado, ya que la infiltración obtenida ocurrirá en el área encerrada por los parteaguas de éstas. Las cuencas se obtuvieron de la CONAGUA (2001) y se muestran en la Figura 4.11.

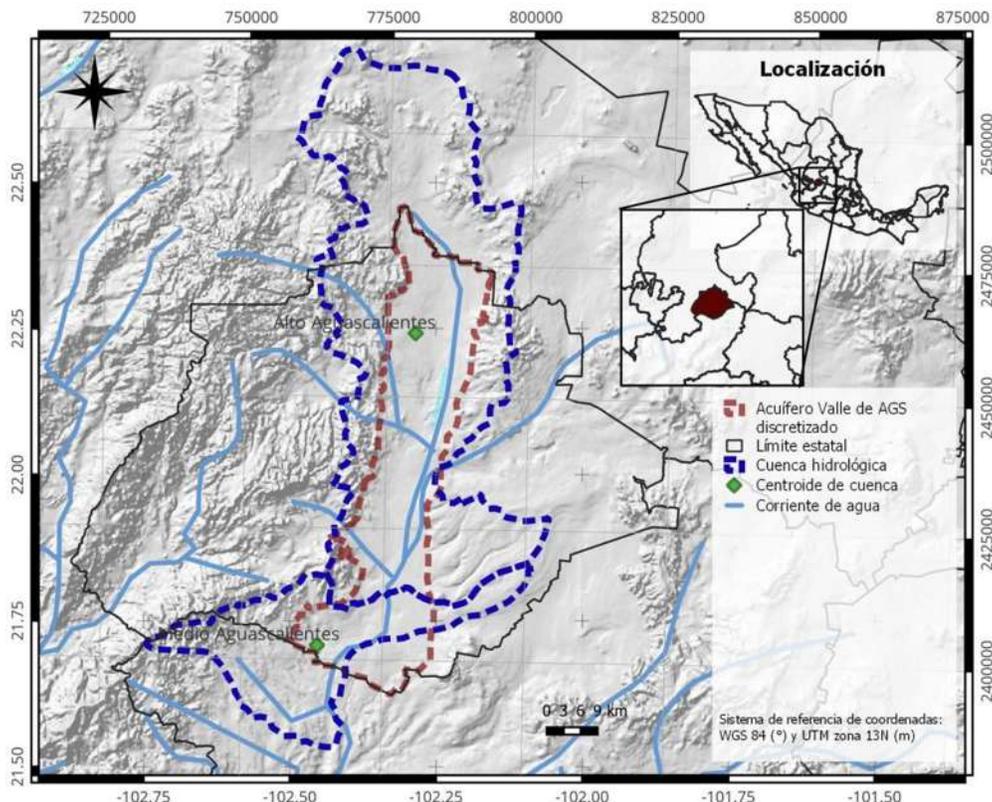


Figura 4.11. Ubicación de las cuencas hidrológicas que se modelaron con MPE-HBV.

4.2.2 Recopilación y gestión de datos de insumo

4.2.2.1 Datos hidrométricos

Se seleccionaron 16 estaciones hidrométricas espacialmente cerca de la zona de estudio; posteriormente, se les aplicaron las pruebas de validación de datos hidrométricos. La Figura 4.12 muestra la ubicación de las estaciones (Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad [CONABIO], 2002) con las 16 estaciones a las que se les aplicaron las pruebas señaladas en amarillo.

Capítulo IV. Resultados y discusión

Modelo superficial

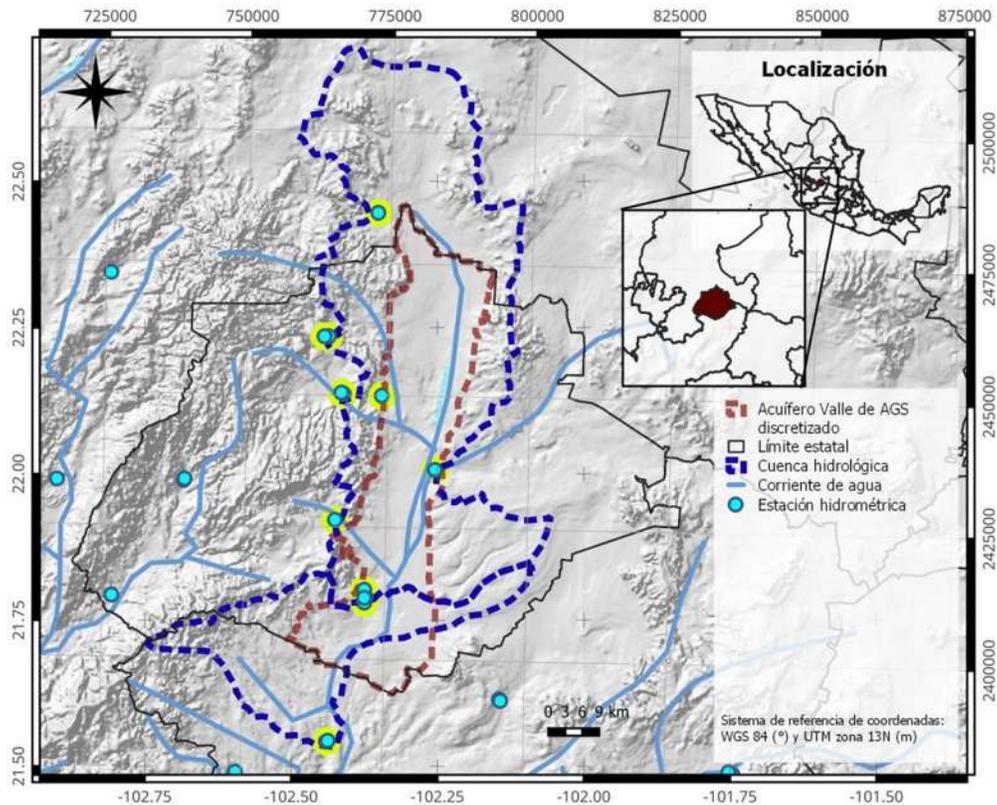


Figura 4.12. Localización de estaciones hidrométricas en el área.

De las 16 estaciones, sólo cuatro tenían datos suficientes (mayor a 5 años) para realizar las pruebas. Las características de las series obtenidas de estas estaciones se muestran en la tabla; los resultados de las pruebas realizadas se muestran en la Tabla 4.3; y sus gráficas de escurrimiento anuales y de persistencia se muestran en la Figura 4.13 y la Figura 4.14.

Tabla 4.3. Características de las estaciones hidrométricas.

Clave	X	Y	Año inicial	Año final	Área drenada (km ²)	Precipitación media anual (mm)
12358	-102.44	21.542	1939	1979	1343.96	700
12378	-102.414	22.138	1942	1984	597.03	500
12545	-102.375	21.779	1961	1978	550.93	500
12239	-102.351	22.446	1934	1951	422.70	500

Tabla 4.4. Resultados de las pruebas de validación.
En *italicas*, se señalan los resultados deficientes.

Clave	<i>Mr</i> (lps/km ²)	<i>Ce</i> (adim)	Secuencia	Helmert	Persistencia
12358	1.433	0.065	Homogénea	<i>No homogénea</i>	<i>No persistente</i>
12378	1.835	0.116	<i>No homogénea</i>	<i>No homogénea</i>	Persistente
12545	1.847	0.117	Homogénea	Homogénea	<i>No persistente</i>
12239	0.654	0.041	Homogénea	Homogénea	<i>No persistente</i>

Capítulo IV. Resultados y discusión

Modelo superficial

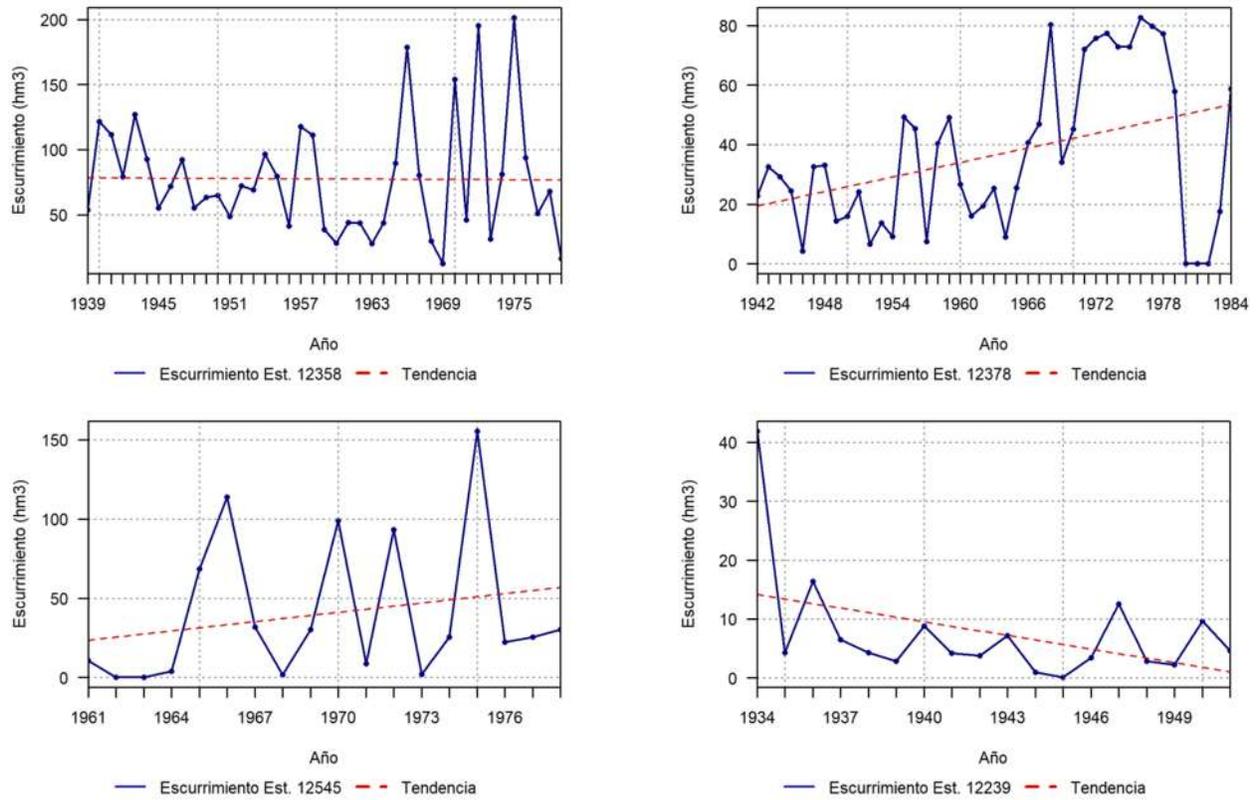


Figura 4.13. Gráficas de escurrimientos anuales en cada estación hidrométrica.

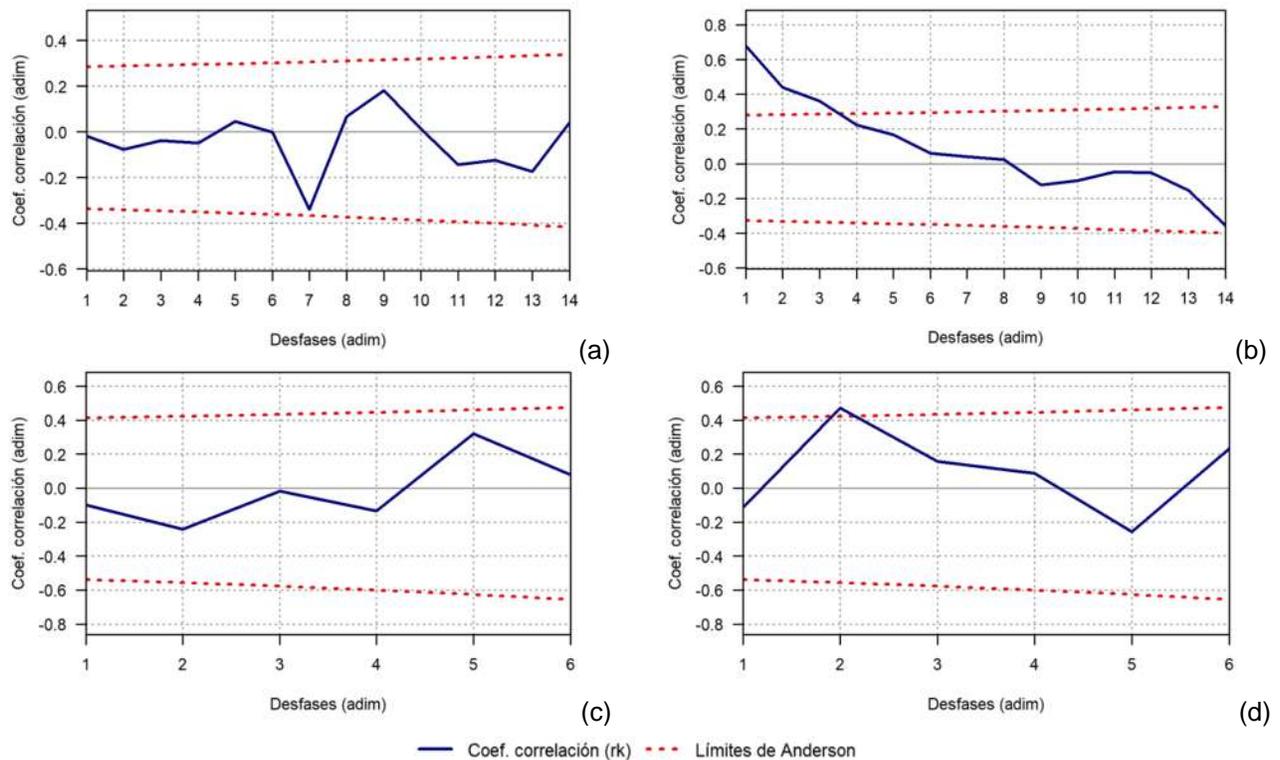


Figura 4.14. Correlogramas y sus límites de Anderson para cada estación hidrométrica. Las gráficas corresponden a las estaciones (a) 12358, (b) 12378, (c) 12545 y (d) 12239.

Capítulo IV. Resultados y discusión

Modelo superficial

En la Figura 4.15, se muestra la ubicación de las estaciones validadas, señaladas en amarillo.

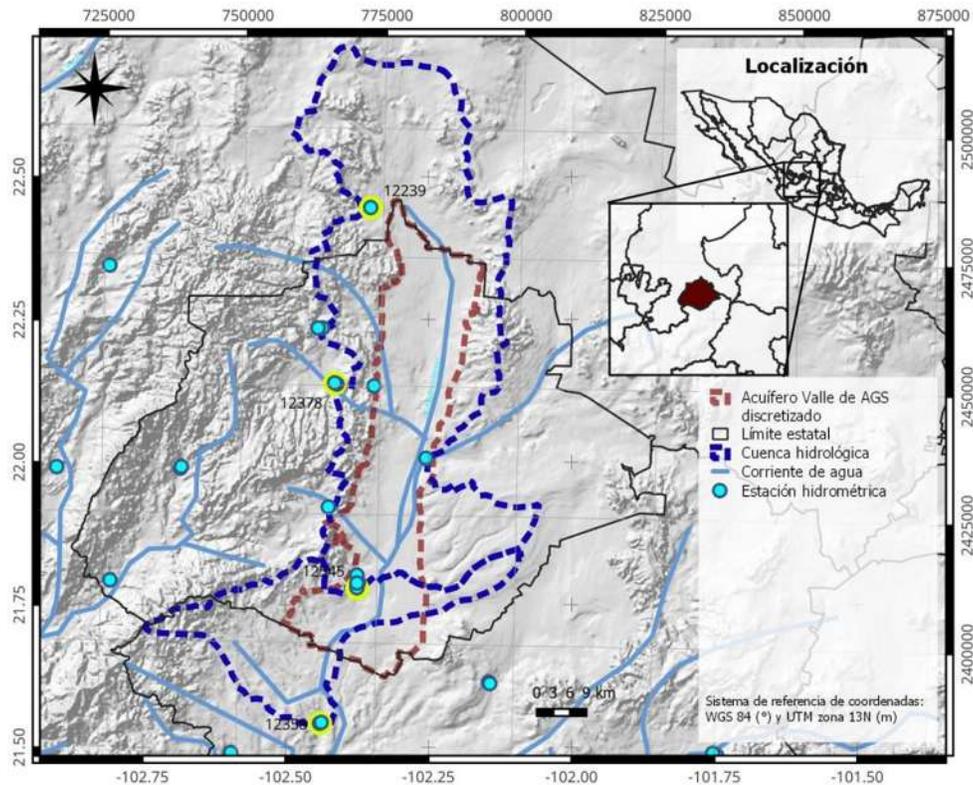


Figura 4.15. Ubicación de las estaciones hidrométricas validadas.

Tanto los resultados de las pruebas de homogeneidad y persistencia como los valores de Mr no se consideran óptimos según la metodología propuesta por Sánchez-Quispe et al. (2021); sin embargo, al ser las únicas estaciones en la zona, se toman como válidas (Hernández Bedolla et al., 2019).

4.2.2.2 Cuenca de cabecera

Como se puede apreciar al observar la Figura 4.15, la estación 12239 es una estación de cabecera; i.e., no hay flujo de más de una cuenca que drena a través de ella, por lo que se creó una cuenca donde el punto de desagüe fue la localización de la estación hidrométrica para empezar a modelar y calibrar.

La cuenca de cabecera para la calibración se generó con la herramienta GRASS en QGIS (GRASS Development Team, 2017) y se muestra en la Figura 4.16.

Capítulo IV. Resultados y discusión

Modelo superficial

4.2.2.3 Datos climatológicos

Una vez delimitadas las cuencas por modelar, se realizó la selección y validación de las estaciones climatológicas que influyen en la superficie de cada cuenca.

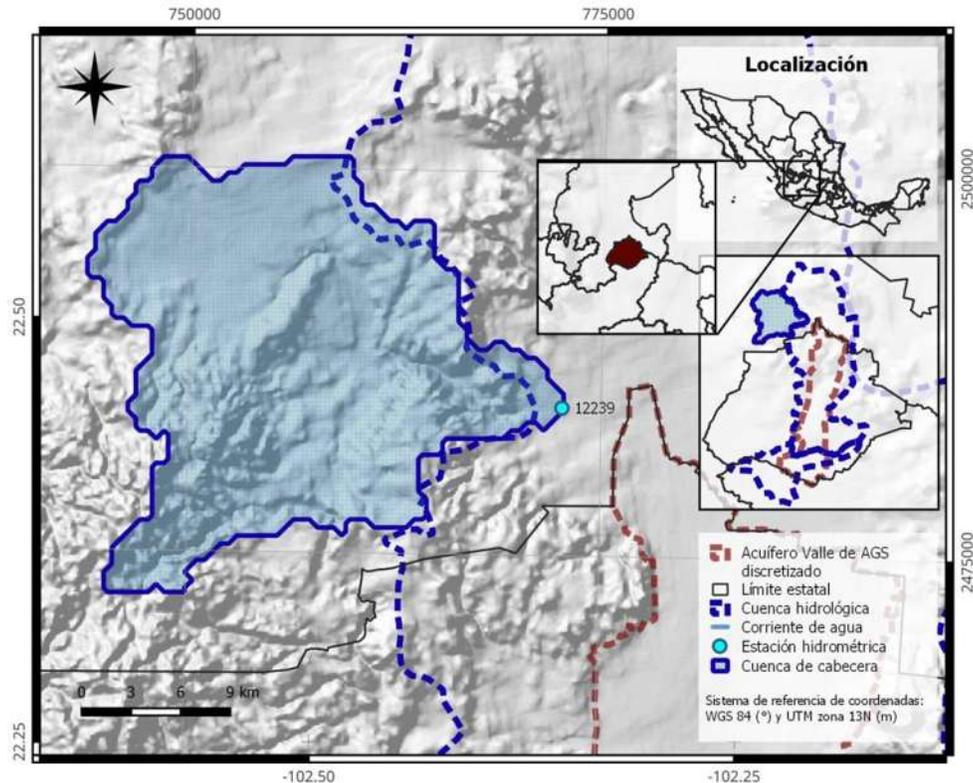


Figura 4.16. Cuenca de cabecera de la estación 12239.

4.2.2.3.1 Cuenca de cabecera 12239

Para el caso de la cuenca de cabecera 12239, las estaciones que espacialmente influyen en su superficie se muestran señaladas en amarillo en la Figura 4.17. Las estaciones se eligieron con base en por los polígonos de Thiessen y por su cercanía geográfica a la cuenca, para tener un mayor número de estaciones a las cuales aplicar las pruebas de homogeneidad e independencia.

En la Tabla 4.5, se describen las estaciones climatológicas seleccionadas. Se debe cuidar que las series de precipitación concuerden en periodo con la serie hidrométrica por modelar, para poder calibrar el modelo, por lo que con base en los años de datos con los que contaba la estación hidrométrica 12239 (1934 – 1951), se eligió la estación climatológica más adecuada, la cual tiene ID 32051. Se le aplicaron las pruebas estadísticas de Helmert, de Secuencias y los Límites de Anderson a la estación 32051, ya que, por su periodo temporal, porcentaje de vacíos y distancia euclidiana al centro de gravedad (CG) de la cuenca se considera viable para su utilización. En la Tabla 4.6 se muestran los resultados de las pruebas de homogeneidad e independencia.

Capítulo IV. Resultados y discusión
Modelo superficial

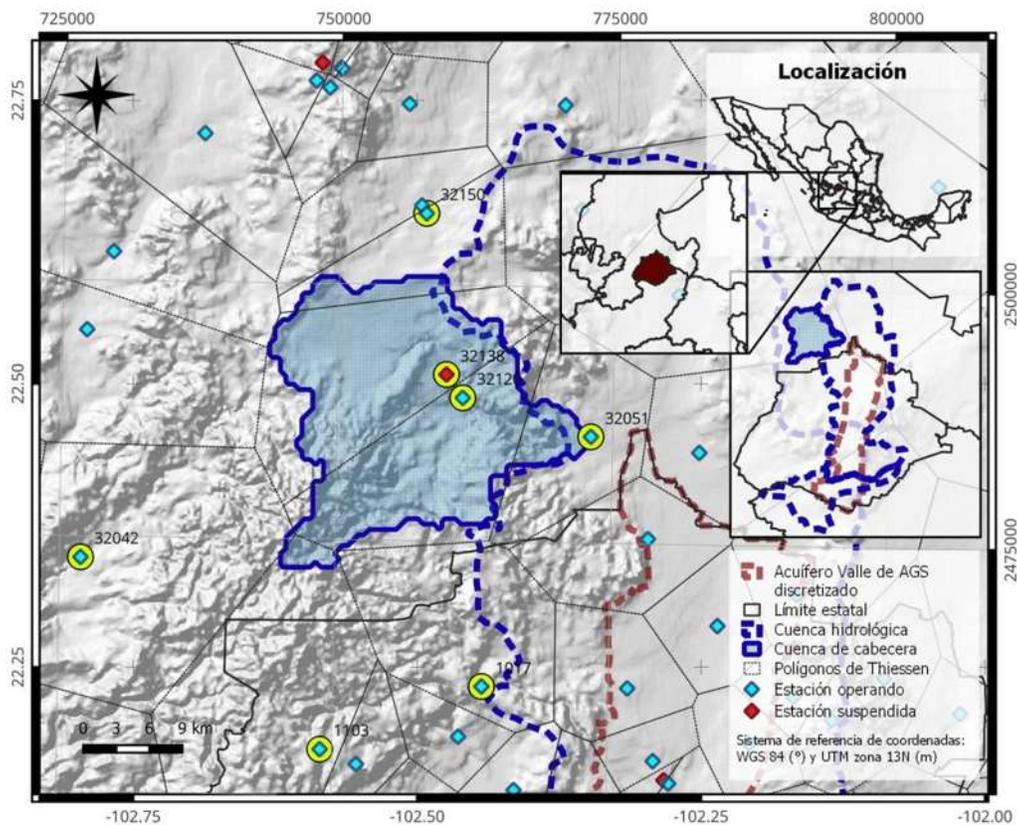


Figura 4.17. Selección espacial de las estaciones climatológicas, cuenca 12239.

Tabla 4.5. Estaciones climatológicas ponderadas para la cuenca 12239.

Clave	Nombre	Estado*	Entidad
1017	Presa Potrerillos	OP	AGS
1103	Alamitos Campamento	OP	AGS
32042	Palomas	OP	ZAC
32051	San Pedro Piedra Gorda -Ciudad Cuauhtémoc	OP	ZAC
32120	Genaro Codina	OP	ZAC
32138	Canoas	SUSP	ZAC
32150	San Gerónimo	OP	ZAC

*OP significa que está en estado operacional, mientras que SUSP, en estado suspendida.

Tabla 4.5. (cont.)

Clave	Coordenadas (UTM zona 13N)		Elevación (msnm)	Distancia a CG (km)
	X (m)	Y (m)		
1017	763,462.11	2,460,841.71	2,172	27.74
1103	748,915.98	2,454,509.48	2,603	33.92
32042	726,878.17	2,472,894.74	2,025	32.85
32051	773,036.23	2,485,384.52	2,053	17.08
32120	761,335.43	2,489,059.95	2,176	5.77
32138	759,856.94	2,491,250.96	2,256	5.67
32150	757,739.85	2,506,949.01	2,273	19.61

Capítulo IV. Resultados y discusión

Modelo superficial

Tabla 4.5 (cont.)

Clave	Año inicial	Año final	Servicio	% Vacíos
1017	1942	2016	74	1.918
1103	1998	2016	18	10.602
32042	1966	2014	48	9.85
32051	1942	2014	72	13.679
32120	1979	2014	35	17.163
32138	1982	2003	21	20.771
32150	2005	2014	9	12.897

Tabla 4.6. Resultados de las pruebas de homogeneidad e independencia (cuenca 12239).

Clave	Secuencias	Helmert	Anderson
32051	Homogénea	Homogénea	Independiente

Los datos faltantes en la serie de precipitación obtenida de la estación 32051 se llenaron con el método IDW utilizando como apoyo a las estaciones validadas próximas a ella; para las series de temperatura, se realizó un promedio aritmético también apoyándose con las mismas estaciones cercanas.

La serie de evaporación se calculó con el método de Hargreaves-Samani con base en las series de temperatura mínima y máxima obtenidas de la misma estación.

4.2.2.3.2 Modelo general

Se realizó la primera selección de estaciones climatológicas de la misma forma que para la cuenca de cabecera: por medio de polígonos de Thiessen y por proximidad. En la Figura 4.18, se señalan en amarillo las estaciones consideradas para su validación, y en la Tabla A.1 (*Anexo A. Características de los datos climatológicos para el modelo superficial*) se describen sus características. Se remarcan las estaciones elegidas para la realización de las pruebas de validación.

En la Tabla 4.7, se muestran los resultados de las pruebas de validación de las estaciones. En el caso de ser inconclusas, se aplicaron pruebas de homogeneidad específicas.

Tabla 4.7. Resultados de las pruebas de homogeneidad e independencia para el modelo general. En itálicas, se señalan los resultados deficientes.

Clave	Secuencias	Helmert	Anderson	T-Student	Cramer
1014	Homogénea	Homogénea	Independiente		
1017	Homogénea	<i>No homogénea</i>	Independiente	Homogénea	Homogénea
1019	Homogénea	<i>No homogénea</i>	Independiente	Homogénea	Homogénea
1022	Homogénea	Homogénea	Independiente		
1030	Homogénea	<i>No homogénea</i>	Independiente	Homogénea	Homogénea
14006	Homogénea	Homogénea	Independiente		
14122	Homogénea	Homogénea	Independiente		

Capítulo IV. Resultados y discusión

Modelo superficial

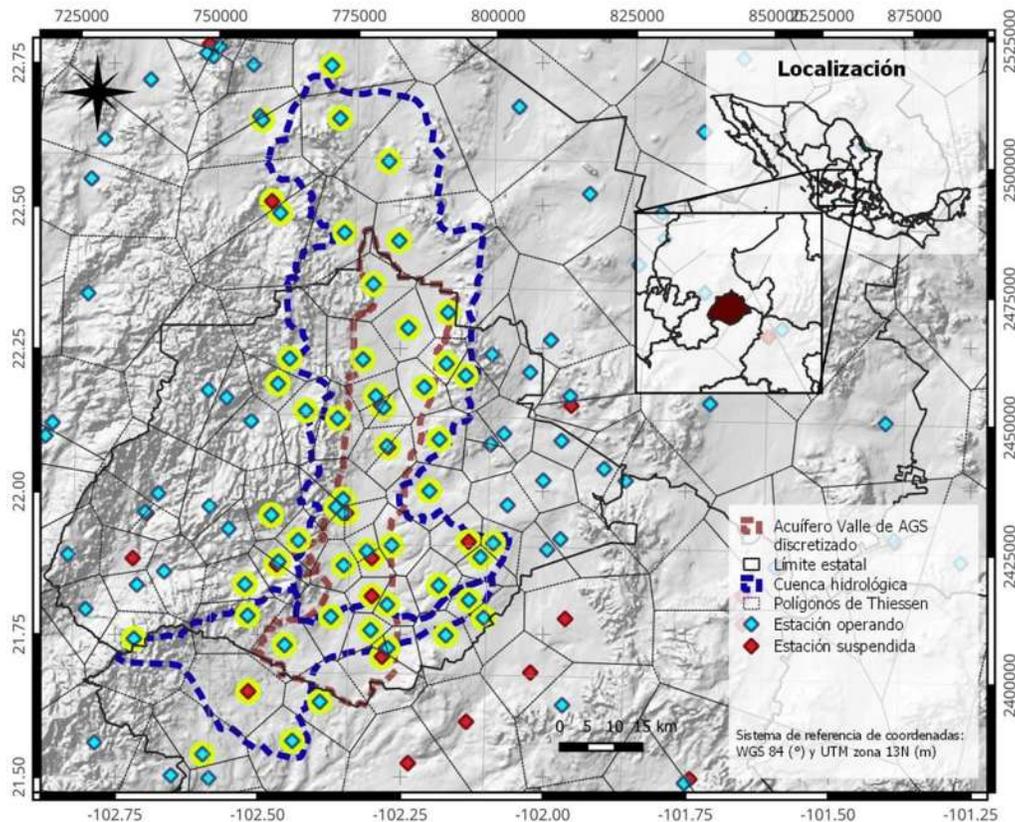


Figura 4.18. Selección espacial de las estaciones climatológicas para el modelo general.

Se procedió a hacer el llenado de datos en las estaciones ya validadas, tanto para las series de precipitación como las series de temperatura máxima y mínima de cada estación. Las precipitaciones se transfirieron al centroide de cada cuenca, según las estaciones que pertenecen a ellas, por medio del método IDW. Las evapotranspiraciones se calcularon por el método de Hargreaves-Samani, y se promediaron para obtener una sola serie por cuenca.

4.2.3 Modelo HBV

4.2.3.1 Cuenca de cabecera 12239

Una vez teniendo la serie de precipitación mensual de la estación climatológica validada 32051, la serie de ETP de la misma estación, y los caudales mensuales de la estación hidrométrica 12239, se introducen al modelo HBV.

Se utilizó el programa de EvalHid (Paredes et al., 2011) que contiene el modelo HBV integrado para la simulación.

Se tomaron los valores por defecto para los parámetros y las condiciones iniciales para la primera corrida del modelo, como se muestra en la Tabla 4.8.

Capítulo IV. Resultados y discusión

Modelo superficial

Tabla 4.8. Valores de los parámetros y condiciones iniciales para la primera corrida del modelo HBV.

Parámetro	Descripción	Unidad	Valor por defecto
β	Coeficiente de forma para la infiltración	Adim	3
FC	Capacidad de campo	mm	180
PWP	Punto de marchitez de la vegetación	mm	105
$L_{m\acute{a}x}$	Umbral de descarga rápida	mm	6
K_0	Coeficiente de descarga rápida	Adim	0.13
K_1	Coeficiente de recesión tanque superior	Adim	0.13
K_2	Coeficiente de recesión tanque inferior	Adim	0.2
K_{perc}	Coeficiente de percolación	Adim	0.22
Condiciones iniciales			
$H_0 (SM_0)$	Humedad inicial del suelo	mm	50
$S1_0$	Almacenamiento en tanque subsuperficial	mm	2
$S2_0$	Almacenamiento en tanque profundo	mm	200

En las Figura 4.19, Figura 4.20 y Figura 4.21, se muestran los datos observados contra los simulados después de la primera corrida.

Sus índices de bondad de ajuste se muestran en la Tabla 4.9.

Tabla 4.9. Valores para los índices de bondad de ajuste para la primera corrida del modelo HBV (cuenca 12239).

Índice	Valor
NSE	-17.2151
$\ln N$	-1.2731
R	0.0443
Simetría	0.2220

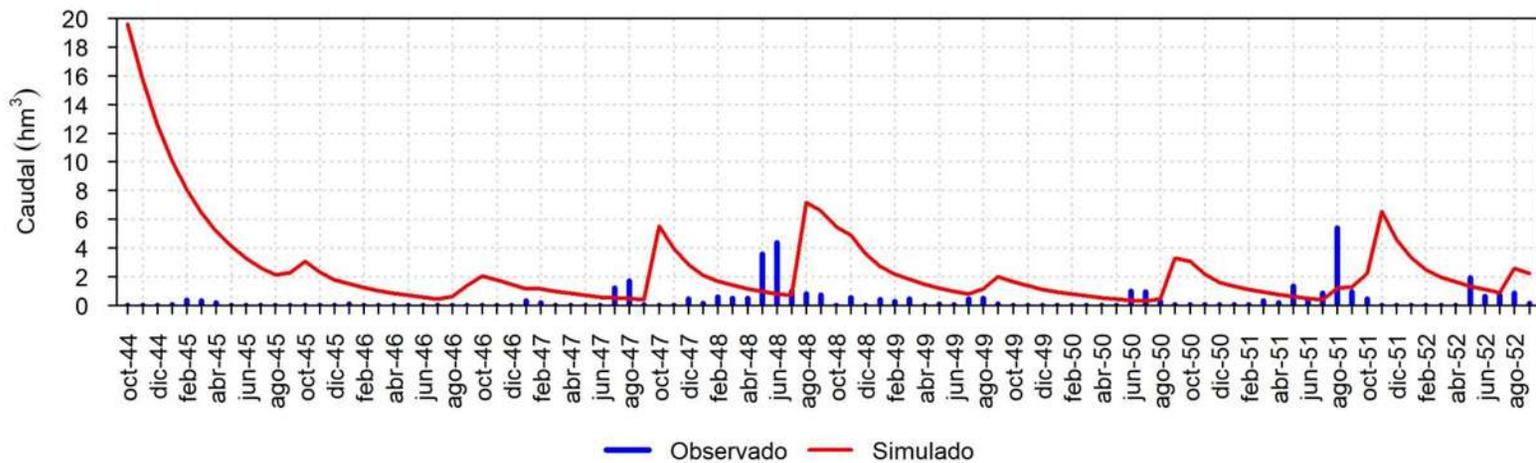


Figura 4.19. Gráfica de datos simulados contra datos observados para la primera corrida del modelo HBV (cuena 12239).

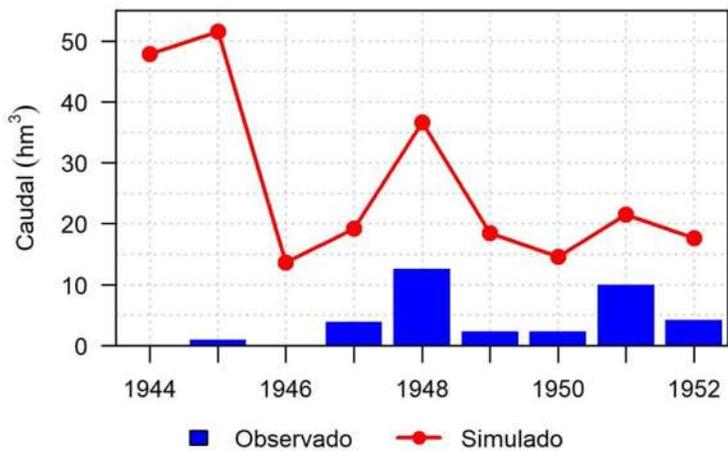


Figura 4.20. Observados contra simulados, acumulación anual; primera corrida del modelo HBV (cuena 12239).

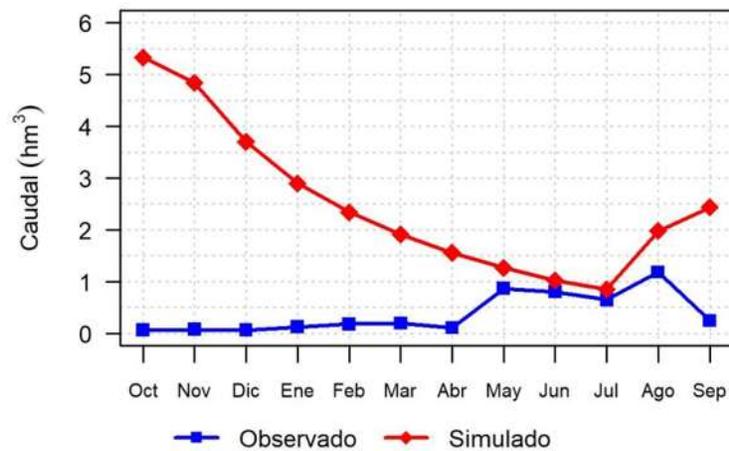


Figura 4.21. Observados contra simulados, medias mensuales; primera corrida del modelo HBV (cuena 12239).

Capítulo IV. Resultados y discusión

Modelo superficial

4.2.3.1.1 Calibración del modelo HBV para la cuenca 12239

Para la calibración del modelo HBV de la cuenca generada a partir de la estación hidrométrica 12239, se tomaron en cuenta las siguientes consideraciones:

- ❑ Por la escasez y el comportamiento de los datos disponibles para la estación hidrométrica 12239, se optó por tomar un periodo de calentamiento del modelo (enero/1945 a septiembre/1947), ya que los valores extremadamente altos arrojados por el modelo en este periodo con respecto a los observados se pueden atribuir a las condiciones iniciales propuestos.
- ❑ Se calibró dentro de un periodo corto donde los datos observados presentaban mayor homogeneidad y comportamiento estable, desde octubre/1947 a septiembre/1950.
- ❑ Los ceros y los vacíos de la serie no se tomaron en cuenta al momento de calcular los índices de bondad de ajuste entre los datos simulados y los datos observados.

Sin embargo, dada la escasez de datos, no se validó el modelo.

De esta manera, se obtuvieron los siguientes valores para los parámetros del modelo HBV (Tabla 4.10) y sus índices de bondad de ajuste (Tabla 4.11). La representación gráfica de valores observados contra valores simulados se muestra en las Figura 4.22, Figura 4.23 y Figura 4.24.

Tabla 4.10. Valores de parámetros para modelo HBV calibrados (cuenca 12239).

Parámetro	Descripción	Unidad	Valor calibrado
β	Coeficiente de forma para la infiltración	adim	3.5664
FC	Capacidad de campo	mm	218.8622
PWP	Punto de marchitez de la vegetación	mm	69.2494
$L_{m\acute{a}x}$	Umbral de descarga rápida	mm	106.1224
K_0	Coeficiente de descarga rápida	adim	0.4265
K_1	Coeficiente de recesión tanque superior	adim	0.4264
K_2	Coeficiente de recesión tanque inferior	adim	0.0024
K_{perc}	Coeficiente de percolación	adim	0.0203

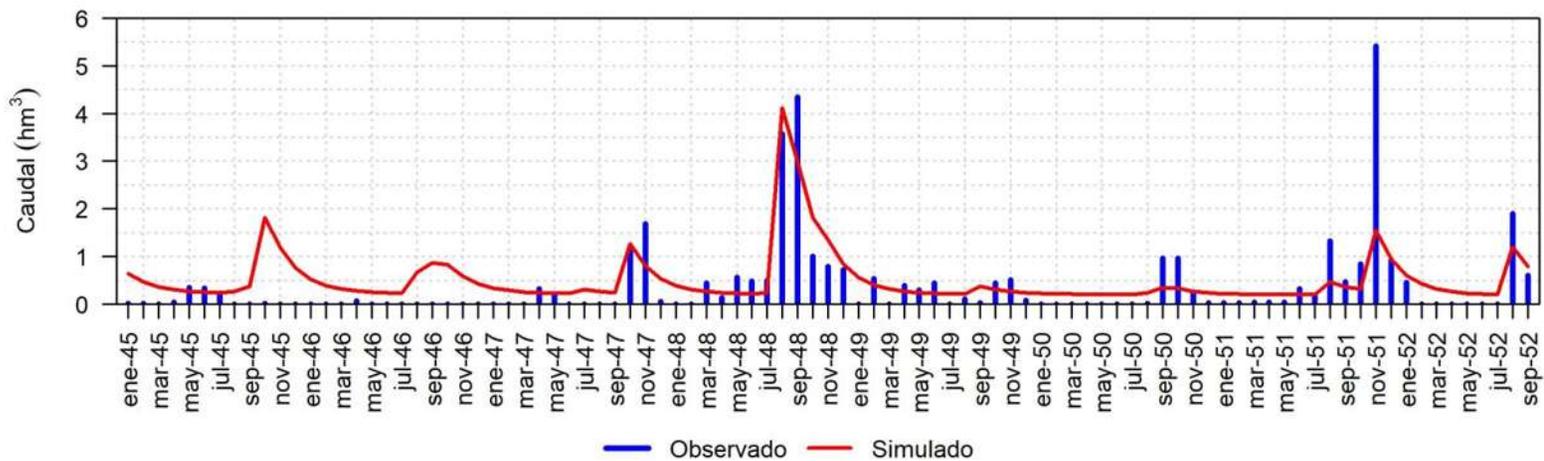


Figura 4.22. Gráfica de datos simulados contra datos observados del modelo HBV calibrado (cuenca 12239).

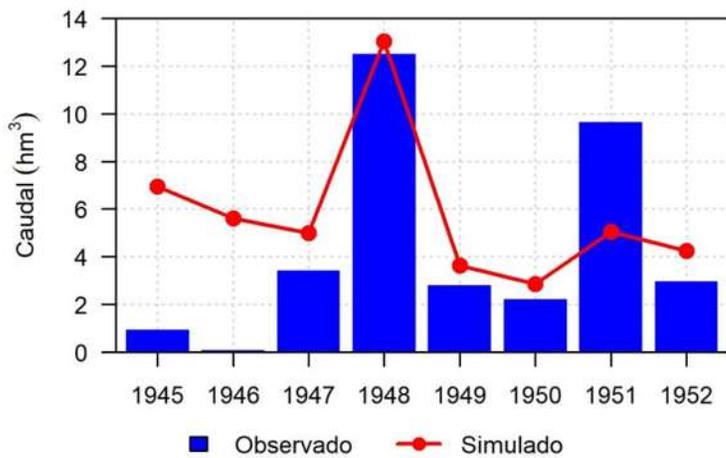


Figura 4.23. Observados contra simulados, acumulación anual; modelo HBV calibrado (cuenca 12239).

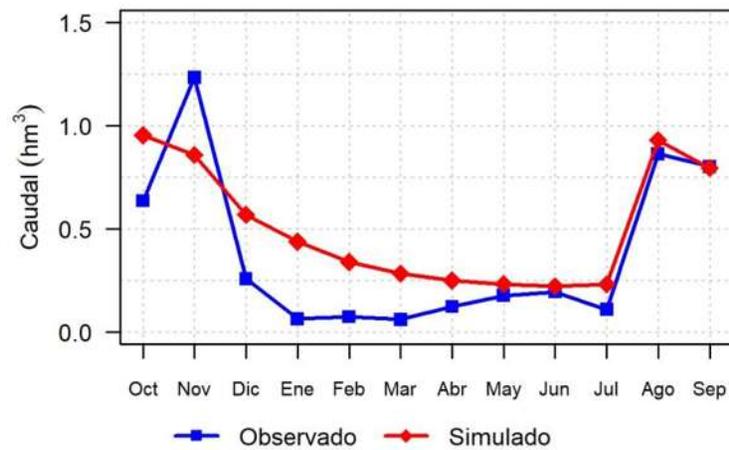


Figura 4.24. Observados contra simulados, medias mensuales; modelo HBV calibrado (cuenca 12239).

Capítulo IV. Resultados y discusión

Modelo superficial

Tabla 4.11. Índices de bondad de ajuste del modelo calibrado (cuenca 12239).

Índice	Valor
<i>NSE</i>	0.7974
$\ln N$	0.5045
<i>R</i>	0.8947
Simetría	0.9956

4.2.3.2 Modelo general

Una vez calibrado la cuenca de cabecera, los parámetros del modelo HBV se utilizan en las cuencas Alto Aguascalientes y Medio Aguascalientes, como se muestra en la Tabla 4.12, y se procede a determinar los volúmenes de infiltración en acuífero.

Tabla 4.12. Parámetros utilizados en el modelo general por cuenca.

Parámetro	Descripción	Unidad	Cuenca	
			Alto Aguascalientes	Medio Aguascalientes
β	Coefficiente de forma para la infiltración	Adim	3.5664	3.5664
<i>FC</i>	Capacidad de campo	<i>mm</i>	218.8622	218.8622
<i>PWP</i>	Punto de marchitez de la vegetación	<i>mm</i>	69.2494	69.2494
$L_{m\acute{a}x}$	Umbral de descarga rápida	<i>mm</i>	106.1224	106.1224
K_0	Coefficiente de descarga rápida	Adim	0.4265	0.4265
K_1	Coefficiente de recesión tanque superior	Adim	0.4264	0.4264
K_2	Coefficiente de recesión tanque inferior	Adim	0.0024	0.0024
K_{perc}	Coefficiente de percolación	Adim	0.0203	0.0203

Los parámetros se transfirieron al modelo general tal cual, ya que no había otra cuenca de cabecera con datos suficientes para calibrar en la zona. El área de estudio tiene pobre calidad de datos de caudales superficiales, probablemente dado a que no se presentan muchos cuerpos de agua superficial por las condiciones climatológicas de la región.

4.2.4 Infiltraciones obtenidas

Las infiltraciones obtenidas a partir del modelo HBV se muestran en la Figura 4.25.

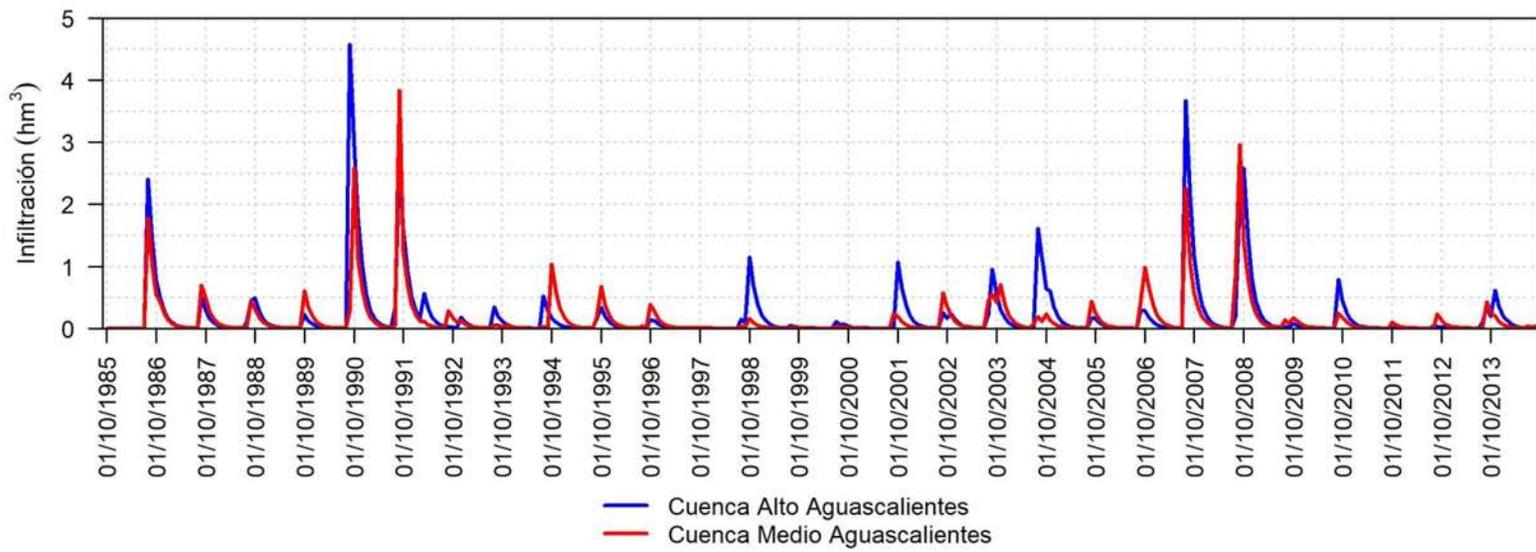


Figura 4.25. Infiltraciones mensuales obtenidas del modelo HBV general.

4.3 Modelo subterráneo

4.3.1 Gestión de datos y configuración del modelo

4.3.1.1 Definición de geometría y parámetros hidrodinámicos

La geometría del modelo realizado en MODFLOW con el programa de ModelMuse (Winston, 2022) se compone de una malla de 828 celdas de 2 km x 2 km, arregladas en 46 renglones x 18 columnas (Figura 4.26). 335 celdas se consideraron como “celdas activas”; esto le indica a MODFLOW por dónde pasa el flujo subterráneo (Figura 4.28a).

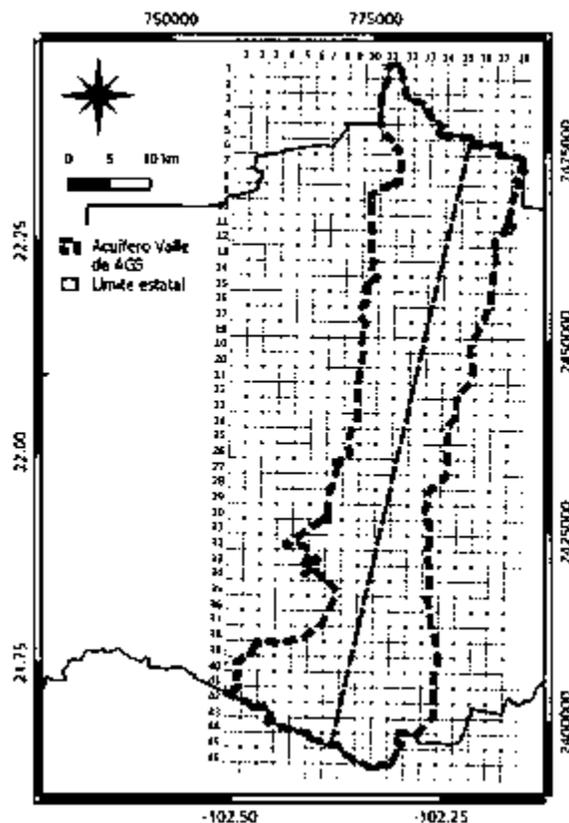


Figura 4.26. Enmallado del acuífero para MODFLOW.

El modelo del acuífero tiene un espesor variable, de 300 m al poniente a 450 m al oriente, conforme lo encontrado en la literatura (Pacheco-Martínez et al., 2013), y se consideró como una sola capa homogénea.

El modelo se corrió en estado transitorio, con unidad de tiempo en años, durante un periodo de 29 años, empezando en 1985 y terminando en 2014.

Capítulo IV. Resultados y discusión

Modelo subterráneo

Se asignó un valor específico para cada parámetro hidrodinámico requerido por el modelo a cada celda activa que lo conforma. Estos parámetros corresponden a:

- ❑ La elevación del terreno natural (Figura 4.28b), obtenida del procesamiento del MDE de la región (INEGI, 2013).
- ❑ El nivel piezométrico inicial, considerando los del año 1985 (datos sin publicar de la CONAGUA) (Figura 4.27).
- ❑ El rendimiento específico. Al finalizar la calibración, quedó distribuido en dos zonas como se muestra en la Figura 4.28c.
- ❑ El coeficiente de almacenamiento. Al calibrar el modelo, se obtuvieron tres valores finales (Figura 4.28d)

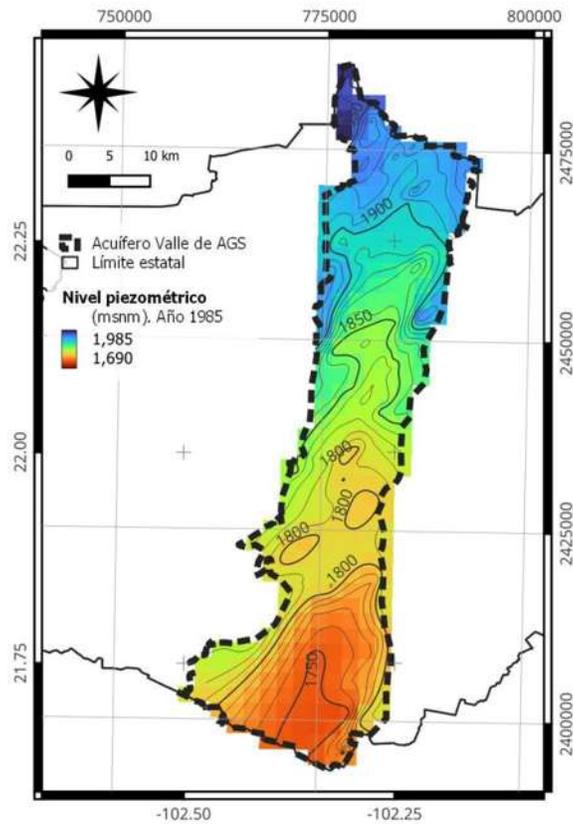


Figura 4.27. Nivel piezométrico para el año 1985, utilizado como nivel inicial en MODFLOW.

Capítulo IV. Resultados y discusión

Modelo subterráneo

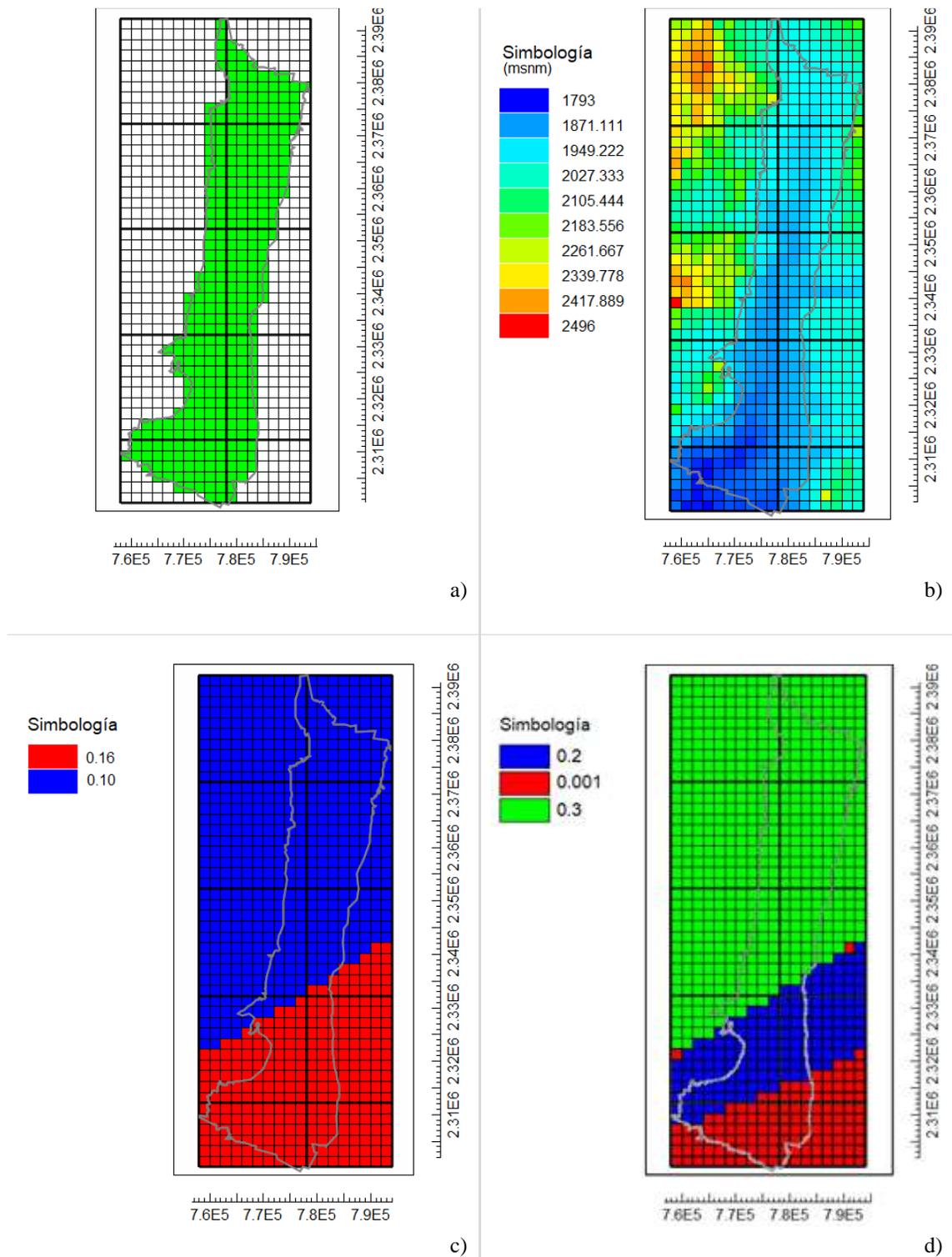


Figura 4.28. Configuración del modelo en MODFLOW y asignación de parámetros (calibrados). a) Celdas activas del modelo; b) elevación natural del terreno; c) el rendimiento específico; y d) el coeficiente de almacenamiento.

Capítulo IV. Resultados y discusión

Modelo subterráneo

4.3.1.1.1 Conductividad hidráulica horizontal

La distribución espacial de las conductividades hidráulicas horizontales equivalentes, resultado de aplicar la interpolación Kriging a los puntos de pozos de muestreo, se muestra en la Figura 4.29.

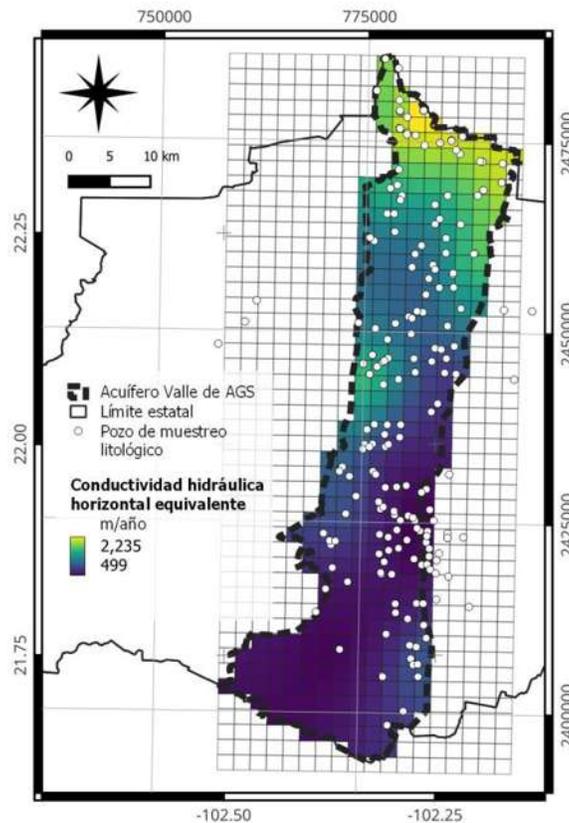


Figura 4.29. Distribución y valores de conductividades hidráulicas horizontales equivalentes. (Resolución 2 km x 2 km, coordenadas UTM 13N en m)

4.3.1.2 Entradas y salidas de flujo del modelo

El modelo requiere como información de entrada los flujos de entrada y salida naturales y/o antropogénicas del agua subterránea, como son la recarga proveniente de precipitación (recarga vertical), flujos horizontales subterráneos, y extracción de pozos. En el modelo se consideró un cambio anual en las recargas verticales (Figura 4.30a), obtenidas de las infiltraciones del modelo de precipitación-escurrimiento HBV mensual realizada para la zona, y en la extracción de pozos (Figura 4.30b), manteniendo un flujo horizontal subterráneo constante (Figura 4.30c).

Capítulo IV. Resultados y discusión

Modelo subterráneo

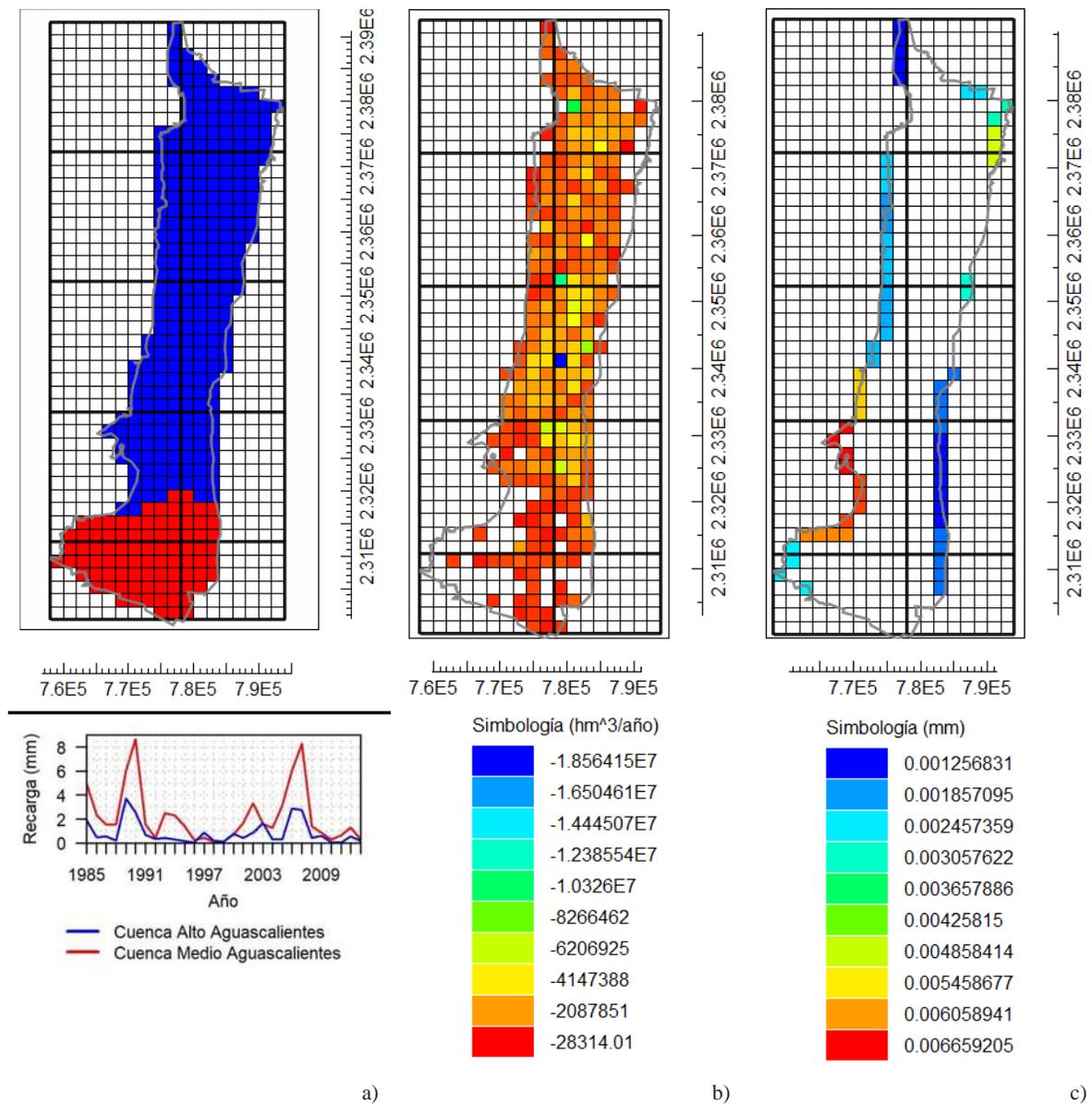


Figura 4.30. Datos de flujos de entrada y salida del modelo.
a) Distribución de la recarga vertical (anual). b) Extracciones de pozos para el año 2014. c) Distribución de la recarga (anual) por flujo subterráneo horizontal.

El balance de entradas y salidas de agua subterránea al acuífero, en términos generales, se muestra en la Figura 4.31.

Capítulo IV. Resultados y discusión

Modelo subterráneo

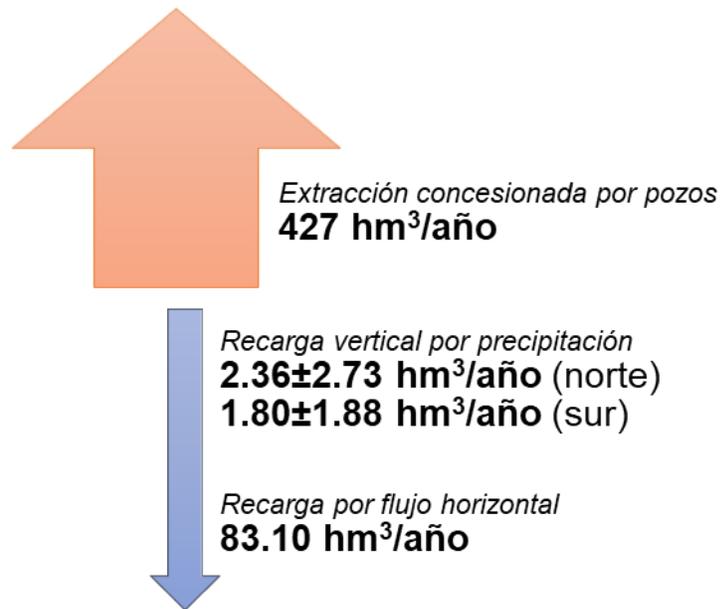


Figura 4.31. Balance de entradas y salidas de agua subterránea al acuífero. El ancho de las flechas es representativo de la cantidad de agua que entra comparado con el agua que sale.

Fuente: Elaboración propia a partir de los datos de la (CONAGUA, 2020) y las infiltraciones obtenidas del modelo superficial.

4.3.2 Calibración y validación del modelo

En la Figura 4.32, se muestran las ubicaciones de las celdas calibradoras utilizadas para calibrar el modelo.

Para calibrar el modelo, se ajustaron los siguientes parámetros geológicos:

- La conductividad hidráulica, dividiendo y/o multiplicando los valores por un factor uniforme en toda la extensión del modelo, dado que los valores iniciales se asignaron con base en valores orientativos; sin embargo, se mantuvo la distribución de estos valores. Este parámetro fue el que mostró mayor sensibilidad al momento de evaluar el rendimiento del modelo.
- El coeficiente de almacenamiento
- El rendimiento específico

Se calibró el modelo con los niveles de los años 1990, 1996 y 2000 y se validó con los niveles de los años 2007 y 2014. En la Tabla 4.13 se muestran los valores promedios de los índices de calidad de ajuste calculadas en las celdas calibradoras para la primera corrida del modelo, y en la Tabla 4.14, los valores promedios de los índices de calidad de ajuste en las celdas calibradoras para el modelo calibrado y validado.

Capítulo IV. Resultados y discusión

Modelo subterráneo

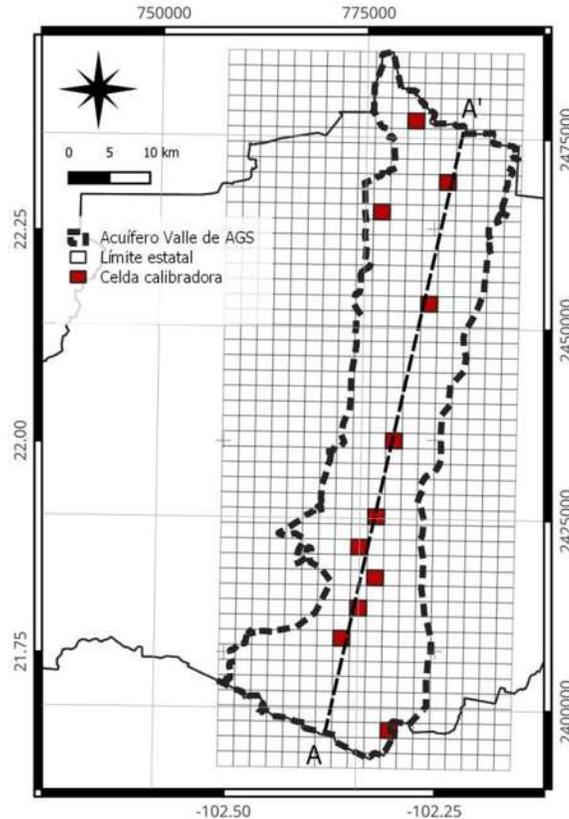


Figura 4.32. Ubicación de celdas calibradoras para el modelo MODFLOW y el corte A-A'.

Tabla 4.13. Índices de calidad de ajuste promedios de celdas calibradoras para la primera corrida del modelo MODFLOW.

	MAE (m)	RMSE (m)	PE (%)	NSE (adim)	InNSE (adim)	R (adim)	Simetría
Calibración	18.76 ±3.81	48.45 ±10.96	1.03 ±0.21	0.35 ±0.26	0.34 ±0.26	0.90 ±0.02	0.59 ±0.23
Validación	17.72 ±5.36	57.07 ±6.69	0.98 ±0.30	-0.05 ±0.03	-0.07 ±0.02	0.50 ±0.60	0.06 ±0.13

Tabla 4.14. Índices de calidad de ajuste promedios de celdas calibradoras para el modelo MODFLOW calibrado y validado.

	MAE (m)	RMSE (m)	PE (%)	NSE (adim)	InNSE (adim)	R (adim)	Simetría
Calibración	10.31 ±2.09	18.87 ±4.80	0.57 ±0.12	0.90 ±0.05	0.90 ±0.04	0.96 ±0.02	0.97 ±0.01
Validación	1.86 ±7.94	23.15 ±3.30	0.31 ±0.15	0.83 ±0.005	0.83 ±0.001	0.92 ±0.005	0.95 ±0.007

En la Figura 4.33, se muestra el ajuste de los datos observados y los simulados con respecto a la línea 1:1. En un modelo perfecto, todos los puntos caerían sobre esta línea de ajuste.

Los resultados del modelo subterráneo, que son los niveles piezométricos anuales, se muestran en el *Anexo B. Resultados del modelo subterráneo*.

Capítulo IV. Resultados y discusión

Modelo subterráneo

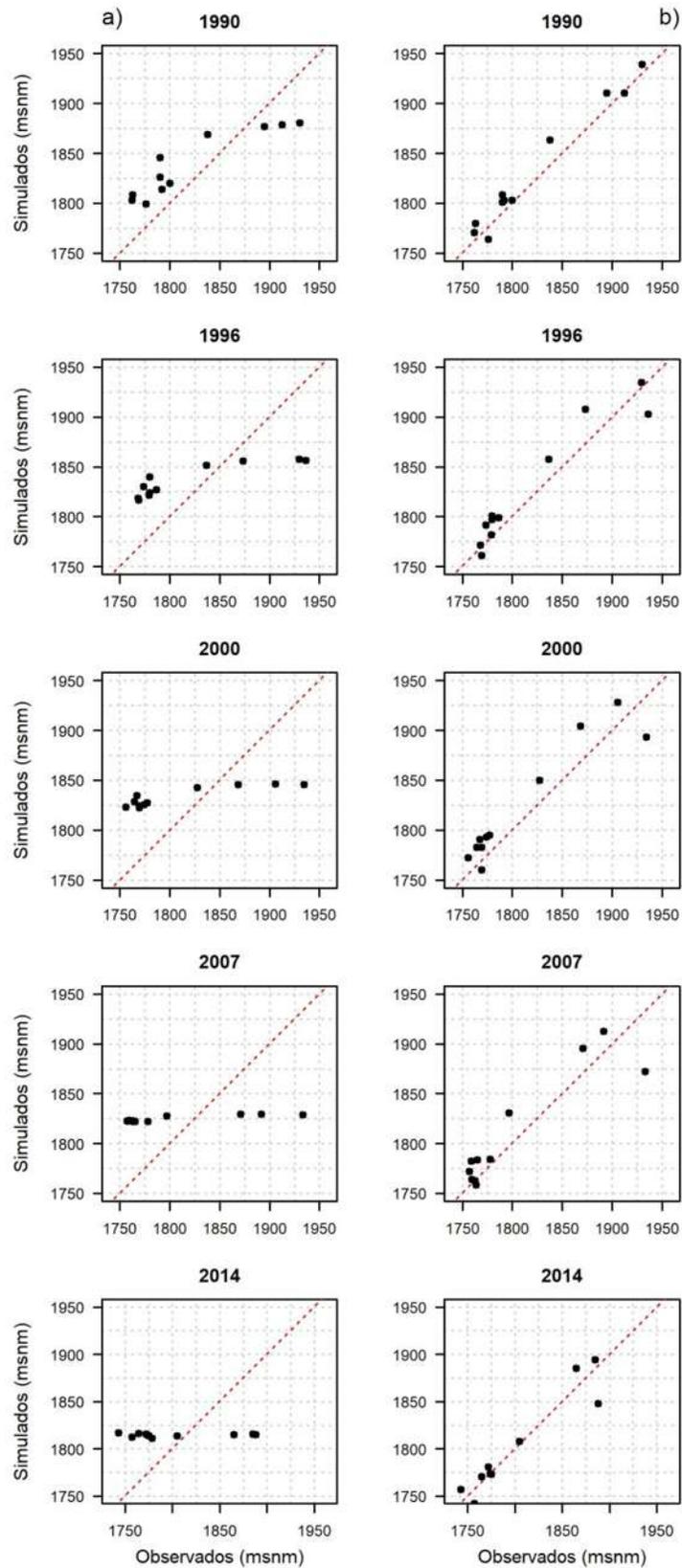


Figura 4.33. Ajuste entre niveles observados y niveles simulados por MODFLOW.
a) Primera corrida del modelo. b) Modelo calibrado y validado.

Capítulo IV. Resultados y discusión

Modelo subterráneo

De manera visual se puede apreciar el ajuste de los niveles simulados contra los observados en los cortes mostrados en la Figura 4.34. También se determinaron los índices promedios de calidad de ajuste con base en el ajuste de niveles de la sección longitudinal A-A' (Tabla 4.15).

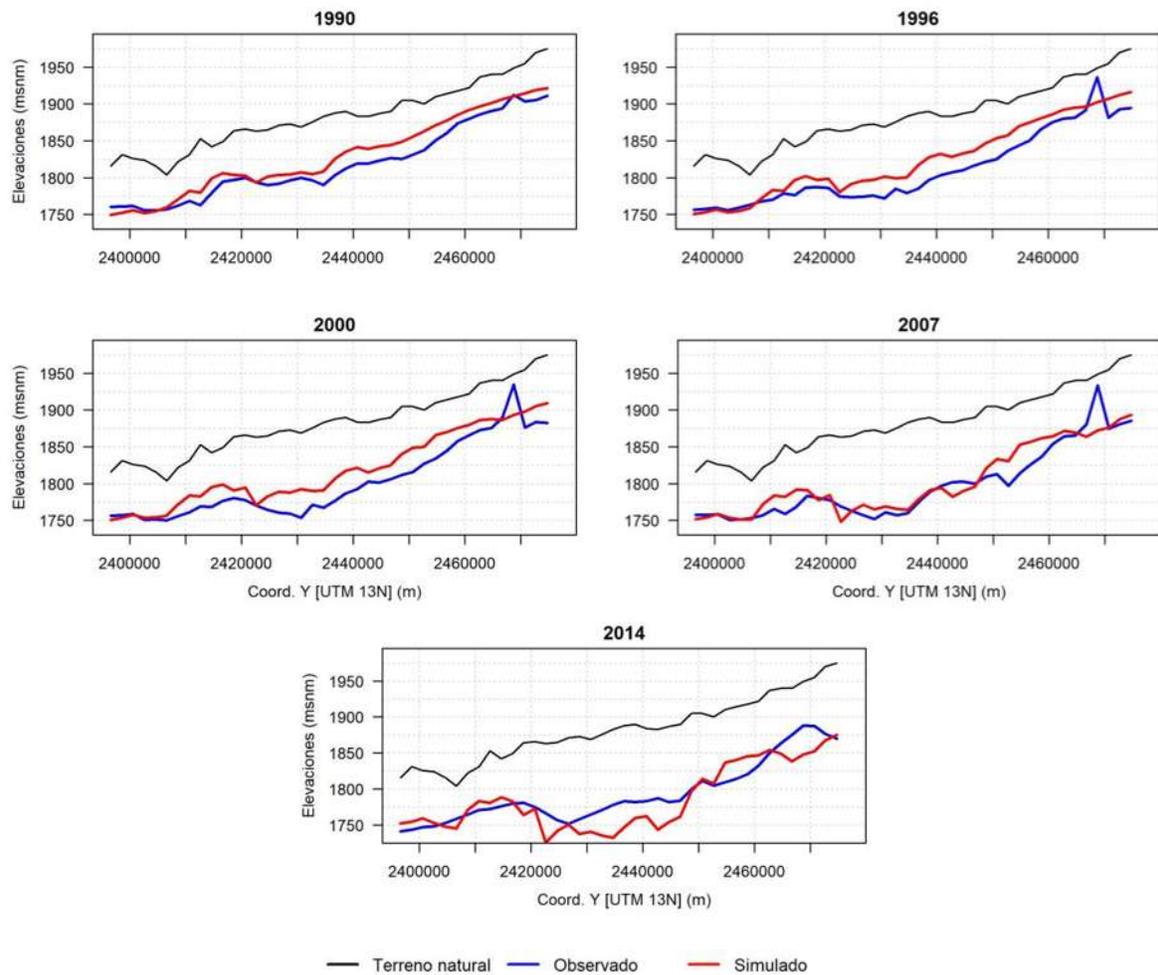


Figura 4.34. Sección longitudinal del acuífero (corte A-A') con niveles obtenidos a partir del modelo calibrado.

Tabla 4.15. Índices de calidad de ajuste promedios para modelo MODFLOW determinados para la sección longitudinal A-A'.

MAE (m)	RMSE (m)	PE (%)	NSE (adim)	InNSE (adim)	R (adim)	Simetría
7.59	19.05	0.6091	0.8293	0.8282	0.9464	0.9576
±9.95	±3.16	±0.2452	±0.0706	±0.0738	±0.0369	±0.0179

El modelo generado en MODFLOW tiene una tendencia a sobreestimar los niveles piezométricos del acuífero. Esto puede ser por el volumen bombeado, ya que se utilizaron los datos de volúmenes concesionados (al ser los únicos datos disponibles), que no necesariamente son los volúmenes extraídos reales.

4.4 Modelo de transporte de fluoruro y arsénico

4.4.1 Configuración del modelo de transporte

4.4.1.1 Definición de geometría y parámetros

Al igual que el modelo MODFLOW, la geometría para MT3DMS se realizó en el programa de ModelMuse (Winston, 2022). Por la ubicación de los datos disponibles, fue necesario contemplar un dominio modificado, lo que significó modelar sólo la zona sur del acuífero, y aumentar el dominio al límite administrativo oriente (Figura 4.35). También implicó simular el modelo subterráneo en el nuevo dominio, utilizando los parámetros ya calibrados.

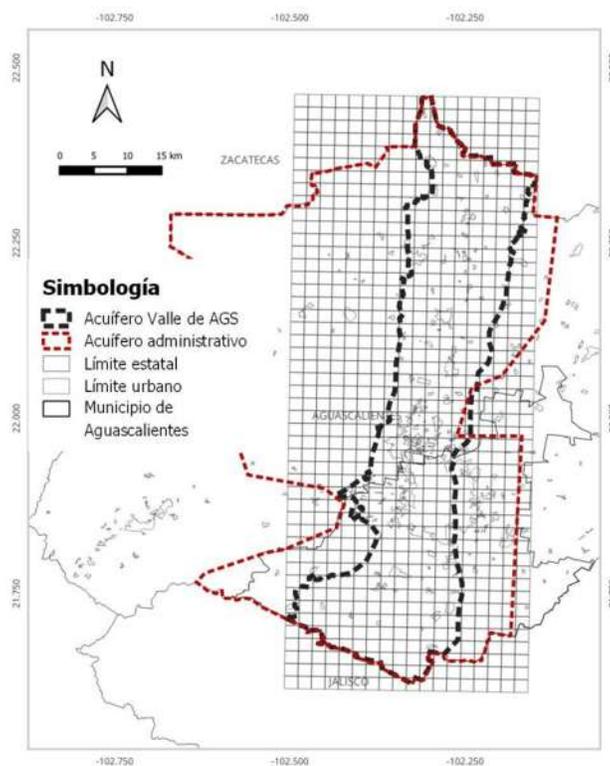


Figura 4.35. Ubicación del enmallado del acuífero utilizado para MODFLOW y MT3DMS con respecto del acuífero administrativo y los centros urbanos de Aguascalientes.

La geometría del modelo de transporte utiliza la misma malla que el subterráneo, como se muestra en la Figura 4.36a. Sin embargo, se modificaron las condiciones de celdas activas para reducir el área modelado a donde hubo disponibilidad de datos de calidad de agua, obteniendo un total de 248 celdas activas (Figura 4.36b).

Como MT3DMS se basa en el modelo MODFLOW, las características del acuífero simulado son las mismas entre los dos modelos.

Capítulo IV. Resultados y discusión

Modelo de transporte de fluoruro y arsénico

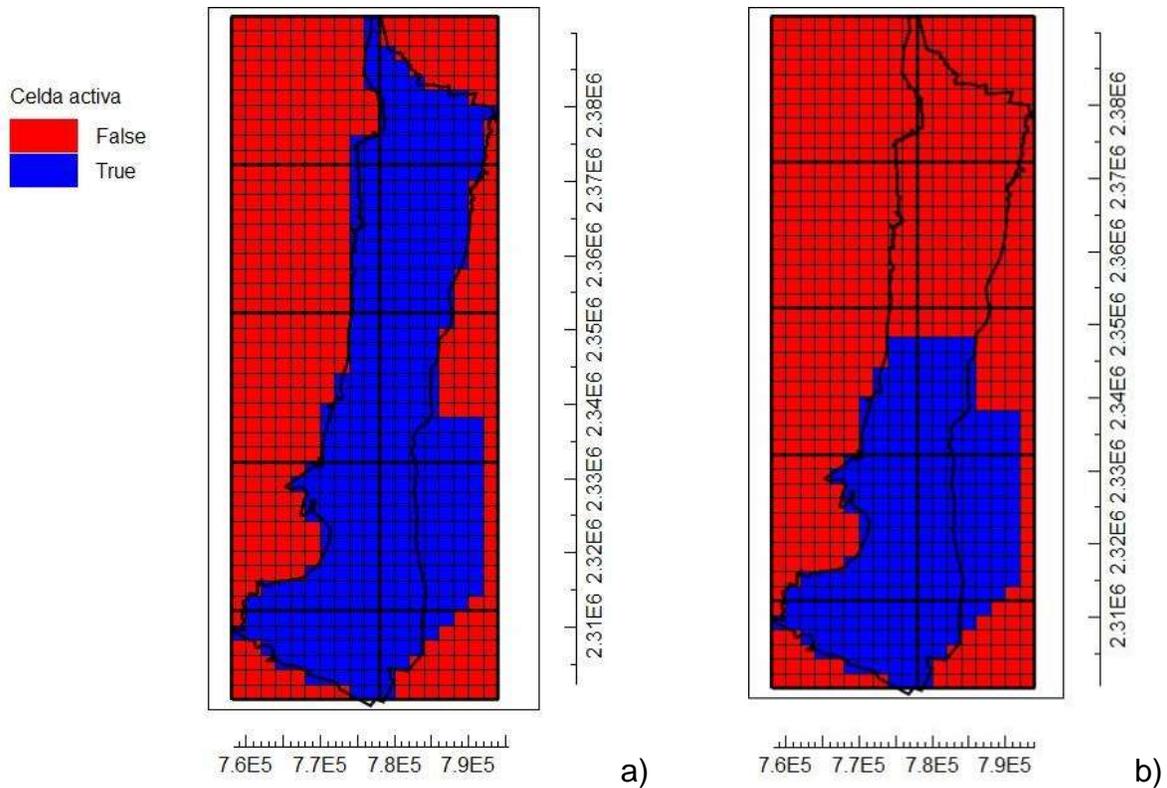


Figura 4.36. Celdas activas para a) MODFLOW y b) MT3DMS.

El modelo es de tipo advectivo/dispersivo, y no toma en cuenta las reacciones químicas que pudieran presentarse. El modelo se simuló en estado transitorio, con unidad de tiempo en años. Aunque los datos disponibles de las concentraciones se registraron desde el 2003 hasta el 2022, el modelo de transporte contempla un periodo hasta el 2014, ya que se basa en la simulación de flujo subterráneo, el cual simula hasta ese año.

Además de los parámetros hidrodinámicos calibrados, se asignaron valores específicos para los parámetros propios del modelo de transporte a cada celda activa:

- ❑ Dispersividad longitudinal. Se asignaron valores arbitrarios a dos zonas con geología diferente (Figura 4.37a; zona 1: arenisca conglomerada, valor inicial $200 \text{ m}^2/\text{año}$, valor calibrado $350 \text{ m}^2/\text{año}$; zona 2: toba riolítica, valor inicial $100 \text{ m}^2/\text{año}$, valor calibrado $10 \text{ m}^2/\text{año}$).
- ❑ Porosidad. Se respetó la misma composición geológica a partir del cual se asignaron los valores de dispersividad longitudinal (zona 1: arenisca conglomerada, valor inicial 1, valor calibrado 0.5; zona 2: toba riolítica, valor inicial 0.5, valor calibrado 0.1).
- ❑ Las condiciones iniciales del modelo fueron las concentraciones de fluoruro (Figura 4.37b) y las concentraciones de arsénico (Figura 4.37c) en el 2003.

Capítulo IV. Resultados y discusión
 Modelo de transporte de fluoruro y arsénico

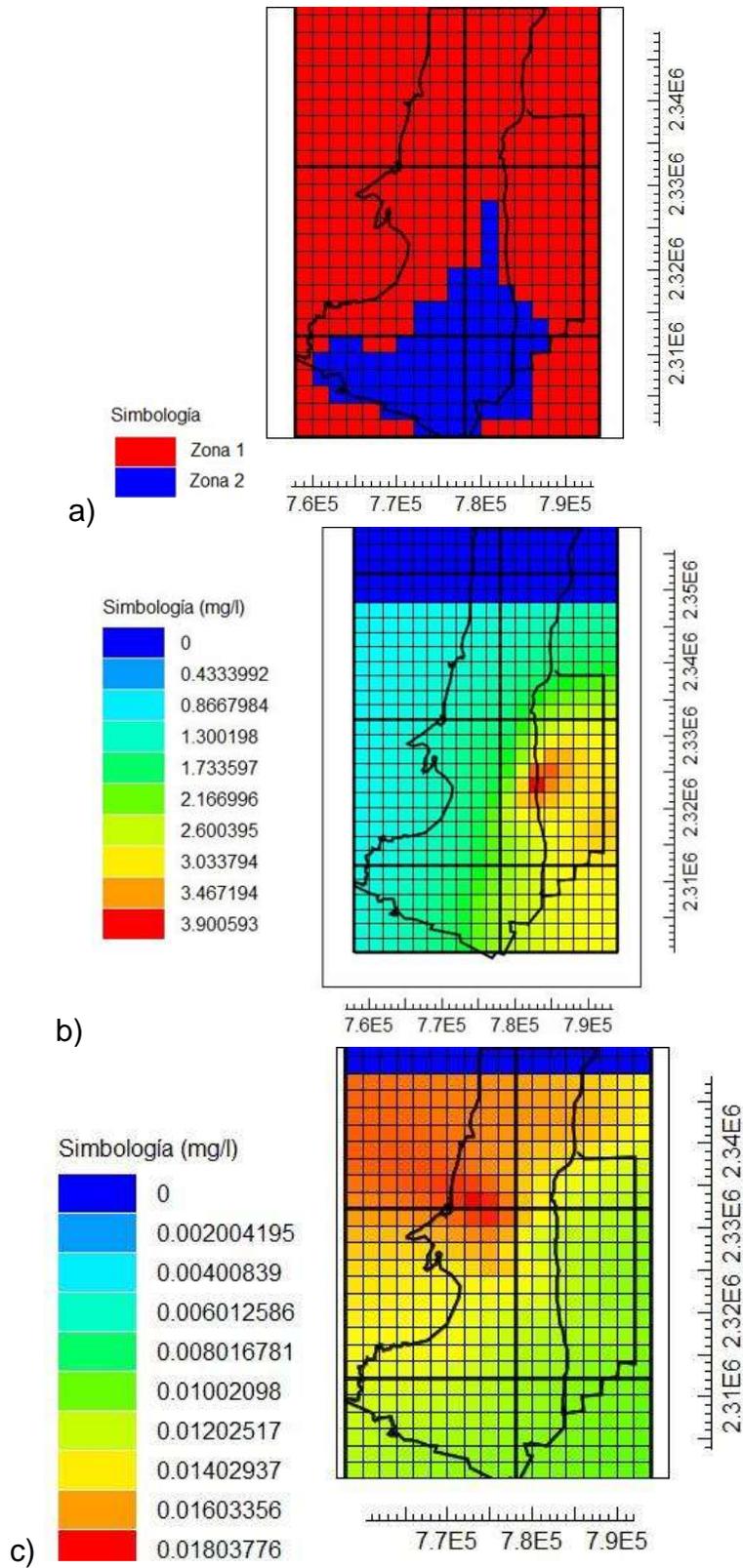


Figura 4.37. Configuración del modelo en MT3DMS y asignación de parámetros (calibrados).
 a) Zonificación de parámetros; b) Concentración inicial (año 2003) de fluoruro; c) Concentración inicial (año 2003) de arsénico.

Capítulo IV. Resultados y discusión
Modelo de transporte de fluoruro y arsénico

4.4.1.2 Fuentes (sources) y sumideros (sinks) del modelo

Ya que las concentraciones altas de fluoruro y arsénico en el acuífero Valle de Aguascalientes tienen origen geogénico, es difícil asignar una fuente específica del cual pueda partir el modelo de transporte. Entonces, se consideró como “fuente” los puntos con mayor concentración (Sathe & Mahanta, 2019), tanto para fluoruro como arsénico (Figura 4.38).

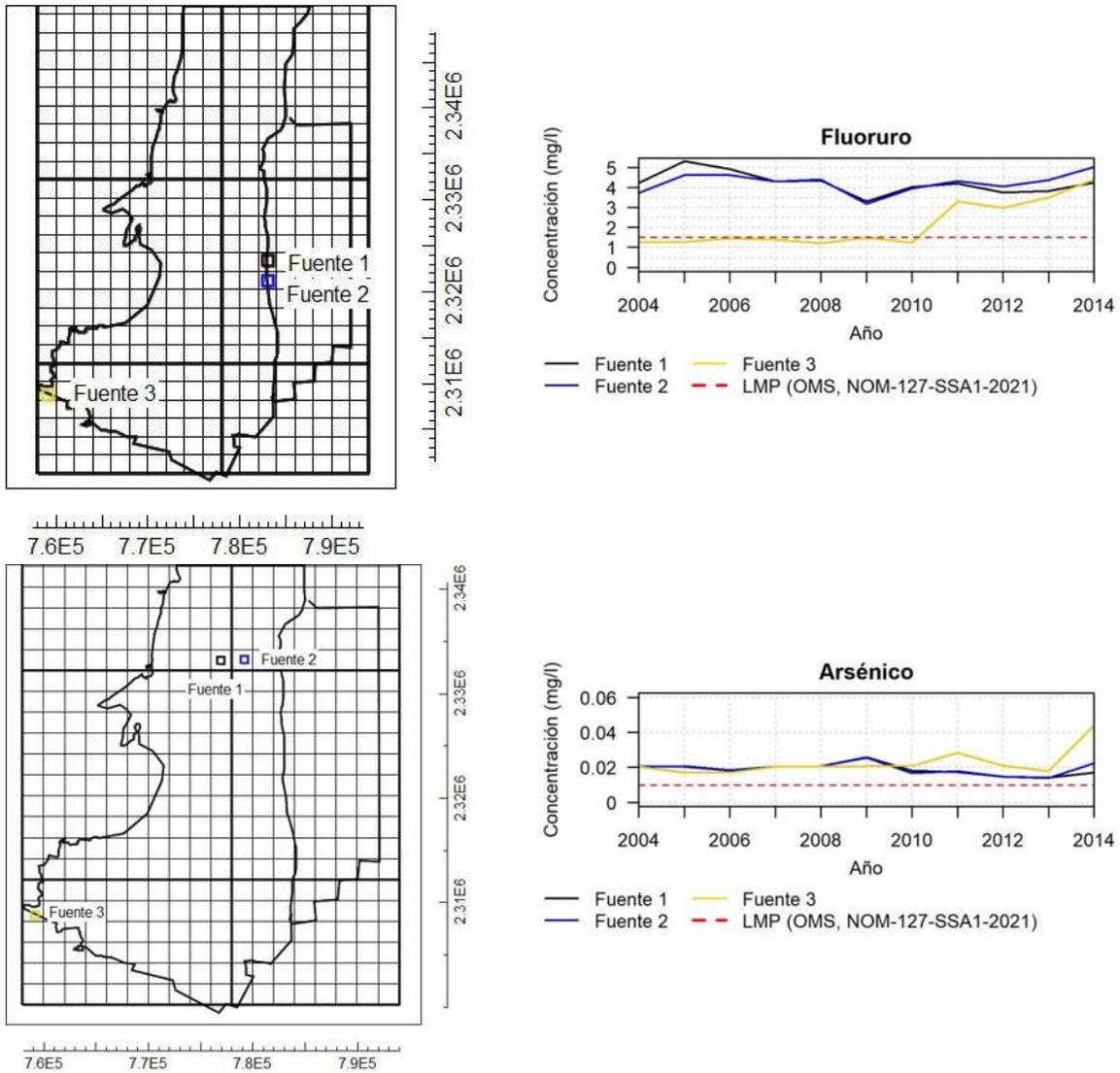


Figura 4.38. “Fuentes” de concentraciones de fluoruro y arsénico.

Por otro lado, los sumideros del modelo son los mismos que para el modelo MODFLOW (extracciones de agua en pozos).

Capítulo IV. Resultados y discusión
 Modelo de transporte de fluoruro y arsénico

4.4.2 Calibración y validación del modelo

En la Figura 4.39, se muestra la ubicación de las celdas calibradoras utilizadas para calibrar el modelo.

Se calibró el modelo a partir de las concentraciones observadas anuales. En la Tabla 4.16, se muestran los valores promedios de los índices de calidad de ajuste en las celdas calibradoras para el modelo calibrado y validado.

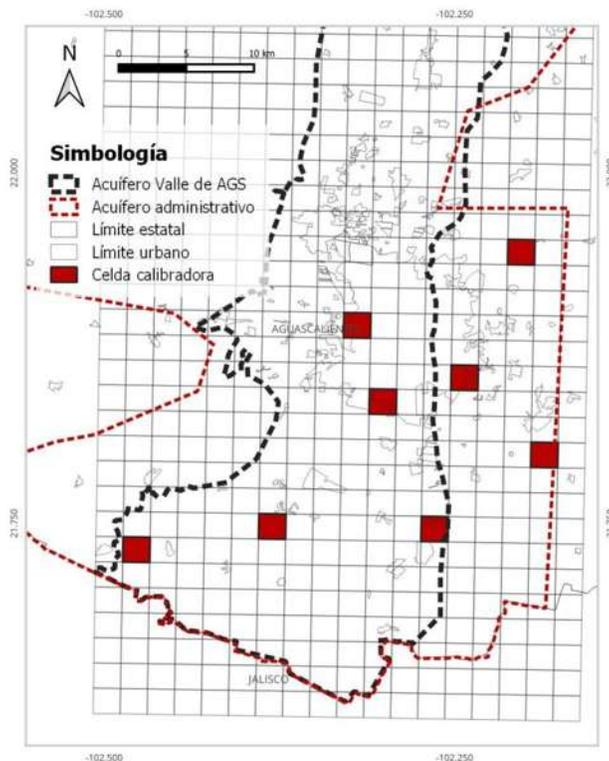


Figura 4.39. Ubicación de las celdas calibradoras para el modelo MT3DMS.

Tabla 4.16. Índices de calidad de ajuste promedios de celdas calibradoras para el modelo MT3DMS calibrado.

Índice	Unidad	Calibración (F)	Validación (As)
MAE	mg/l	-0.30±0.19	-0.0027±0.0029
RMSE	mg/l	0.47±0.33	0.0041±0.0015
NSE	adim	0.61±0.47	-23.07±32.28
ln N	adim	0.37±0.80	-34.89±48.59
R	adim	0.87±0.18	0.26±0.56
Simetría	adim	0.89±0.14	0.33±0.41

En la Figura 4.40, se muestra el ajuste de los datos observados y los simulados con respecto a la línea 1:1 para algunos de los años simulados. En un modelo perfecto, todos los puntos caerían sobre esta línea de ajuste.

Capítulo IV. Resultados y discusión

Modelo de transporte de fluoruro y arsénico

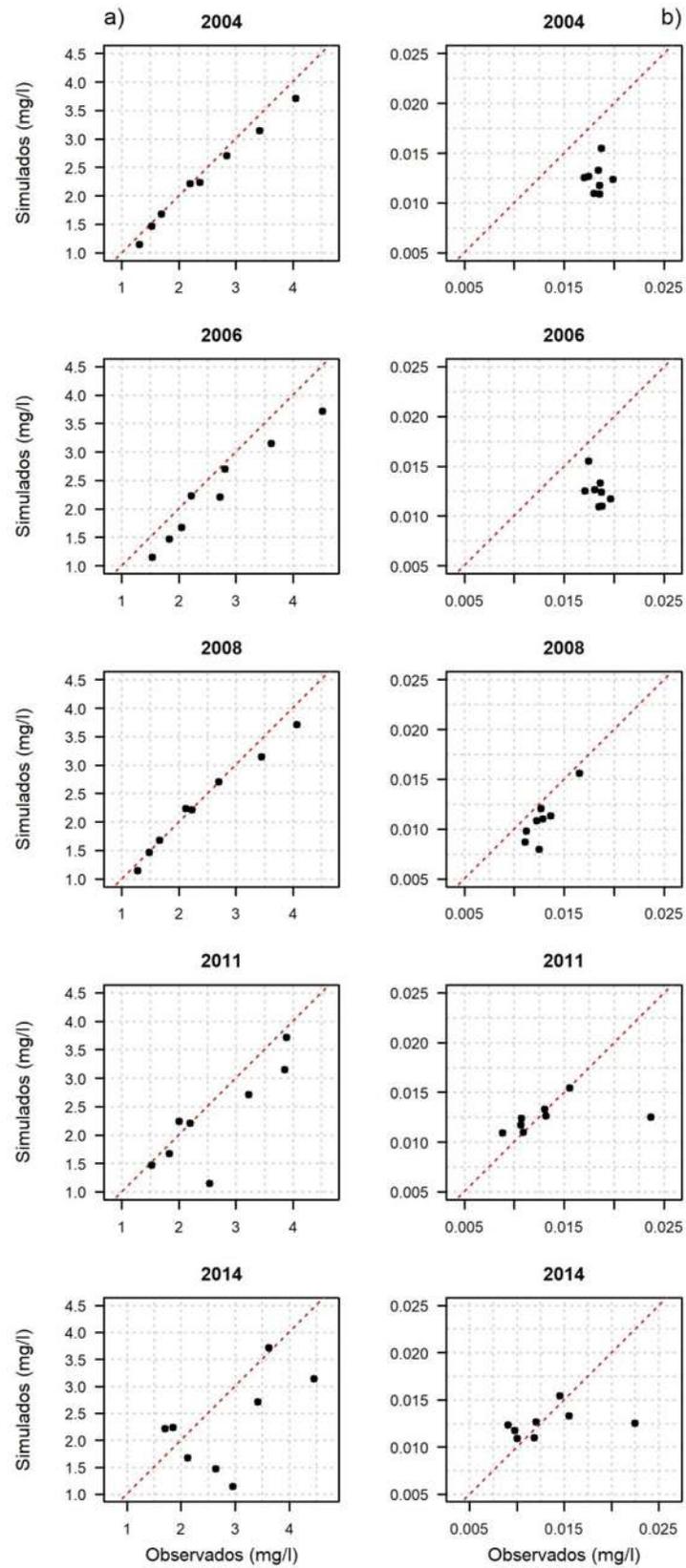


Figura 4.40. Ajuste entre niveles observados y niveles simulados por MT3DMS.
a) Fluoruro b) Arsénico

Capítulo IV. Resultados y discusión

Modelo de transporte de fluoruro y arsénico

Los resultados del modelo de transporte, correspondientes a las concentraciones de fluoruro y arsénico, se muestran en el *Anexo C. Resultados del modelo de transporte*.

Con base en lo mostrado en la Figura 4.40 y en la Tabla 4.16, el modelo de transporte se ajustó de mejor manera al transporte del fluoruro que al transporte de arsénico, presentando calidades de ajuste satisfactorias a buenas, mientras que para el arsénico presenta calidades insatisfactorias.

El modelo subestima las concentraciones tanto para el fluoruro como para el arsénico. Esto puede ser debido a que las extracciones no son las verdaderas (como se mencionó para el modelo subterráneo), o por el valor supuesto de las concentraciones en las fuentes de fluoruro y arsénico. No obstante, los rangos en los datos observados y en los datos simulados tienden a mostrar la misma variación.

Con respecto a las distribuciones espaciales anuales, las concentraciones de fluoruro y arsénico siguen el mismo patrón de concentraciones que se determinó con las concentraciones promedios mostradas en la Figura 4.9.

CAPÍTULO V. CONCLUSIONES

En esta sección, se consolidan los resultados y hallazgos obtenidos a lo largo de la investigación en el Valle de Aguascalientes en relación con las concentraciones de fluoruro y arsénico en el agua subterránea. Se destacan los patrones identificados en la caracterización del área y se resumen los resultados de los modelos superficiales, subterráneos y de transporte. Se subraya la relevancia de estos hallazgos para comprender la dinámica hidrogeológica y la exposición a los elementos estudiados, ofreciendo así una base sólida para la toma de decisiones en la gestión de recursos hídricos y la protección de la salud pública en la región del Valle de Aguascalientes.

5.1 Conclusiones

A partir de los niveles históricos del agua en el acuífero Valle de Aguascalientes, se pudieron generar mapas con respecto de los cuales se obtuvieron conjuntos de datos observados que sirvieron de base para calibrar el modelo subterráneo.

Por otro lado, se caracterizaron las concentraciones de fluoruro y arsénico en la región del sur del acuífero. Se observó para el fluoruro que las concentraciones más altas se hallaban al sureste de la ciudad de Aguascalientes, y que las concentraciones medias tendían a subir durante el periodo estudiado, mientras que, para el arsénico, se observó que las concentraciones más altas se encontraban al norte de la ciudad de Aguascalientes, pero con una tendencia en las concentraciones medias descendiente. Por otra parte, la concentración media global del fluoruro sobrepasaba los LMP nacionales e internacionales por 53%, y la concentración media global del arsénico por 26%, lo que concuerda con lo que ha indicado la literatura revisada en los antecedentes.

El modelo superficial se simuló mediante un Modelo de Precipitación-Escurrimiento, obteniéndose un modelo de muy buena calidad según los índices de calidad de ajuste determinadas. No obstante, los volúmenes de infiltración resultantes se encontraban por debajo de los volúmenes oficiales (CONAGUA, 2020). Sin embargo, estos volúmenes sirven para unir el modelo superficial con el modelo subterráneo y de transporte para poder tomar en consideración factores superficiales al momento de analizar cambios en niveles freáticos y en concentraciones de fluoruro y arsénico.

En la zona del Valle de Aguascalientes, la información de niveles de agua subterránea fue suficiente y adecuada para reproducir con alta fiabilidad el comportamiento hidrodinámico del acuífero por medio del modelo de funcionamiento hidráulico de flujo subterráneo, mostrando una muy buena calidad. A pesar de ello, el modelo sobreestimó los niveles de agua en el acuífero, probablemente dado por el volumen de extracción considerado al modelar.

En cambio, en el modelo de transporte no se logró la calidad deseada. Para el caso del transporte del fluoruro, se obtuvo un modelo de buena calidad; por su parte, el transporte del arsénico el modelo presentó una calidad insatisfactoria. Ambos modelos subestimaron las concentraciones con respecto a las históricas observadas para los mismos años; sin embargo, concordaron en la distribución espacial de los elementos en estudio.

5.2 Limitaciones

La limitación más importante encontrada en el transcurso de la presente investigación fue el acceso a datos suficientes y de buena calidad. La cantidad y calidad de datos históricos son esenciales en el modelado matemático, ya que lograr un modelo fiable depende en gran medida de que esta información sea de cantidad y calidad suficientes para poder calibrar (y en su caso, validar) los modelos de manera correcta.

Se tuvieron dificultades para modelar la hidrología superficial del área por el déficit de buena información hidrométrica. Existen pocos registros de datos hidrométricos; los que hay son de mala calidad con una gran cantidad de vacíos que no permiten una correcta calibración. En cambio, para el modelo subterráneo se disponía de buena y suficiente información piezométrica y geológica.

Finalmente, para el modelo de transporte, una limitante fuerte que impactó en los resultados obtenidos fue la suposición de los orígenes (fuentes) del fluoruro y arsénico. Al ser de origen geogénica, no existe un punto específico del cual emanan los elementos. Se supuso que las áreas con mayor concentración son los puntos de origen; sin embargo, no hay estudio que cuantifique las cantidades que “ingresan” al sistema.

5.3 Recomendaciones y líneas futuras de investigación

Los modelos subterráneos de flujo y de transporte podrían aproximarse de mejor manera a la realidad si se modelaran considerando diferentes capas que concuerden con la composición litológica de la región. También, el modelo de transporte se pudiera afinar, discretizando más la escala temporal de estudio, reduciendo el tamaño de las celdas utilizadas, y considerando más zonas de variación en los parámetros. Además, se podría agregar un aspecto que considere reacciones químicas en transporte de los solutos.

Esta investigación presenta un punto de partida para diversas líneas. El modelo obtenido puede utilizarse en la simulación de varios escenarios con diferentes objetivos, desde estudiar el impacto que pudiera tener el cambio climático en las concentraciones de fluoruro y arsénico y en los niveles freáticos del acuífero, hasta estudiar las afectaciones que podrían generarse al incurrir en cambios de tipo antropogénico (e.g., fertilizantes, cambio en volumen de extracción, nuevos pozos, recarga artificial, entre otros). Además, se podría realizar el modelo de transporte con otros solutos (e.g., nitratos).

Con respecto a la caracterización del agua potable distribuido en la ciudad de Aguascalientes, se podría realizar estudios de riesgos a la salud pública actualizados, con base en las concentraciones determinadas e incluso, proyectar a mediano y largo plazo las afectaciones que pudieran tener estas concentraciones.

Capítulo V. Conclusiones

También, se pueden determinar porcentajes de volúmenes de agua por extraer de diferentes sitios dependiendo de las concentraciones existentes en la zona de extracción en función de las concentraciones finales después de que el agua se distribuya por la red hidráulica interconectada de la ciudad.

5.4 Palabras finales

En resumen, por medio de un modelo matemático conjunto, en la que se toma en cuenta factores hidrológicos, hidrogeológicos y antropogénicos, es posible aproximar las concentraciones de fluoruro y arsénico en el acuífero Valle de Aguascalientes, y podría utilizarse como herramienta de apoyo en la toma de decisiones relacionadas con la gestión de recursos hídricos y la calidad del agua en esta región, pero considerando las limitaciones que estos modelos presentaron.

REFERENCIAS

- Águila, J. F., Samper, J., & Pisani, B. (2019). Parametric and numerical analysis of the estimation of groundwater recharge from water-table fluctuations in heterogeneous unconfined aquifers TT - Analyse paramétrique et numérique de l'évaluation de la recharge des eaux souterraines à partir des fluctu. *Hydrogeology Journal*, 27(4), 1309–1328. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s10040-018-1908-x>
- Akter, A., & Ahmed, S. (2021). Modeling of groundwater level changes in an urban area. *Sustainable Water Resources Management*, 7(1), 7. <https://doi.org/10.1007/s40899-020-00480-x>
- Allen, R. G., Pereira, L. S., Raes, D., & Smith, M. (1998). Crop evapotranspiration-Guidelines for computing crop water requirements-FAO Irrigation and drainage paper 56. *Fao*, Rome, 300(9), D05109. <https://www.fao.org/3/X0490E/X0490E00.htm#Contents>
- Anderson, M. P., & Woessner, W. W. (1992). *Applied modeling of groundwater flow-Simulation of flow and advective transport*. Elsevier Science: Amsterdam, The Netherlands.
- Anderson, R. L. (1942). Distribution of the serial correlation coefficient. *The Annals of Mathematical Statistics*, 13(1), 1–13.
- Armienta, M. A., & Segovia, N. (2008). Arsenic and fluoride in the groundwater of Mexico. *Environmental Geochemistry and Health*, 30(4), 345–353. <https://doi.org/10.1007/s10653-008-9167-8>
- Bear, J. (2012). *Hydraulics of groundwater*. Courier Corporation.
- Bellot, J., Bonet, A., Sanchez, J. R., & Chirino, E. (2001). Likely effects of land use changes on the runoff and aquifer recharge in a semiarid landscape using a hydrological model. *Landscape and Urban Planning*, 55(1), 41–53. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(01\)00118-9](https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0169-2046(01)00118-9)
- Bergström, S. (1976). *Development and application of a conceptual runoff model for Scandinavian catchments*.
- Betancourt-Lineares, A., Irigoyen-Camacho, M. E., Mejía-González, A., Zepeda-Zepeda, M., & Sánchez-Pérez, L. (2013). Prevalencia de fluorosis dental en localidades Mexicanas ubicadas en 27 estados y el D.F. A seis años de la publicación de la Norma Oficial Mexicana para la fluoruración de la sal. *Revista de Investigacion Clínica*, 65(3), 237–247.
- Bonilla-Petriciolet, A., Trejo-Vázquez, R., & Márquez-Algara, C. (2002). Análisis del riesgo para la salud pública ocasionado por la exposición a fluoruros en el estado de Aguascalientes, México. *Revista Internacional de Contaminacion Ambiental*, 18(4), 171–177.
- Bonte, M., van Breukelen, B. M., & Stuyfzand, P. J. (2013). Temperature-induced impacts on groundwater quality and arsenic mobility in anoxic aquifer sediments used for both drinking water and shallow geothermal energy production. *Water Research*, 47(14), 5088–5100. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.watres.2013.05.049>
- Boyce, S. E., Nishikawa, T., & Yeh, W. W.-G. (2015). Reduced order modeling of the Newton formulation of MODFLOW to solve unconfined groundwater flow. *Advances in Water Resources*, 83, 250–262. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.advwatres.2015.06.005>
- Cabezas Calvo-Rubio, F. (2015). *Análisis estructural de modelos hidrológicos y de sistemas de recursos hídricos en zonas semiáridas*. Universidad de Murcia.
- Chandrajith, R., Diyabalanage, S., & Dissanayake, C. B. (2020). Geogenic fluoride and arsenic in groundwater of Sri Lanka and its implications to community health.

Referencias

- Groundwater for Sustainable Development*, 10(March), 100359.
<https://doi.org/10.1016/j.gsd.2020.100359>
- Chemingui, A., Sulis, M., & Paniconi, C. (2015). An assessment of recharge estimates from stream and well data and from a coupled surface-water/groundwater model for the Des Anglais Catchment, Quebec (Canada). *Hydrogeology Journal*, 23(8), 1731–1743. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s10040-015-1299-1>
- Comisión de Hábitat Medio Ambiente y Sostenibilidad. (2016). *Bases del proyecto de implementación de sistemas de captación de agua pluvial y modelos de agua segura ante la problemática de contaminación por arsénico, fluoruro y otros elementos en aguas subterráneas de consumo humano en México*.
- CONABIO. (2002). *Estaciones hidrométricas*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad.
<http://geoportal.conabio.gob.mx/metadatos/doc/html/esthidgw.html>
- CONAGUA. (2001). *Cuencas Hidrológicas (CNA)*. Comisión Nacional para el Conocimiento y Uso de la Biodiversidad (CONABIO).
<http://geoportal.conabio.gob.mx/metadatos/doc/html/cue250kgw.html>
- CONAGUA. (2016). *Banco Nacional de Datos de Aguas Superficiales (BANDAS)*.
<https://app.conagua.gob.mx/bandas/>
- CONAGUA. (2018). *Estadísticas del Agua en México*.
- CONAGUA. (2020). *Actualización de la Disponibilidad Media Anual de Agua en el Acuífero del Valle de Aguascalientes (0101), Estado de Aguascalientes*.
- Domenico, P. A., & Schwartz, F. W. (1990). *Physical and chemical hydrogeology*. Domenico, Franklin W. Schwartz.-2nd ed. New ork.
- Doorenbos, J. (1976). *Agro-meteorological field stations*. (No Title).
- Droogers, P., & Allen, R. G. (2002). Estimating Reference Evapotranspiration Under Inaccurate Data Conditions. *Irrigation and Drainage Systems*, 16(1), 33–45.
<https://doi.org/10.1023/A:1015508322413>
- Epstein, J. M. (2008). Why model? *Journal of artificial societies and social simulation*, 11(4), 12.
- ETEISA S.A de C.V. (1990). *Estudio geohidrológico del Valle de Aguascalientes, localidad de Ojocaliente y sureste de la ciudad de Aguascalientes*.
- Forsythe, G. E., Wasow, W. R., & Nachbar, W. (1961). *Finite-Difference Methods for Partial Differential Equations*. American Institute of Physics.
- Fowler, A. C. (1997). *Mathematical models in the applied sciences* (Vol. 17). Cambridge University Press.
- Ghiglieri, G., Carletti, A., & Pittalis, D. (2014). Runoff coefficient and average yearly natural aquifer recharge assessment by physiography-based indirect methods for the island of Sardinia (Italy) and its NW area (Nurra). *Journal of Hydrology*, 519, 1779–1791.
<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2014.09.054>
- González-Mendoza, J. L. (2016). *Obtención de la disponibilidad hídrica media anual en la cuenca del Río Tuxpan, mediante la NOM-011-CONAGUA-2015 y el modelo hidrológico HBV*. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.
- GRASS Development Team. (2017). *Geographic Resources Analysis Support System (GRASS) Software (7.2)*. Open Source.
- Grove, D. B. (1976). Ion exchange reactions important in groundwater quality models. *Advances in groundwater hydrology*.
- Guerrero Martínez, L. (2016). *Evaluación de la recarga natural del acuífero del Valle de Aguascalientes mediante el análisis de variación de niveles de agua subterránea y datos de precipitación* [Universidad Autónoma de Aguascalientes].
<http://bdigital.dgse.uaa.mx:8080/xmlui/handle/11317/669>
- Guerrero Martínez, L. (2020). *Comportamiento hidrodinámico de acuífero del Valle de*

Referencias

- Aguascalientes y su relación con las discontinuidades superficiales* [Universidad Autónoma de Aguascalientes]. <http://bdigital.dgse.uaa.mx:8080/xmlui/handle/11317/1880>
- Harbaugh, A. W. (2005). *MODFLOW-2005, the US Geological Survey modular ground-water model: the ground-water flow process* (Vol. 6). US Department of the Interior, US Geological Survey Reston, VA, USA.
- Hargreaves, G. H., & Samani, Z. A. (1985). Reference crop evapotranspiration from temperature. *Applied engineering in agriculture*, 1(2), 96–99.
- Hernández-Bedolla, J., Solera, A., Sánchez-Quispe, S. T., & Domínguez-Sánchez, C. (2023). Comparative analysis of 12 reference evapotranspiration methods for semi-arid regions (Spain). *Journal of Water and Climate Change*, 14(9), 2954–2969. <https://doi.org/10.2166/wcc.2023.448>
- Hernández-Marín, M., Guerrero-Martínez, L., Zermeño-Villalobos, A., Rodríguez-González, L., Burbey, T. J., Pacheco-Martínez, J., Martínez-Martínez, S. I., & González-Cervantes, N. (2018). Spatial and temporal variation of natural recharge in the semi-arid valley of Aguascalientes, Mexico. *Hydrogeology Journal*, 26(8), 2811–2826.
- Hernández-Montoya, V., Bueno-López, J. I., Sánchez-Ruelas, A. M., García-Servin, J., Trejo-Vázquez, R., Bonilla-Petriciolet, A., & Márquez Algara, C. (2003). Fluorosis y caries dental en niños de 9 a 11 años del estado de Aguascalientes, México. *Revista Internacional de Contaminación Ambiental*, 19(4), 197–204.
- Hernández Bedolla, J., Solera, A., Paredes Arquiola, J., & Roblero Escobar, C. X. (2019). Análisis del cambio en las aportaciones hidrológicas en la cuenca del río Júcar a partir de 1980 y sus causas. *Ingeniería del agua*, 23(2), 141–155.
- Hughes-Lomelín, R. N.-H., Sánchez Quispe, S. T., Hernández Hernández, M. A., & García-Romero, L. (2023). Superficial Hydrological Modelling of the Aguascalientes Valley Aquifer (Mexico) Contribution Area. A Comparison between Témez and HBV Models. *ANALES del XXX Congreso Latinoamericano de Hidráulica – VOLUMEN 2 – HIDROLOGÍA SUPERFICIAL Y SUBTERRÁNEA*, 789–799. <https://doi.org/ISBN:978-90-832612-3-2>
- Huyakorn, P. S., & Pinder, G. F. (1983). *Computational methods in subsurface flow*. Academic Press. Inc London.
- INAGUA. (2022). *Información de presas del Estado*. <https://www.aguascalientes.gob.mx/INAGUA/presas>
- INEGI. (2023). *Fisiografía*. <https://www.inegi.org.mx/temas/fisiografia/#Mapa>
- Izquierdo, J., Pérez, R., & Iglesias, P. L. (2004). Mathematical models and methods in the water industry. *Mathematical and Computer Modelling*, 39(11–12), 1353–1374.
- Johnson, J., & Henderson, A. (2002). Conceptual models: begin by designing what to design. *interactions*, 9(1), 25–32.
- Konikow, L. F., & Bredehoeft, J. D. (1992). Ground-water models cannot be validated. *Advances in water resources*, 15(1), 75–83.
- Konikow, L. F., & Reilly, T. E. (1999). Groundwater modeling. En *The Handbook of Groundwater Engineering*.
- Kotchoni, D. O. V., Vouillamoz, J.-M., Lawson, F. M. A., Adjomayi, P., Boukari, M., & Taylor, R. G. (2019). Relationships between rainfall and groundwater recharge in seasonally humid Benin: a comparative analysis of long-term hydrographs in sedimentary and crystalline aquifers TT - Les relations entre les précipitations et la recharge des eaux souterraines da. *Hydrogeology Journal*, 27(2), 447–457. <https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s10040-018-1806-2>
- Lucas Urbina, O. (2018). *Análisis del transporte de nitratos mediante la modelación subterránea (MODFLOW-MT3D) en los acuíferos Zacapu y Pastor Ortiz (Michoacán)*.

Referencias

- Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.
- Martín Clemente, C. R., Sosa Ramírez, J., Maass Moreno, M., Luna Ruíz, J. de J., Meráz Jiménez, A. de J., & Flores Ancira, E. (2015). Comparación de métodos para estimar disponibilidad hídrica en cuencas forestales. *Terra latinoamericana*, 33(1), 17–26.
- Martínez Martínez, S. I. (2011). *Introducción a la hidrología superficial* (2da ed.). Universidad Autónoma de Aguascalientes.
- Mather, J. R. (1975). *Estimation of areal average precipitation using different network densities and averaging techniques*.
- McDonald, M. G., & Harbaugh, A. W. (1983). *MODFLOW*. U.S. Geological Survey (USGS).
- Mini, P. K., Singh, D. K., & Sarangi, A. (2022). Predictive Simulation of Seawater Intrusion Control Measures in a Coastal Aquifer. *Journal of Sustainable Development of Energy, Water and Environment Systems*, 10(2), 1–15.
- Mishra, D., Chakraborty, R., Sen, K., Pal, S. C., & Mondal, N. K. (2023). Groundwater vulnerability assessment of elevated arsenic in Gangetic plain of West Bengal, India; Using primary information, lithological transport, state-of-the-art approaches. *Journal of Contaminant Hydrology*, 256, 104195. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2023.104195>
- Moriasi, D. N., Arnold, J. G., Van Liew, M. W., Bingner, R. L., Harmel, R. D., & Veith, T. L. (2007). Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *Transactions of the ASABE*, 50(3), 885–900.
- Moriasi, D. N., Gitau, M. W., Pai, N., & Daggupati, P. (2015). Hydrologic and water quality models: Performance measures and evaluation criteria. *Transactions of the ASABE*, 58(6), 1763–1785.
- NOM-127-SSA1-2021. Agua para uso y consumo humano. Límites permisibles de la calidad del agua, Diario Oficial de la Federación (2022). https://dof.gob.mx/nota_detalle.php?codigo=5650705&fecha=02/05/2022#gsc.tab=0
- Nonki, R. M., Lenouo, A., Tshimanga, R. M., Donfack, F. C., & Tchawoua, C. (2021). Performance assessment and uncertainty prediction of a daily time-step HBV-Light rainfall-runoff model for the Upper Benue River Basin, Northern Cameroon. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 36, 100849. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2021.100849>
- OMS. (2018). *Guías para la calidad del agua de consumo humano* (4a ed.). <https://www.who.int/es/publications/i/item/9789241549950>
- Paredes, J., Solera, A., Andreu, J., & Lerma, N. (2011). *EVALHID*. Grupo de Ingeniería de Recursos Hídricos, Universidad Politécnica de Valencia.
- Paredes, J., Solera, A., Andreu, J., & Lerma, N. (2014). *Herramienta EvalHid para la evaluación de recursos hídricos: Manual Técnico v1. 1*. Valencia: Universidad Politécnica de Valencia.
- Radmanesh, F., Golabi, M. R., Khodabakhshi, F., Farzi, S., & Zeinali, M. (2020). Modeling aquifer hydrograph: performance review of conceptual MODFLOW and simulator models. *Arabian Journal of Geosciences*, 13(5), 240. <https://doi.org/10.1007/s12517-020-5230-2>
- Roohollah, N., Farhad, H., Saman, J., Mehrnaz, D., Fuqiang, T., Adamowski, J. F., Ronny, B., Akbar, B., & Björn, K. (2020). PODMT3DMS-Tool: Proper orthogonal decomposition linked to the MT3DMS model for nitrate simulation in aquifers. *Hydrogeology Journal*, 28(3), 1125–1142.
- Ross, M. A., & Tara, P. D. (1993). Integrated Hydrologic Modeling with Geographic Information Systems. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 119(2), 129–140.
- Sainz-Santamaria, J., & Martinez-Cruz, A. L. (2019). How far can investment in efficient

Referencias

- irrigation technologies reduce aquifer overdraft? Insights from an expert elicitation in Aguascalientes, Mexico. *Water resources and economics*, 25, 42–55.
- Salas, J. D. (1980). *Applied modeling of hydrologic time series*. Water Resources Publication.
- Sánchez-Quispe, S. T., Navarro-Farfán, M. del M., & García-Romero, L. (2021). Methodology for Processing Meteorological and Hydrometric Data at Basin Level. En *Handbook T-XVI CIERMMI Women in Science Engineering and Technology* (pp. 107–145). ECORFAN.
- Sánchez San Román, F. J. (2022). *Hidrología Superficial y Subterránea* (2a ed.). Kindle Direct Publishing. <https://hidrologia.usal.es/Libro.htm>
- Sathe, S. S., & Mahanta, C. (2019). Groundwater flow and arsenic contamination transport modeling for a multi aquifer terrain: Assessment and mitigation strategies. *Journal of Environmental Management*, 231, 166–181. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2018.08.057>
- NMX-AA-077-SCFI-2001: *Análisis de Aguas - Determinación de Fluoruros en Aguas Naturales, Residuales y Residuales Tratadas*, (2002) (testimony of Secretaría de Economía).
- NMX-AA-051-SCFI-2016: *Análisis de Agua - Medición de metales por absorción atómica en aguas naturales, potables, residuales y residuales tratadas - Método de prueba*, (2016) (testimony of Secretaría de Economía).
- Decreto por el que se establece veda por tiempo indefinido para el alumbramiento de aguas del subsuelo en la zona que comprende todo el Estado de Aguascalientes, Diario Oficial de la Federación (1963). https://www.dof.gob.mx/nota_to_imagen_fs.php?cod_diario=203532&pagina=2&seccion=0
- SEMARNAT. (2012, abril 24). Acuerdo por el que se dan a conocer los estudios técnicos de los acuíferos Valle de Aguascalientes, clave 0101 en el Estado de Aguascalientes; Encarnación, clave 1422 en el Estado de Jalisco y Ojocaliente, clave 3212 en el Estado de Zacatecas. *Diario Oficial de la Federación*. https://www.dof.gob.mx/nota_detalle_popup.php?codigo=5249906
- SEMARNAT. (2019). *Estadísticas del Agua en México 2019*. https://files.conagua.gob.mx/conagua/publicaciones/Publicaciones/EAM_2019.pdf
- SGM. (2005). *Continuo Nacional de Geología de la República Mexicana escala 1:250,000*. <https://datos.gob.mx/busca/dataset/cartografia-geologica-de-la-republica-mexicana-escala-1-250000>
- SMN. (2021). *Base de datos climatológica nacional (Sistema CLICOM)*. Centro de Investigación Científica y de Educación Superior de Ensenada, Baja California (CICESE). <http://clicom-mex.cicese.mx/>
- Toro-Trujillo, A. M., Arteaga-Ramírez, R., Vázquez-Peña, M. A., & Ibáñez-Castillo, L. A. (2015). Modelos para estimar la evapotranspiración de referencia en la zona norte bananera del Urabá Antioqueño (Colombia). *Agrociencia*, 49(8), 821–836. http://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1405-31952015000800001&lng=es&tlng=es
- Trejo-Vázquez, R., & Bonilla-Petriciolet, A. (2001). Exposure to fluorides from drinking water in the city of Aguascalientes, Mexico. *Revista Panamericana de Salud Publica/Pan American Journal of Public Health*, 10(2), 108–113. <https://doi.org/10.1590/s1020-49892001000800006>
- Trejo Vázquez, R., & Bonilla Petriciolet, A. (2002). Cuantificación de arsénico en el agua subterránea de la ciudad de Aguascalientes, México, y evaluación de riesgos entre la población. *Ingeniería Hidráulica en México*, 17(4), 79–88.
- Trejo Vázquez, R., Treviño Díaz, J. R., & García Díaz, E. (2008). Contaminación aguda

Referencias

- por fluoruros en Aguascalientes. *ConCiencia Tecnológica*, 36, 11–14.
- Universidad Nacional Autónoma de México. (1995). *Definición del flujo regional del agua subterránea, su potencialidad y uso en la zona de la ciudad de Aguascalientes*.
- USGS. (2002). *Basic Ground-Water Hydrology*.
- Vázquez, R. T., Petriciolet, A. B., & Durón, P. G. L. (2002). Posible correlación de los contenidos de arsénico y fluoruros en el agua potable de la ciudad de Aguascalientes, México. *Afinidad: Revista de química teórica y aplicada*, 59(499), 184–190.
- Villalobos González, M. (2016). *Distribución espacial y temporal del arsénico en el agua subterránea del municipio de Aguascalientes*. Universidad Autónoma de Aguascalientes.
- Willmott, C. J., & Matsuura, K. (2005). Advantages of the mean absolute error (MAE) over the root mean square error (RMSE) in assessing average model performance. *Climate research*, 30(1), 79–82.
- Winston, R. B. (2022). *ModelMuse* (5.1.1). U.S. Geological Survey Software Release. <https://doi.org/https://doi.org/10.5066/P90QQ94D>
- WMO. (1966). *Climate Change*. <https://library.wmo.int/viewer/58659/download?file=WMO-195.pdf&type=pdf&navigator=1>
- Zanini, A., Ghirardi, M., & Emiliani, R. (2021). A multidisciplinary approach to evaluate the effectiveness of natural attenuation at a contaminated site. *Hydrology*, 8(3), 101.
- Zheng, C., & Bennet, G. D. (1995). *Applied Contaminant Transport Modeling: Theory and Practice*. John Wiley and Sons.
- Zheng, Chunmiao, & Wang, P. P. (1999). *MT3DMS: A modular three-dimensional multispecies transport model for simulation of advection, dispersion, and chemical reactions of contaminants in groundwater systems; documentation and user's guide*.

ANEXO A. CARACTERÍSTICAS DE LOS DATOS CLIMATOLÓGICOS PARA EL MODELO SUPERFICIAL

Tabla A.1. Estaciones ponderadas para el modelado general superficial

Clave	Nombre	Estado	Entidad	Cuenca
1004	Cañada Honda	OP	AGS	Alto AGS
1005	Presa El Niágara	OP	AGS	Medio AGS
1007	Jesús María (SMN)	SUSP	AGS	Alto AGS
1008	Puerto de la Concepción	OP	AGS	Alto AGS
1013	Mesillas	OP	AGS	Alto AGS
1014	<i>Pabellón Campo Experimental</i>	OP	AGS	Alto AGS
1016	Ganadería Peñuelas	SUSP	AGS	Medio AGS
1017	<i>Presa Potrerillos</i>	OP	AGS	Alto AGS
1018	Presa Plutarco Elías Calles	OP	AGS	Alto AGS
1019	<i>Presa Jocoque</i>	OP	AGS	Alto AGS
1022	<i>San Bartolo</i>	OP	AGS	Medio AGS
1024	San Isidro	OP	AGS	Medio AGS
1025	San Francisco de los Romo (SMN)	SUSP	AGS	Alto AGS
1026	Tepezalá	OP	AGS	Alto AGS
1027	Venadero (DGE)	OP	AGS	Alto AGS
1030	<i>Aguascalientes</i>	OP	AGS	Alto AGS
1034	Sandoval	OP	AGS	Alto AGS
1035	San Francisco de los Viveros	SUSP	AGS	Alto AGS
1036	Santa Rosa	SUSP	AGS	Alto AGS
1041	Pabellón de Arteaga (SMN)	SUSP	AGS	Alto AGS
1043	ETA 127 Aguascalientes	SUSP	AGS	Alto AGS
1057	Venadero (SMN)	SUSP	AGS	Medio AGS
1062	Arellano	OP	AGS	Alto AGS
1063	Peñuelas (SMN)	SUSP	AGS	Medio AGS
1073	La Tinaja	OP	AGS	Medio AGS
1074	Cieneguilla	OP	AGS	Medio AGS
1075	Montoro	OP	AGS	Medio AGS
1076	Los Negritos	OP	AGS	Alto AGS
1077	El Ocote	OP	AGS	Medio AGS
1079	Peñuelas (DGE)	OP	AGS	Medio AGS
1080	Presa Canutillo	OP	AGS	Medio AGS
1082	Rincón de Romos	OP	AGS	Alto AGS
1083	San Francisco de los Romo (DGE)	OP	AGS	Alto AGS
1085	Tepetatillo	OP	AGS	Alto AGS
1088	Cosío	OP	AGS	Alto AGS
1089	Presa 50 Aniversario	OP	AGS	Alto AGS
1090	Jesús María (DGE)	OP	AGS	Alto AGS
1091	Los Alisos	OP	AGS	Medio AGS

Anexo A. Características de los datos climatológicos para el modelo superficial

Tabla A.1. (cont.)

Clave	Nombre	Estado	Entidad	Cuenca
1094	El Chayote	OP	AGS	Alto AGS
1096	Calvillito	OP	AGS	Alto AGS
1097	Aguascalientes II	OP	AGS	Alto AGS
1098	La Posta UAA	OP	AGS	Alto AGS
1101	Las Presas	OP	AGS	Alto AGS
1102	Pabellón de Arteaga (DGE)	OP	AGS	Alto AGS
1104	Abelardo L. Rodríguez	OP	AGS	Alto AGS
1105	Los Cuartos	OP	AGS	Alto AGS
1106	La Primavera	OP	AGS	Medio AGS
1108	Arroyo Hondo (CYCNA)	OP	AGS	Alto AGS
14006	Ajojuar	OP	JAL	Medio AGS
14101	Michoacanejo	OP	JAL	Medio AGS
14122	San Bernardo	OP	JAL	Medio AGS
14127	San Juanico	SUSP	JAL	Medio AGS
32041	Ojocaliente	OP	ZAC	Alto AGS
32051	San Pedro Piedra Gorda - Ciudad Cuauhtémoc	OP	ZAC	Alto AGS
32058	Trancoso	OP	ZAC	Alto AGS
32120	Genaro Codina	OP	ZAC	Alto AGS
32122	Luis Moya	OP	ZAC	Alto AGS
32126	Palmillas	OP	ZAC	Alto AGS
32138	Canoas	SUSP	ZAC	Alto AGS
32150	San Gerónimo	OP	ZAC	Alto AGS

Tabla A.1. (cont.)

Clave	Coordenadas (UTM zona 13N)		Elevación (msnm)	Distancia a CG (km)
	X (m)	Y (m)		
1004	789,213.73	2,435,565.37	1,925	28.16
1005	771,780.22	2,410,856.90	1,844	11.71
1007	774,226.07	2,431,020.70	1,880	31.61
1008	795,393.95	2,458,066.79	2,323	16.08
1013	791,986.90	2,470,248.96	2,021	14.61
1014	779,186.12	2,453,790.51	1,934	8.36
1016	781,176.35	2,403,263.17	1,850	17.79
1017	763,503.74	2,460,820.27	2,172	16.39
1018	766,594.80	2,450,745.50	2,053	17.46
1019	772,389.03	2,449,371.44	2,006	14.77
1022	792,683.95	2,407,625.06	1,998	29.70
1024	799,492.74	2,411,131.38	2,004	37.07
1025	781,603.56	2,443,893.81	1,880	18.32
1026	791,853.57	2,460,305.39	2,110	12.15
1027	762,127.43	2,421,397.98	2,026	44.41
1030	778,085.79	2,423,708.31	1,889	38.46
1034	798,722.95	2,422,908.76	2,007	43.52
1035	796,516.53	2,425,848.56	2,020	39.92

Anexo A. Características de los datos climatológicos para el modelo superficial

Tabla A.1. (cont.)

Clave	Coordenadas (UTM zona 13N)		Elevación (msnm)	Distancia a CG (km)
	X (m)	Y (m)		
1036	779,128.30	2,414,983.89	1,860	47.15
1041	780,199.87	2,451,935.88	1,900	10.19
1043	778,998.81	2,422,361.40	1,855	39.77
1057	761,784.51	2,420,871.60	2,000	18.27
1062	781,939.78	2,413,393.43	1,911	48.78
1063	781,893.56	2,404,871.41	1,870	18.63
1073	796,759.54	2,414,493.65	2,027	35.39
1074	763,480.35	2,405,233.45	1,839	2.56
1075	779,016.01	2,408,388.93	1,871	16.63
1076	773,936.44	2,420,866.02	1,887	41.68
1077	756,692.71	2,410,850.78	2,045	10.58
1079	782,181.81	2,404,965.14	1,900	18.92
1080	756,109.10	2,416,901.48	1,950	15.99
1082	776,738.53	2,460,861.09	1,965	3.35
1083	781,393.69	2,444,078.43	1,909	18.11
1085	790,836.79	2,445,602.36	2,040	19.85
1088	778,374.87	2,475,484.38	2,023	13.44
1089	761,461.33	2,455,888.63	2,104	19.41
1090	773,616.44	2,431,010.13	1,881	31.73
1091	736,132.73	2,406,035.95	2,216	27.48
1094	784,826.45	2,467,101.72	1,951	7.04
1096	791,244.84	2,417,262.08	1,970	46.29
1097	782,573.44	2,424,895.73	1,946	37.33
1098	772,367.17	2,432,129.84	1,941	30.91
1101	800,977.89	2,425,633.42	2,045	42.17
1102	780,628.53	2,451,633.28	1,930	10.52
1104	765,645.85	2,425,578.09	1,971	39.21
1105	773,632.01	2,433,691.88	1,901	29.10
1106	760,686.78	2,430,392.80	2,059	27.85
1108	787,925.05	2,455,677.66	1,999	10.34
14006	765,173.73	2,386,670.44	1,745	16.10
14101	748,916.40	2,383,830.30	1,860	23.76
14122	770,051.08	2,394,329.78	1,800	10.67
14127	757,011.50	2,396,143.43	1,830	9.13
32041	780,774.26	2,499,353.68	2,062	37.24
32051	773,015.44	2,485,395.25	2,053	24.25
32058	770,157.46	2,517,757.23	2,200	56.47
32120	761,336.37	2,489,004.58	2,176	32.64
32122	782,878.03	2,483,999.29	2,017	22.08
32126	771,819.34	2,507,558.69	2,169	46.14
32138	759,815.58	2,491,261.35	2,256	35.36
32150	757,770.13	2,506,982.77	2,273	50.00

Anexo A. Características de los datos climatológicos para el modelo superficial

Tabla A.1. (cont.)

Clave	Año inicial	Año final	Servicio	% Vacíos
1004	1970	2016	46	3.55
1005	1957	2016	59	1.95
1007	1941	1988	47	3.65
1008	1959	2016	57	2.72
1013	1963	2016	53	3.85
1014	1937	2016	79	11.04
1016	1945	1976	31	21.34
1017	1942	2016	74	2.00
1018	1949	2016	67	2.57
1019	1967	2016	49	4.84
1022	1962	2016	54	3.18
1024	1947	2016	69	2.39
1025	1926	1983	57	19.10
1026	1972	2016	44	3.71
1027	1949	2016	67	36.40
1030	1971	2016	45	13.41
1034	1979	2016	37	5.05
1035	1972	1983	11	9.75
1036	1972	1976	4	33.40
1041	1928	1960	32	15.91
1043	1973	1976	3	39.50
1057	1942	1960	18	1.32
1062	1979	2016	37	5.05
1063	1942	1960	18	4.37
1073	1979	2016	37	7.03
1074	1979	2015	36	4.73
1075	1979	2016	37	6.13
1076	1979	2016	37	5.05
1077	1979	2016	37	4.61
1079	1979	2016	37	7.45
1080	1979	2016	37	6.79
1082	1978	2016	38	6.41
1083	1979	2016	37	4.61
1085	1980	2016	36	7.22
1088	1981	2016	35	8.11
1089	1983	2016	33	4.91
1090	1995	2016	21	12.14
1091	1986	2016	30	12.35
1094	1986	2016	30	4.84
1096	1990	2016	26	3.41
1097	2001	2016	15	17.19
1098	2001	2016	15	15.12
1101	2002	2015	13	16.07
1102	1990	2016	26	3.41
1104	2002	2013	11	20.17

Anexo A. Características de los datos climatológicos para el modelo superficial

Tabla A.1. (cont.)

Clave	Año inicial	Año final	Servicio	% Vacíos
1105	2001	2016	15	17.19
1106	2001	2016	15	15.12
1108	2002	2015	13	16.07
14006	1940	2014	74	3.44
14101	1962	2014	52	4.40
14122	1942	2014	72	4.90
14127	1962	1990	28	3.17
32041	1961	2014	53	20.52
32051	1942	2014	72	14.04
32058	1961	2014	53	7.41
32120	1979	2014	35	18.53
32122	1979	2014	35	15.97
32126	1979	2014	35	12.72
32138	1982	2003	21	21.95
32150	2005	2014	9	12.5

ANEXO B. RESULTADOS DEL MODELO SUBTERRÁNEO

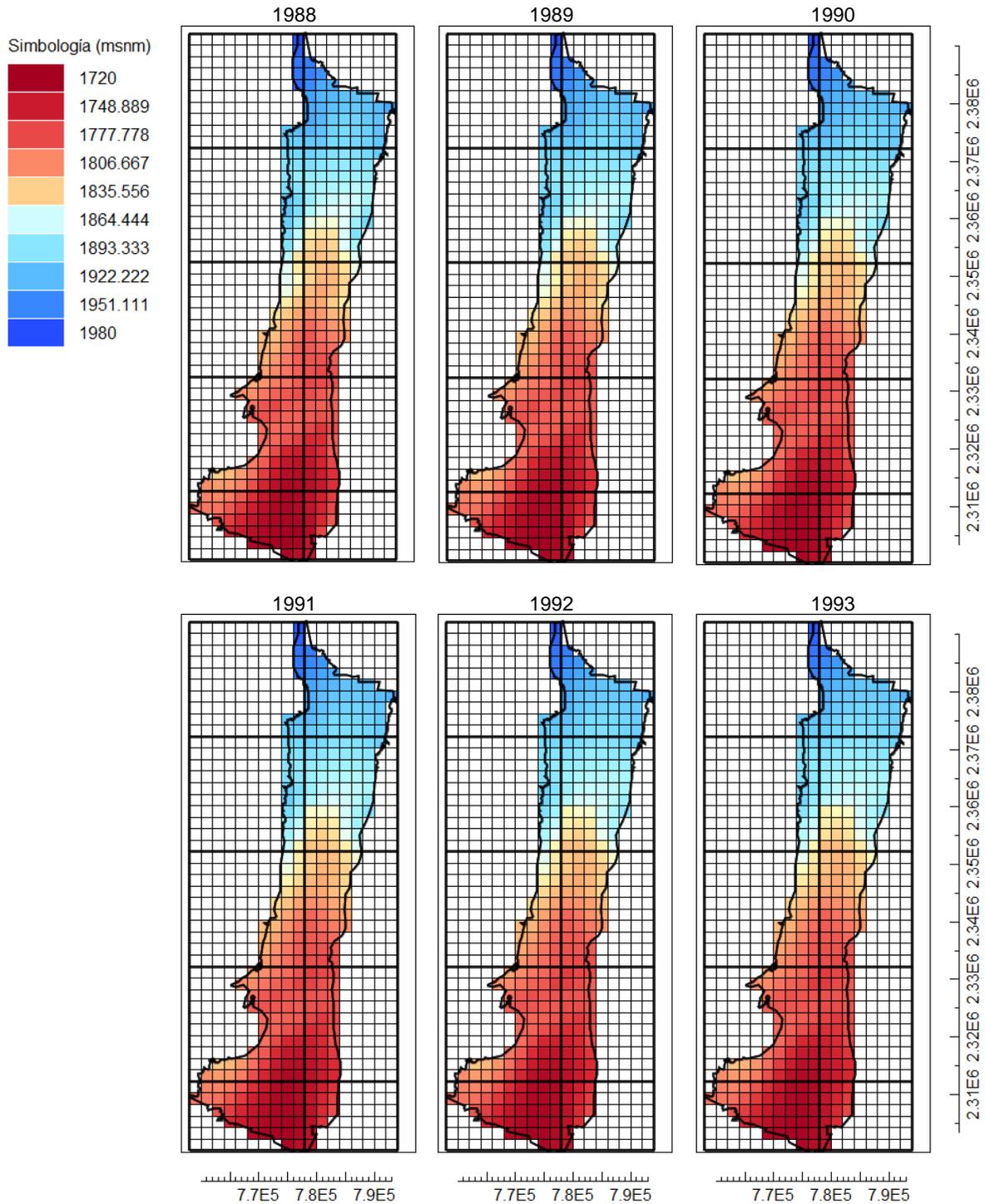


Figura B.1. Niveles piezométricos simulados en MODFLOW. Años 1988-1993.

Anexo B. Resultados del modelo subterráneo

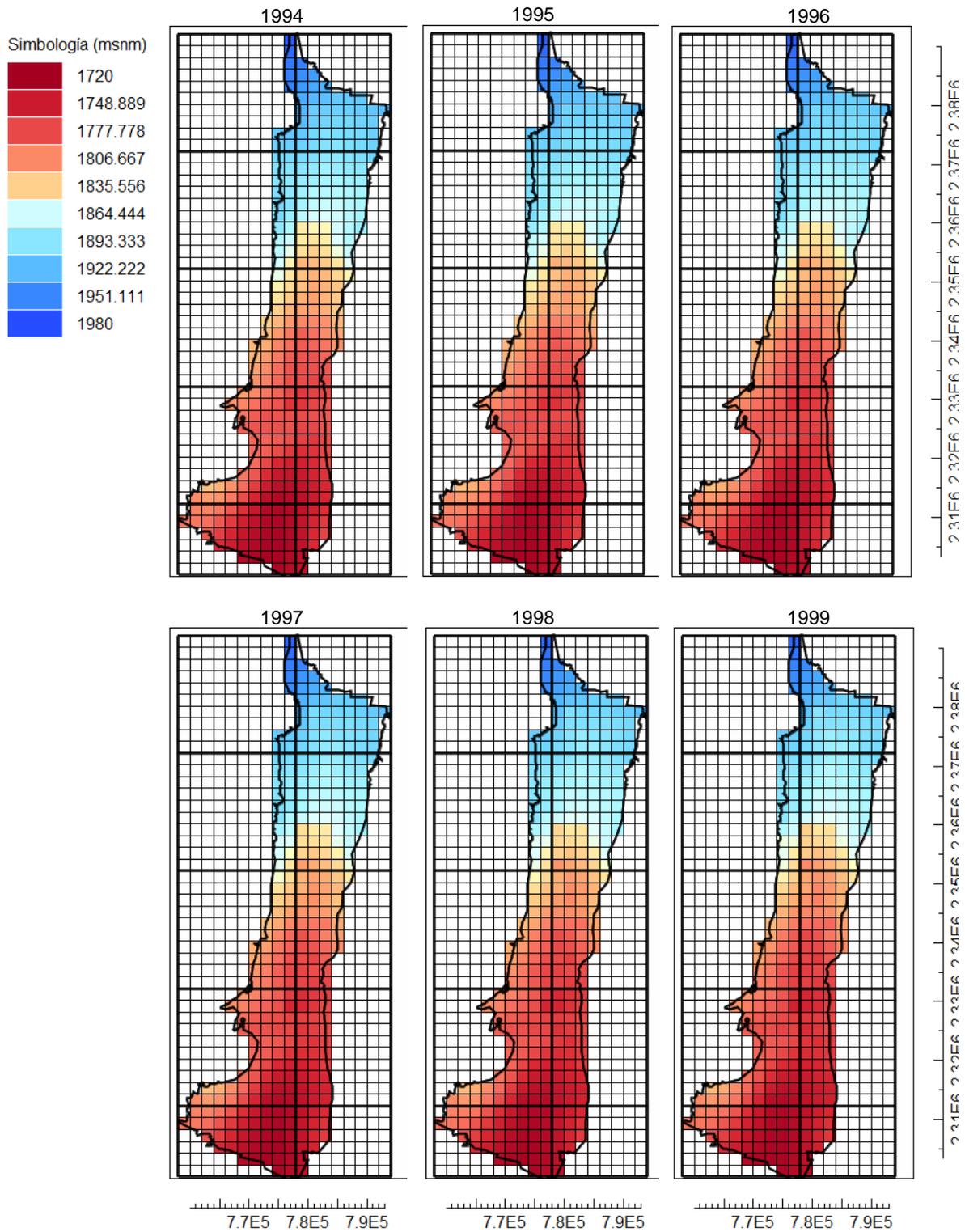


Figura B.2. Niveles piezométricos simulados en MODFLOW. Años 1994-1999.

Anexo B. Resultados del modelo subterráneo

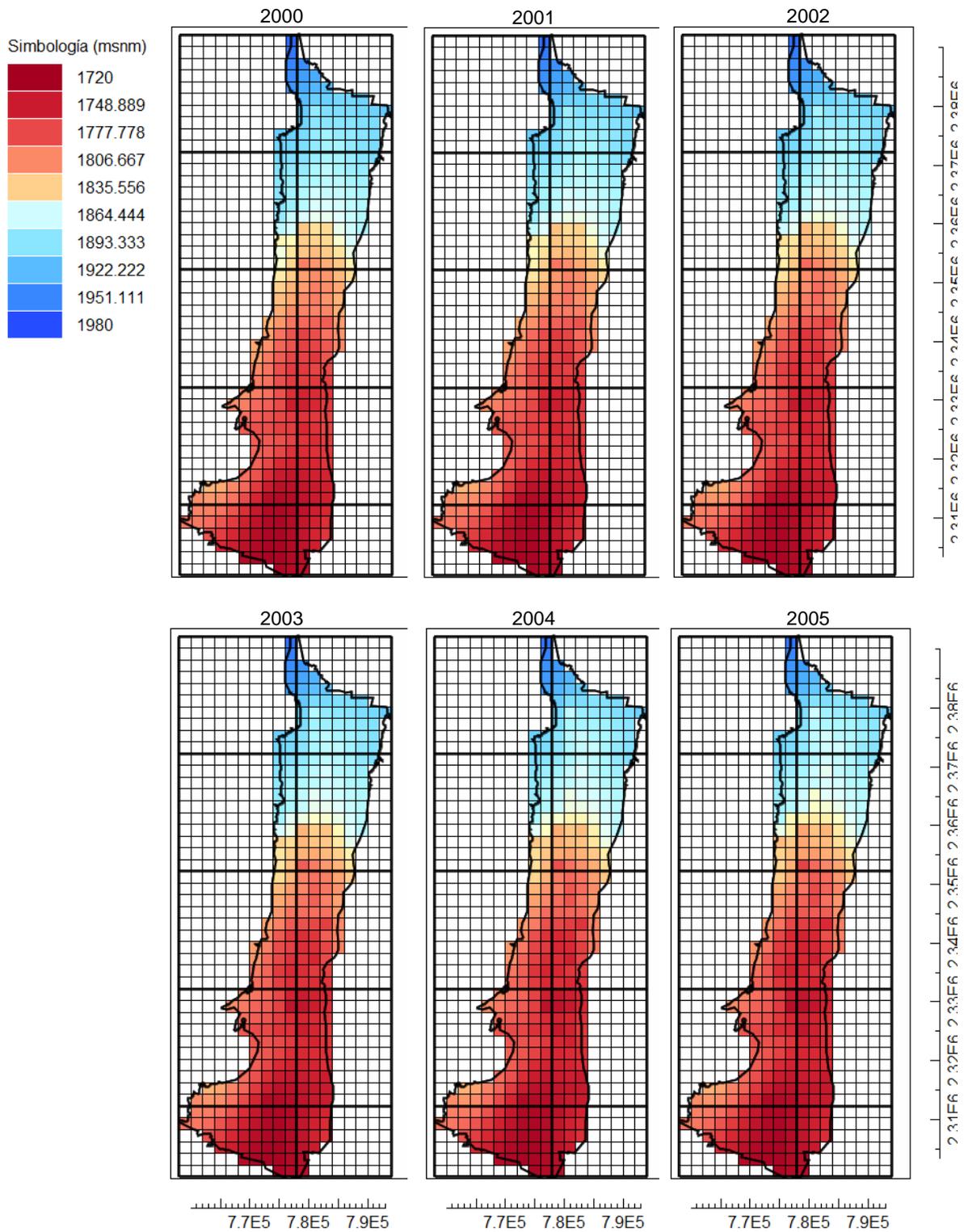


Figura B.3. Niveles piezométricos simulados en MODFLOW. Años 2000-2005.

Anexo B. Resultados del modelo subterráneo

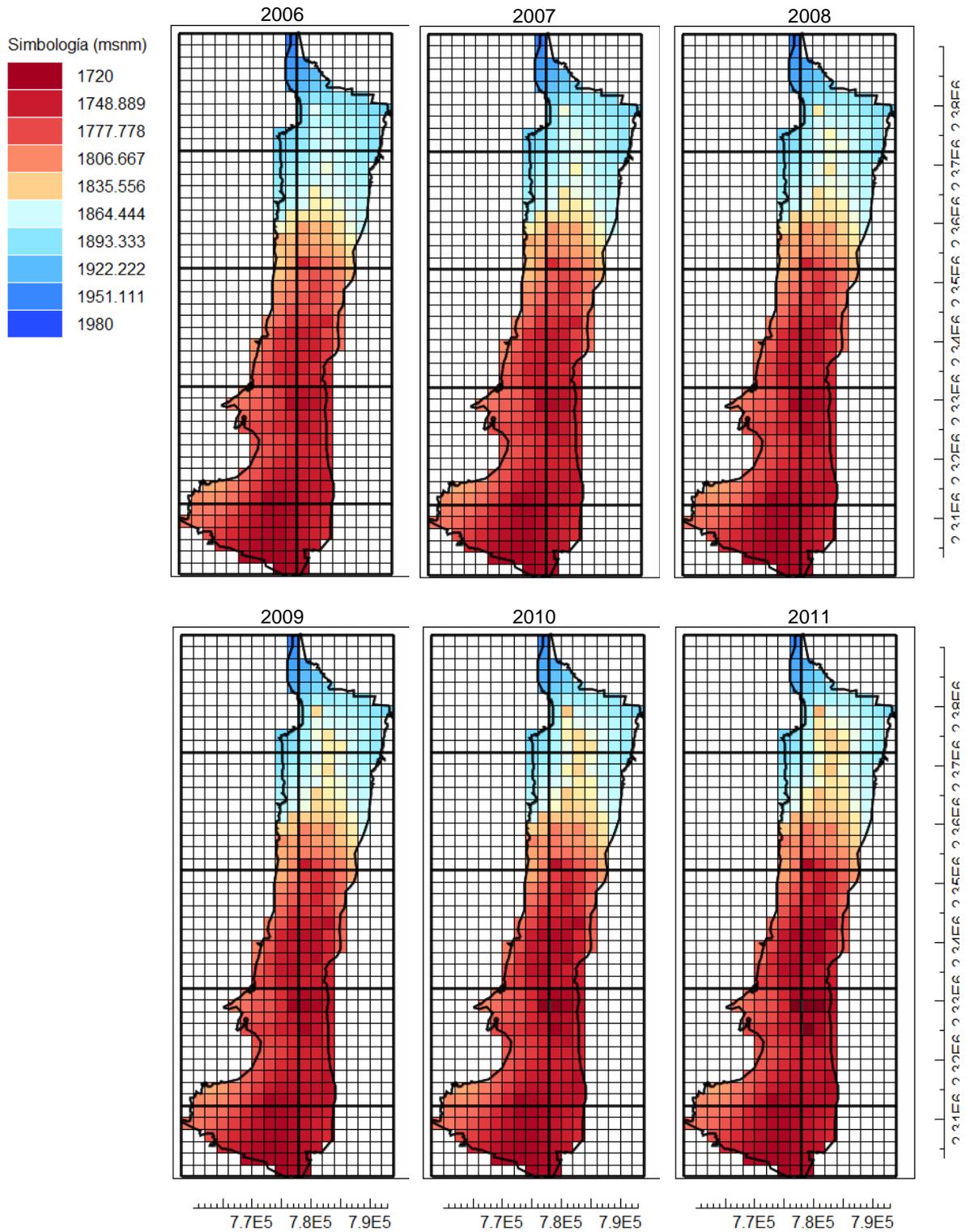


Figura B.4. Niveles piezométricos simulados en MODFLOW. Años 2006-2011.

Anexo B. Resultados del modelo subterráneo

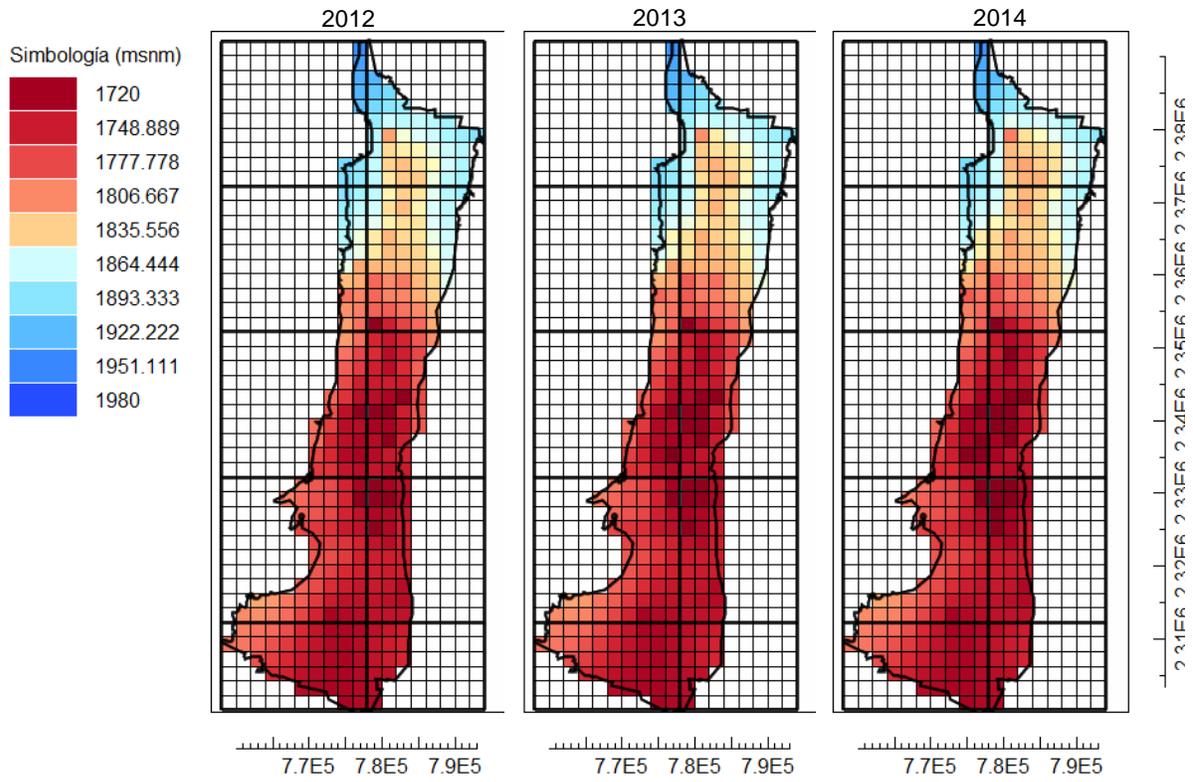


Figura B.5. Niveles piezométricos simulados en MODFLOW. Años 2012-2014.

ANEXO C. RESULTADOS DEL MODELO DE TRANSPORTE

C.1 Fluoruro

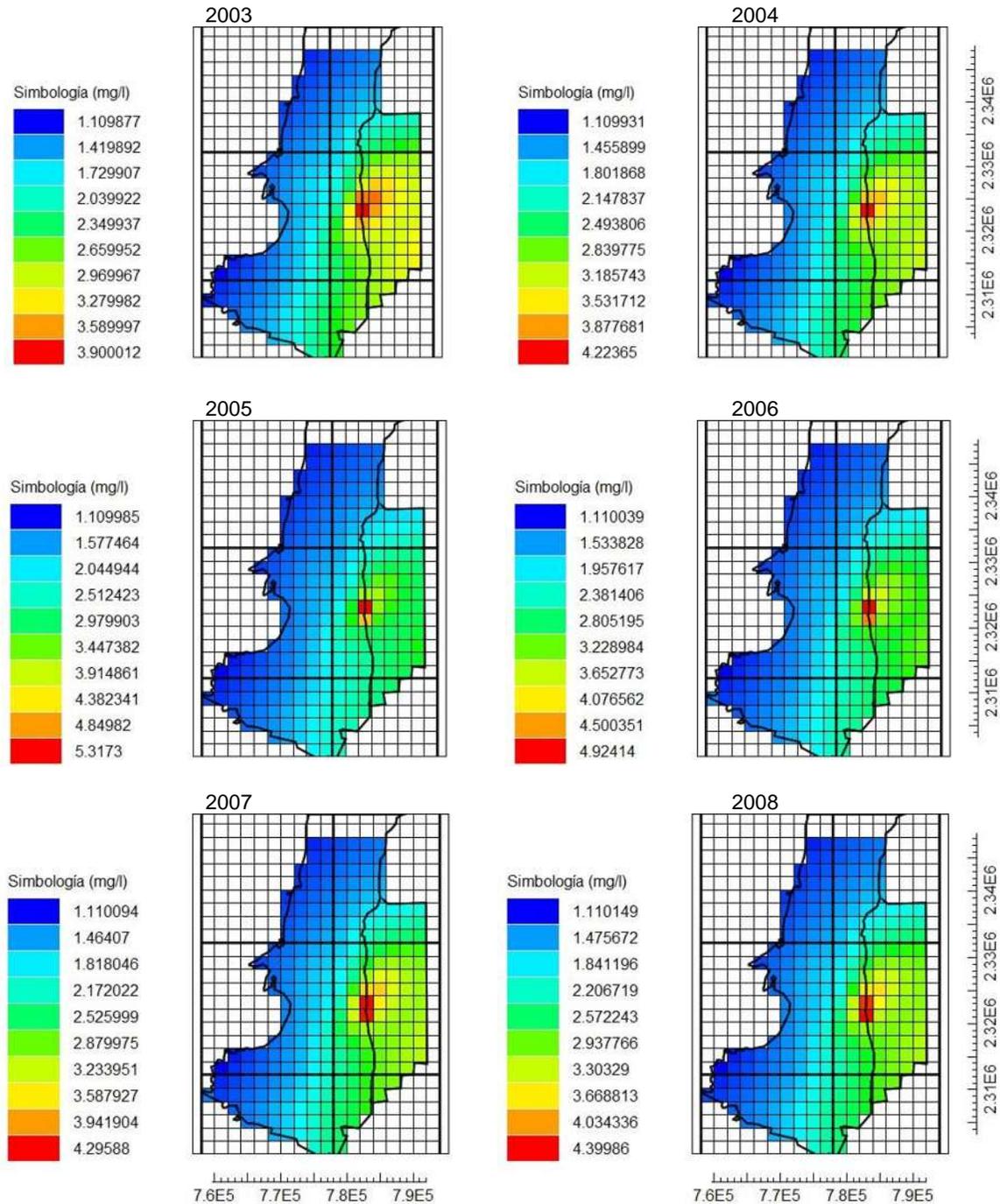


Figura C.1. Concentraciones de fluoruro en MT3DMS. Años 2003-2008.

Anexo C. Resultados del modelo subterráneo Fluoruro

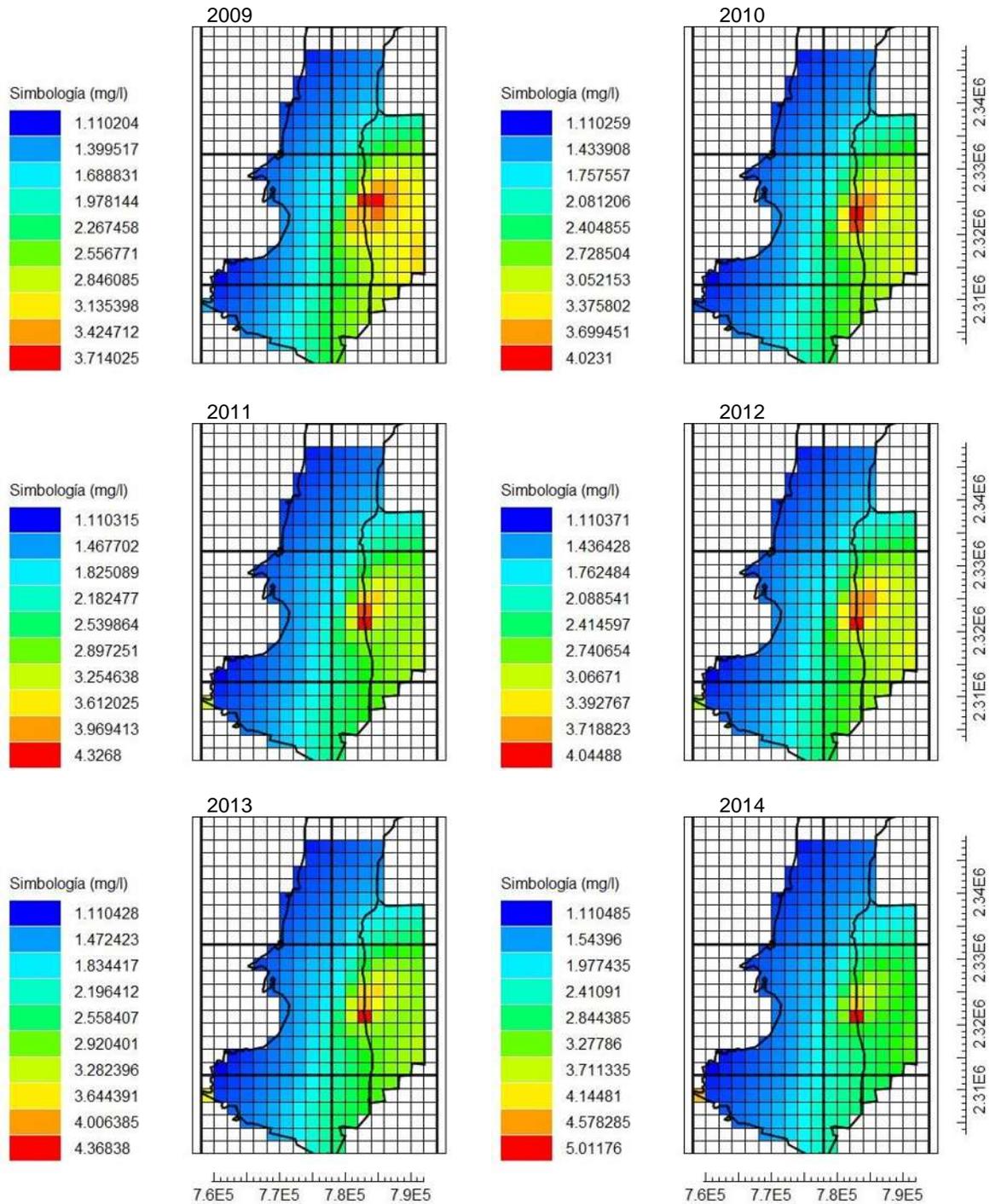


Figura C.2. Concentraciones de fluoruro en MT3DMS. Años 2009-2014.

Anexo C. Resultados del modelo de transporte

C.2 Arsénico

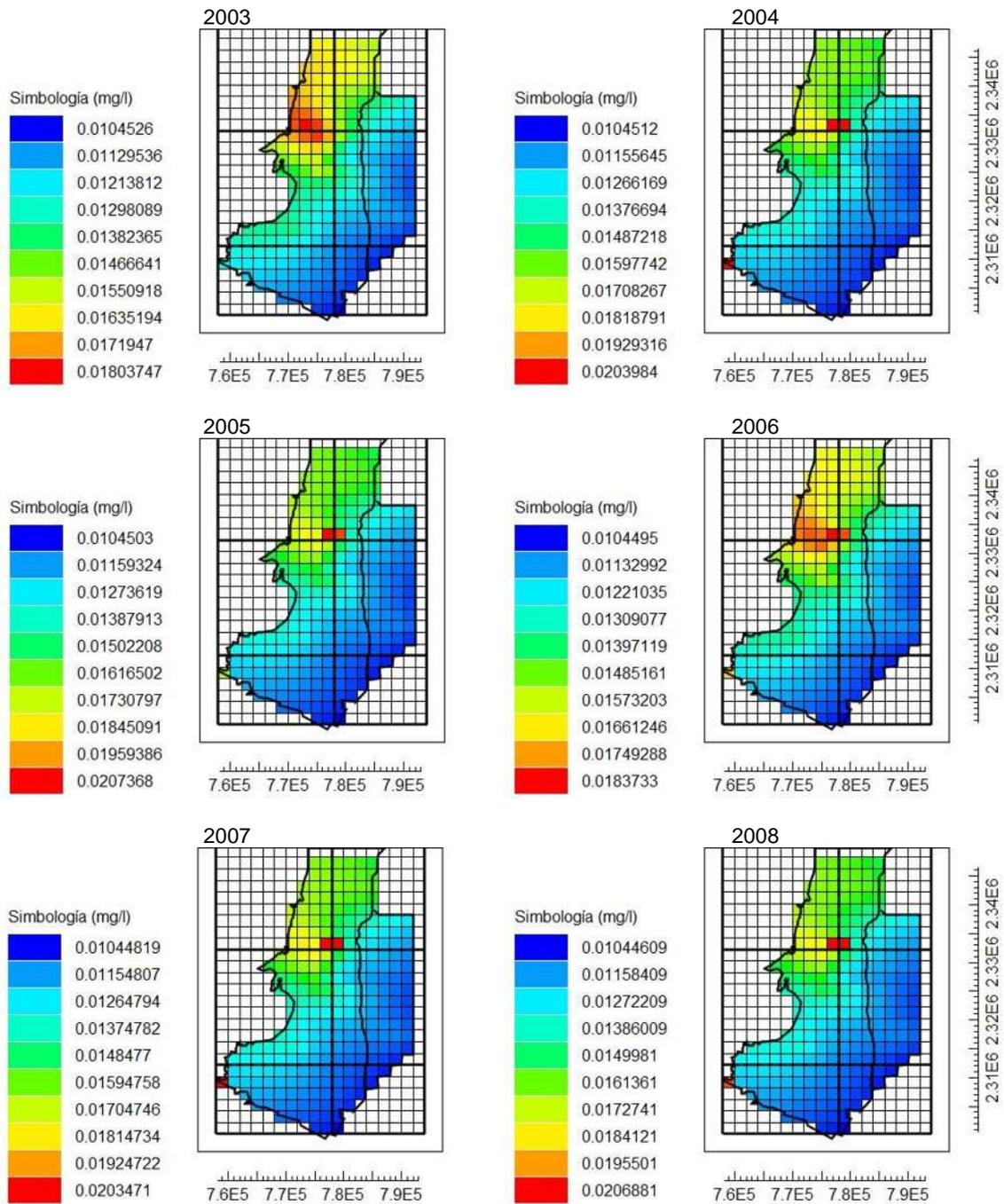


Figura C.3. Concentraciones de arsénico en MT3DMS. Años 2003-2008.

Anexo C. Resultados del modelo de transporte Arsénico

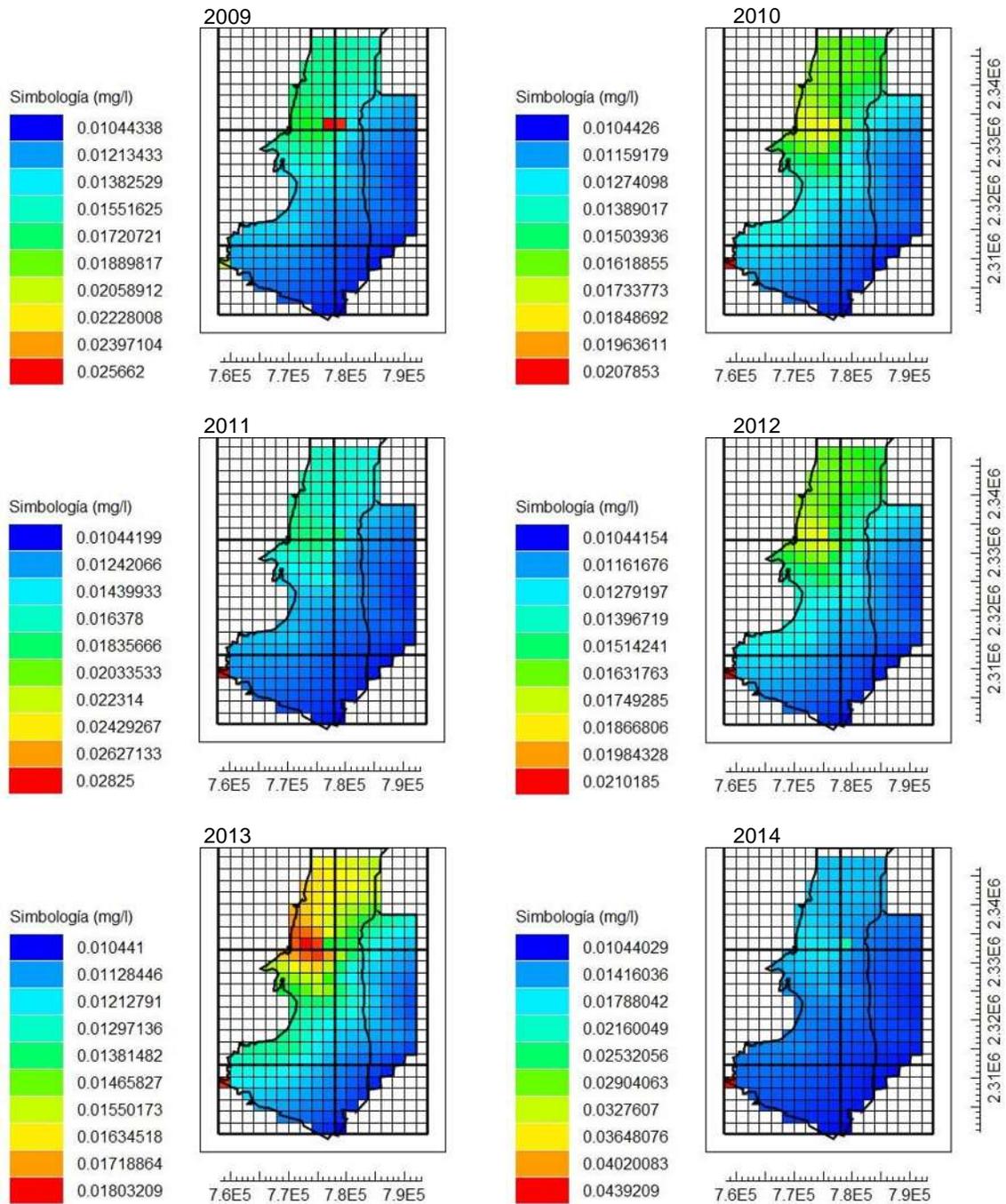


Figura C.4. Concentraciones de arsénico en MT3DMS. Años 2009-2014.