



UNIVERSIDAD MICHOACANA DE SAN NICOLÁS DE HIDALGO

**FACULTAD DE INGENIERÍA QUÍMICA
FACULTAD DE INGENIERÍA CIVIL
FACULTAD DE BIOLOGÍA**

**PROGRAMA DE MAESTRÍA EN CIENCIAS
EN INGENIERÍA AMBIENTAL**

**ANÁLISIS DEL TRANSPORTE DE NITRATOS MEDIANTE LA
MODELACIÓN SUBTERRÁNEA (MODFLOW-MT3D) EN LOS
ACUÍFEROS ZACAPU Y PASTOR ORTIZ (MICHOACÁN)**

TESIS

Para Obtener el grado de
MAESTRO EN CIENCIAS EN INGENIERIA AMBIENTAL

Presenta

OMAR LUCAS URBINA

Ingeniero Civil

orlucas53@gmail.com

Director de Tesis

M. C. GABRIEL MARTÍNEZ HERRERA

Maestro en Ciencias en Ingeniería Ambiental

gmartine@umich.mx

Codirector de Tesis

DR. MARIO ALBERTO HERNÁNDEZ HERNÁNDEZ

Doctor en Ingeniería del Agua y Medio Ambiente

albertohh@live.com.mx

Morelia Michoacán, septiembre de 2018

A mi mamá Ana María

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.

Al posgrado de Maestría en Ciencias en Ingeniería Ambiental.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT).

A la Universidad Politécnica de Valencia, por permitirme realizar mi estancia de investigación.

Al M.C. Gabriel Martínez Herrera por su gran labor de tutor y por sus conocimientos y apoyo inducido a la elaboración de este proyecto.

Al Dr. Mario Alberto Hernández Hdez. por el aporte de conocimientos y apoyo a este trabajo de investigación.

A la Dra Sonia Tatiana Sánchez Quispe por el aporte de conocimientos, por el apoyo a la realización de este trabajo y a la realización de la estancia, así como, el apoyo y la confianza hacia mi persona en cada momento.

A la Dra Ruth muy en especial por su transmisión de conocimientos en el aula, por su calidez humana y apoyo personal.

A mis sinodales por el aporte que realizaron para enriquecer este trabajo de investigación.

A mis compañeros de la maestría, a mis amigos Iván y Daniel, con quien compartir estos dos años de maestría y la estancia académica, por sus atenciones a mi persona, por todo lo vivido y esa alegría que contagiaban.

A Liliana y Jaime por recibirme en Valencia y hacerme pasar una estancia muy grata, amena y por cada momento vivido a lado de Tati papás panchitos. Así mismo, a mis amigos Españolitos que me brindaron su amistad y las puertas de su hogar.

A mi mamá quien me motiva a seguir adelante y que por ella llegaré muy alto, no sin de la mano de mis hermanos, quienes me apoyan incondicionalmente y están conmigo en cada momento de mi vida.

A mis amigos de vida que siempre están ahí, con un mensaje, una llamada reunión etc. Y a todas las personas que se preocupan por mí.

A Miguel Oros por formar parte de mi vida y apoyarme e impulsarme a cada instante, por su gran paciencia y por cada momento vivido.

RESUMEN

A nivel mundial el uso del agua subterránea suministra cerca del 75% del volumen utilizado en las ciudades, asociado con una disminución de la calidad de las aguas subterráneas y precedida por la sobreexplotación de acuíferos. La inversión en la gestión de las aguas subterráneas podría contribuir a generar soluciones para la regeneración de aguas y acuíferos contaminados. Esta investigación evaluará el grado de contaminación por presencia de nitratos, en los acuíferos de Zacapu y Pastor Ortiz en el Estado de Michoacán, generados por la sobreexplotación y a la alta producción agrícola presente en la zona. Se contemplan tres módulos del distrito de riego Rosario-Mezquite 087, susceptible a la proliferación de uso de fertilizantes a base de nitrógeno, incorporando nitratos al suelo, y estos a su vez, removidos por las precipitaciones e infiltrándose al acuífero, causando la contaminación de las aguas subterráneas. Aunado a ello, la escasa información de las concentraciones por nitratos se ha recopilado por la Red Nacional de Monitoreo de la Calidad del Agua, a partir de ocho pozos distribuidos en la zona de estudio. Se tienen datos registrados desde el 2013 a la fecha, por lo que, con periodos cortos de información, resulta un gran reto para la calibración del modelo y las consideraciones a realizar, para llevar acabo las simulaciones, las cuales se considera tienen un alto grado de incertidumbre. Sin embargo, mediante la aplicación de distintas pruebas estadísticas se ha podido determinar la similitud de los resultados obtenidos con los modelos matemáticos respecto a los datos históricos registrados en la zona de estudio. La importancia de este estudio es difundir el conocimiento de la contaminación (de tipo difusa) de las aguas subterráneas e implementar medidas de prevención y mitigación de la presencia de contaminantes en los acuíferos de interés, con lo que se espera tener en un futuro la disponibilidad de agua tanto en cantidad como en calidad suficientes y adecuadas. Para ello, se propone el uso de los modelos MODFLOW y MT3D, para la determinación del comportamiento del flujo en el acuífero y la evaluación de la contaminación por nitratos, que puede ser útil en la evaluación y simulación de la gestión de las aguas subterráneas y contribuir a evitar el deterioro de la calidad del agua, para la preservación y el cuidado del recurso hídrico.

Palabras clave: Modelación de acuíferos, transporte de contaminantes, balance de nitrógeno, calidad del agua y hidrogeología.

ABSTRACT

Globally, the use of groundwater supplies about 75% of the volume used in cities, associated with a decrease in the quality of groundwater and preceded by the overexploitation of aquifers. Investment in groundwater management could contribute to generating solutions for the regeneration of contaminated water and aquifers. This investigation will evaluate the degree of contamination by the presence of nitrates, in the Zacapu and Pastor Ortiz aquifers in the State of Michoacán, generated by overexploitation and the high agricultural production present in the area. Three modules of the irrigation district Rosario-Mezquite 087 are considered, susceptible to the proliferation of the use of nitrogen-based fertilizers, incorporating nitrates into the soil, and these in turn, removed by rainfall and infiltrating the aquifer, causing pollution of the soil. the groundwater. In addition to this, the scarce information on nitrate concentrations has been compiled by the National Water Quality Monitoring Network, based on eight wells distributed in the study area. There are data recorded from 2013 to date, so, with short information periods, it is a great challenge to calibrate the model and the considerations to be made, to carry out the simulations, which are considered to have a high degree of uncertainty. However, through the application of different statistical tests it has been possible to determine the similarity of the results obtained with the mathematical models with respect to the historical data recorded in the study area. The importance of this study is to spread awareness of the contamination (diffuse type) of groundwater and implement measures to prevent and mitigate the presence of contaminants in aquifers of interest, which is expected to have in the future availability of water in sufficient quantity and quality and adequate. For this purpose, the use of the MODFLOW and MT3D models is proposed for the determination of the behavior of the flow in the aquifer and the evaluation of nitrate contamination, which can be useful in the evaluation and simulation of groundwater management and contribute to avoid the deterioration of water quality, for the preservation and care of water resources.

Keywords: Aquifer modeling, transport of pollutants, nitrogen balance, water quality and hydrogeology.

CONTENIDO

1	INTRODUCCIÓN.....	13
2	MARCO TEÓRICO	15
2.1	ANTECEDENTES.....	15
2.2	MODELOS HIDROLÓGICOS.....	19
2.2.1	Clasificación de los modelos	20
2.2.2	Modelación superficial	20
2.2.3	Modelación subterránea	21
2.2.4	Modelos y software seleccionados	22
2.3	FUENTES DE CONTAMINACIÓN DE NITRATOS	37
2.3.1	Ciclo del nitrógeno	39
2.3.2	Balance de nitrógeno en la agricultura	40
2.3.3	Nitrato en el agua	42
2.3.4	Procesos de transporte.....	43
3	HIPOTESIS Y OBJETIVOS GENERAL Y PARTICULARES	44
3.1	HIPÓTESIS	44
3.2	OBJETIVO GENERAL	44
3.3	OBJETIVOS PARTICULARES	44
4	JUSTIFICACIÓN.....	45
5	METODOLOGÍA	49
5.1	MODELOS MATEMÁTICOS PROPUESTOS	51
5.2	SIMPLIFICACIÓN DEL SISTEMA	51
5.3	ANÁLISIS ESTADÍSTICO DE DATOS – PRUEBAS DE HOMOGENEIDAD.....	54
5.4	LLENADO DE SERIES DE PRECIPITACIÓN	57
5.5	MODELACIÓN HIDROLÓGICA SUPERFICIAL – MÓDULO EVALHID.....	59
5.5.1	Configuración conceptual del modelo.....	59
5.5.2	Calibración del sistema superficial.....	60
5.6	MODELACIÓN HIDROLÓGICA SUBTERRÁNEA – MODELO MODFLOW-PMWIN ..	61
5.6.1	Calibración del sistema subterráneo.....	62
5.7	MODELACIÓN DEL TRANSPORTE DE CONTAMINANTE – MÓDULO MT3D	62
5.7.1	Calibración del transporte de contaminante	62
6	RESULTADOS	63
6.1	CARACTERIZACIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO.....	63
6.2	RECOPIACIÓN DE DATOS	69
6.2.1	Demanda urbana	69
6.2.2	Demanda industrial.....	73
6.2.3	Demanda agrícola	73
6.2.4	Presas	75
6.2.5	Estaciones meteorológicas.....	75

6.2.6	Estaciones hidrométricas.....	81
6.2.7	Llenado de estaciones.....	82
6.3	MÓDULO EVALHID	84
6.3.1	Simulación del módulo de EvalHid	87
6.3.2	Comparativa de resultados de estudios previos	91
6.4	MODELO MODFLOW.....	92
6.4.1	Caracterización del acuífero Pastor-Ortiz	92
6.4.2	Caracterización del acuífero Zacapu	100
6.4.3	Monitoreo de niveles piezométricos.....	109
6.4.4	Análisis de niveles piezométricos	111
6.4.5	Configuración del modelo matemático.....	116
6.4.6	Calibración de la modelación subterránea.....	121
6.4.7	Validación de la modelación subterránea	122
6.5	BALANCE DE NITRÓGENO EN LA AGRICULTURA DE MICHOACÁN	125
6.6	TRANSPORTE DE CONTAMINANTE MODULO MT3D	129
6.6.1	Esquema de simulación del transporte de nitratos	132
6.6.2	Monitoreo de la calidad del agua de pozos	132
6.6.3	Análisis de sensibilidad.....	135
6.6.4	Calibración del transporte de contaminante	136
6.7	ESCENARIOS DE TRANSPORTE DE NITRATOS	137
6.7.1	Primer escenario.....	138
6.7.2	Segundo escenario.....	143
6.7.3	Tercer escenario.....	148
6.7.4	Cuarto escenario	152
6.7.5	Quinto escenario.....	154
7	DISCUSIÓN DE RESULTADOS.....	155
8	CONCLUSIONES Y LÍNEAS FUTURAS DE INVESTIGACIÓN	158
8.1	CONCLUSIONES	158
8.2	LÍNEAS FUTURAS DE INVESTIGACIÓN.....	160
9	BIBLIOGRAFIA.....	161
Anexo A.-	Modelación del acuífero en MODFLOW-PMWIN	167
Anexo B.-	Modelación del transporte de contaminante MT3D	171
Anexo C.-	Evaluación del peligro de contaminación del agua subterránea.....	172

INDICE DE TABLAS

Tabla 1. Rangos de los parámetros de Témex.....	31
Tabla 2. Rangos de evaluación de consistencia para la prueba de secuencias.....	56
Tabla 3. Rangos de ajuste recomendados para modelaciones mensuales (Moriassi et al., 2007). ...	61
Tabla 4. Rangos de ajuste para el Coeficiente de Correlación de Pearson.....	61
Tabla 5. Censos de población de acuerdo al INEGI.....	70
Tabla 6. Proyecciones de población por municipio al 2016.....	71
Tabla 7. Consumo doméstico per cápita dependiendo el tipo de clima.....	71
Tabla 8. Temperatura predominante dependiendo del tipo de clima.....	72
Tabla 9. Demandas proyectadas de acuerdo al método estadístico seleccionado.....	72
Tabla 10. Volúmenes de extracciones de tipo industrial en los acuíferos de Zacapu y Pastor Ortiz.	73
Tabla 11. Áreas dominadas y regables por módulo.....	74
Tabla 12. Capacidades de las presas de las que depende el distrito de riego.....	75
Tabla 13. Información descriptiva de las estaciones meteorológicas para la Cuenca.....	76
Tabla 14. Rangos de ponderación.....	77
Tabla 15. Resultado de la selección de estaciones principales para el estudio.....	78
Tabla 16. Resultados de las pruebas de homogeneidad y Límites de Anderson.....	79
Tabla 17. Límites de Anderson y coeficiente de auto correlación para la estación meteorológica con clave 11010.....	80
Tabla 18. Comparación de estadísticos antes y después del llenado de la estación 16017.....	80
Tabla 19. Estaciones hidrométricas seleccionadas de acuerdo a su ubicación en la cuenca	81
Tabla 20. Límites de Anderson y coeficiente de auto correlación de la estación hidrométrica 12713.....	82
Tabla 21. Parámetros de calibración del modelo hidrológico e indicadores de ajuste.....	91
Tabla 22. Resultados de calidad del agua por nitratos en los diversos pozos.....	135
Tabla 23. Distribución de la contaminación de un año de acuerdo a los porcentajes de fertilización.....	138
Tabla 24. Distribución de la contaminación de un año de acuerdo a los porcentajes de fertilización.....	143
Tabla 25. Distribución de la contaminación de un año de acuerdo con los porcentajes de fertilización para el tercer escenario.....	148
Tabla 26. Distribución de la contaminación de un año de acuerdo con los porcentajes de fertilización para el tercer escenario.....	152
Tabla 27. Distribución de la contaminación de un año de acuerdo con los porcentajes de fertilización para el cuarto escenario.....	154

INDICE DE FIGURAS

Figura 1. Esquema conceptual de la simulación del ciclo hidrológico del modelo.	24
Figura 2. Esquema de flujos y almacenamientos del modelo.	25
Figura 3. Ley de Excedentes.	27
Figura 4. Transformación de la precipitación caída en excedente.	28
Figura 5. Gráfico que relaciona la infiltración al acuífero con el excedente existente.	29
Figura 6. Producción de escorrentía subterránea.	30
Figura 7. Aproximación centrada en el bloque (Martínez Cortina & Cruces de Abia, 2007).	33
Figura 8. Ejemplo de acuífero discretización mostrando el contorno y tipo de celda (Martínez Cortina & Cruces de Abia, 2007).	34
Figura 9. Apartados y rubros para el balance de nitrógeno.	41
Figura 10 Proceso de advección.	43
Figura 11 Proceso de difusión.	43
Figura 12. Esquema del proceso metodológico para el uso de modelos.	50
Figura 13. Región hidrológica Lerma-Santiago.	63
Figura 14. Ubicación geográfica de la zona de estudio, cuenca del Río Angulo y Río Lerma.	64
Figura 15. Municipios comprendidos dentro de la zona de estudio.	65
Figura 16. Escurrimientos principales y secundarios dentro del sistema de cuenca.	65
Figura 17. Elevaciones dentro del sistema de cuenca.	66
Figura 18. Uso de suelo dentro de los sistemas de cuenca.	66
Figura 19. Tipo de suelo dentro del sistema de cuenca.	67
Figura 20. Geología dentro del sistema de cuenca.	68
Figura 21. Tipos de clima dentro de la zona de estudio.	68
Figura 22. Área de Influencia del distrito de riego 087 Rosario-Mezquite (CONAGUA-IMTA-SEMARNAT, 2007).	74
Figura 23. Estaciones meteorológicas para la Cuenca del Río Angulo y Río Lerma.	75
Figura 24. Correlograma de estación 16050 mostrando la independencia temporal de acuerdo a los límites de Anderson.	80
Figura 25. Ubicación espacial de las estaciones hidrométricas.	81
Figura 26. Correlograma de dependencia de la estación hidrométrica 12713.	82
Figura 27. Matriz de correlación entre estaciones meteorológicas.	82
Figura 28. Matriz IDW entre estaciones.	83
Figura 29. Matriz de pesos para el proceso de llenado.	83
Figura 30. Series de precipitación de las estaciones de la zona de estudio.	84
Figura 31. Estaciones con series de precipitación completas.	84
Figura 33. Establecimiento de microcuencas dentro del sistema de cuenca del Río Angulo y Río Lerma.	84
Figura 34. Zonas de calibración para la zona de estudio.	85
Figura 35. Polígonos de Thiessen de las estaciones meteorológicas seleccionadas.	86
Figura 36. Zonas de calibración de acuerdo a las estaciones hidrométricas.	86
Figura 37. Escurrimiento de año medio resultante (Hm ³) de la zona 1-12415.	88
Figura 38. Escurrimientos anuales resultantes (Hm ³) de la zona 1-12415.	88
Figura 39. Escurrimientos mensuales resultantes (Hm ³) de la zona 1-12415.	88
Figura 40. Escurrimiento de año medio resultante (Hm ³) de la zona 2-12014.	89

Figura 41. Esgurrimientos anuales resultantes (Hm3) de la zona 2-12014.....	89
Figura 42. Esgurrimientos mensuales resultantes (Hm3) de la zona 2-12014.....	89
Figura 43. Esgurrimiento de año medio resultante (Hm3) de la zona 3-12713.....	90
Figura 44. Esgurrimientos anuales resultantes (Hm3) de la zona 3-12713.....	90
Figura 45. Esgurrimientos mensuales resultantes (Hm3) de la zona 3-12713.....	90
Figura 46. Parámetros de calibración e indicadores de ajustes resultantes para las zonas de modelación del estudio de 2016(Flores Fernández 2016).....	91
Figura 47. Geología general del acuífero Pastor Ortiz (CONAGUA-IMTA-SEMARNAT, 2007).	93
Figura 48. Unidades hidrogeológicas del acuífero Pastor Ortiz (CONAGUA-IMTA-SEMARNAT, 2007).	95
Figura 49. Distribución de transmisividad del acuífero Pastor Ortiz (CONAGUA-IMTA-SEMARNAT, 2007).	97
Figura 50. Distribución de la conductividad hidráulica del acuífero Pastor Ortiz (CONAGUA-IMTA-SEMARNAT, 2007).....	98
Figura 51. Evolución del nivel freático.	99
Figura 52. Geología general del acuífero Zacapu (CONAGUA-IMTA-SEMARNAT, 2007).	101
Figura 53. Sección geológica A – A' (CONAGUA-IMTA-SEMARNAT, 2007).	102
Figura 54. Sección geológica B – B' (CONAGUA-IMTA-SEMARNAT, 2007).	103
Figura 55. Hidrogeología general del acuífero Zacapu (CONAGUA-IMTA-SEMARNAT, 2007).....	104
Figura 56. Distribución de transmisividad del acuífero Zacapu (CONAGUA-IMTA-SEMARNAT, 2007).	106
Figura 57. Variación de la conductividad hidráulica del acuífero Zacapu (CONAGUA-IMTA-SEMARNAT, 2007).....	107
Figura 58. Evolución de los niveles estáticos del acuífero Zacapu (CONAGUA-IMTA-SEMARNAT, 2007).	108
Figura 59. Red de monitoreo para esta investigación.....	109
Figura 60. Medidores para nivel piezométrico.	110
Figura 61. Medición de niveles piezométricos en diversos pozos.	110
Figura 62. Líneas piezométricas observadas para el año de 2007.	111
Figura 63. Líneas piezométricas observadas para el año de 2012.	112
Figura 64. Líneas piezométricas observadas para el año de 2014.....	112
Figura 65. Líneas piezométricas observadas para el año de 2017.....	113
Figura 66. Cortes para la evolución del nivel estático.....	113
Figura 67. Corte A-A' de la evolución del nivel estático de la zona de estudio.....	114
Figura 68. Corte B-B' de la evolución del nivel estático de la zona de estudio.....	114
Figura 69. Variación del nivel piezométrico de los acuíferos Zacapu y Pastor Ortiz.....	115
Figura 70. Profundidades del nivel piezométrico.....	115
Figura 71. Rejilla de 4000m por 4000m ajustada a los acuíferos Zacapu y Pastor Ortiz.	116
Figura 72. Configuración del acuífero en PMWIN - MODFLOW.....	116
Figura 73. Nivel del terreno para cada una de las celdas del sistema subterráneo.	117
Figura 74. Conductividad hidráulica para el sistema subterráneo en metros /día.....	117
Figura 75. Distribución espacial de celdas para la calibración.....	118
Figura 76. Entradas y salidas naturales y artificiales.....	119
Figura 77. Recarga por infiltración a los acuíferos de Zacapu y Pastor Ortiz.....	119

Figura 78. Geología de la zona de estudio.	120
Figura 79. Balance general y modelo conceptual de los acuíferos.	120
Figura 80. Modelación matemática de los acuíferos Zacapu y Pastor Ortiz.	121
Figura 81. Calibración de niveles piezométricos.	122
Figura 82. Gráfico utilizado para la validación con línea de ajuste.	122
Figura 83. Índices para calibración del nivel piezométrico.	123
Figura 84. Comportamiento del nivel piezométrico del acuífero.	123
Figura 85. Gráfico comparativo de los valores observados y simulados al inicio y final del proceso de calibración.	123
Figura 86. Diferencias del nivel piezométrico de marzo de 2017.	124
Figura 87. Diferencias del nivel piezométrico para la validación de julio de 2007.	124
Figura 88. Entradas para el balance de nitrógeno en la agricultura de Michoacán.....	126
Figura 89. Salidas para el balance de nitrógeno en la agricultura de Michoacán.....	126
Figura 90. Balance General de Nitrógeno en la Agricultura de Michoacán.	127
Figura 91. Balance general de Nitrógeno por municipio de la zona de estudio.	127
Figura 92. Porcentaje por entradas de Nitrógeno.	128
Figura 93. Porcentaje de Salidas de Nitrógeno.	128
Figura 94. Producción anual municipal en el periodo comprendido del 2011-2016.	129
Figura 95. Zonas agrícolas pertenecientes a cada municipio de la zona de estudio.	129
Figura 96. Condiciones de frontera para la simulación del transporte de contaminante.	130
Figura 97. Regionalización de municipio en el acuífero.	131
Figura 98. Identificación de las zonas agrícolas de riego y temporales.	131
Figura 99. Pozos de monitoreo para calidad del agua.	132
Figura 100. Toma de muestras del pozo de Pastor Ortiz en la primera salida después de la bomba de succión.....	133
Figura 101. Toma de muestra para el pozo de la Caja en Pastor Ortiz.	133
Figura 102. Toma de Muestras en la salida del río Angulo en su confluencia con el río Lerma.	134
Figura 103. Preservación de muestras y toma de parámetros físico químicos en campo.	134
Figura 104. Comportamiento de las 3 fuentes de información para calibración.	135
Figura 105. Comportamiento del contaminante finalizado el periodo histórico.....	136
Figura 106. Gráfico comparativo de los valores observados y simulados al inicio y final del proceso de calibración.	136
Figura 107. Índices de ajuste para el transporte de nitratos.	137
Figura 108. Esquema general de simulación para los cinco escenarios.....	137
Figura 109. Evolución global del primer escenario de la concentración en los acuíferos de Zacapu y Pastor Ortiz.....	139
Figura 110. Distribución espacial del transporte de nitratos del primer escenario para abril de 2013.....	139
Figura 111. Distribución espacial del transporte de nitratos del primer escenario para el mes de septiembre de 2018.	140
Figura 112. Distribución espacial del transporte de nitratos del primer escenario para el mes de diciembre de 2018.	141
Figura 113. Comportamiento de mes de septiembre de 2018 con respecto a las salidas de flujo del primer escenario.	142

Figura 114. Evolución global del segundo escenario de la concentración en los acuíferos de Zacapu y Pastor Ortiz.....	144
Figura 115. Distribución espacial del transporte de nitratos para el segundo escenario de abril de 2013.....	144
Figura 116. Distribución espacial del transporte de nitratos del primer escenario para el mes de septiembre de 2018.	145
Figura 117. Distribución espacial del transporte de nitratos del segundo escenario para el mes de diciembre de 2018.	146
Figura 118. Comportamiento de mes de septiembre de 2018 con respecto a las salidas de flujo del segundo escenario.	147
Figura 119. Evolución global del tercer escenario de la concentración en los acuíferos de Zacapu y Pastor Ortiz.....	149
Figura 120. Distribución espacial del transporte de nitratos para el tercer escenario del mes de abril de 2013.....	149
Figura 121. Distribución espacial del transporte de nitratos del primer escenario para el mes de septiembre de 2018.	150
Figura 122. Distribución espacial del transporte de nitratos del tercer escenario para el mes de diciembre de 2018.	151
Figura 123. Distribución espacial del transporte de nitratos del tercer escenario del mes de septiembre de 2018.	151
Figura 124. Comportamiento de la distribución de nitratos en el paso del tiempo de abril de 2013 a diciembre de 2021 del cuarto escenario.....	153
Figura 125. Comportamiento de la distribución de nitratos en el paso del tiempo de abril de 2013 a diciembre de 2021 del quinto escenario.....	155
Figura 126. Ingreso de la geometría del modelo.	167
Figura 127. Propiedades de las capas del acuífero a simular.....	168
Figura 128. Condiciones de frontera para las celdas de la zona de estudio.	168
Figura 129. Matriz de Piezometría del acuífero.	169
Figura 130. Parámetros hidrodinámicos que debe contener un modelo de flujo.....	170
Figura 131. Paquetes de simulación de MODFLOW para un modelo de flujo.....	170
Figura 132. resultado de simulación de un modelo de flujo subterráneo.....	171
Figura 133. Vulnerabilidad del acuífero Zacapu y Pastor Ortiz mediante la metodología DRASTIC	174
Figura 134. Zonas de vulnerabilidad en el sistema subterráneo, identificando el distrito de riego 087.....	175

1 INTRODUCCIÓN

Tres cuartas partes del planeta es agua, solo cerca del el 2.5% es agua dulce y de ese sólo el 30% es subterránea. Los acuíferos son la única fuente permanente de agua que ocupan alrededor del 50% del territorio nacional; sustentan el riego agrícola, suministrando cerca del 75% del volumen de agua utilizando en las ciudades, satisfaciendo las demandas de agua de la gran mayoría de los desarrollos industriales y abasteciendo a casi toda la población rural (Conagua, 2011). Sin embargo, la calidad del agua en los últimos años ha sufrido un deterioro significativo a causa de diferentes actividades humanas, afectando el agua superficial y el agua subterránea; aunado a esto, la cantidad de acuíferos sobreexplotados aumentan día con día.

La contaminación de acuíferos ocurre si la carga contaminante subsuperficial generada por descargas y lixiviados antropogénicos (producto de actividades urbanas, industriales, agrícolas y mineras) no se controla, pudiendo ser de dos tipos: puntual y difusa, siendo esta segunda la más preocupante como medio de contaminación. Los tipos de contaminación presentes en los acuíferos puede deberse a la materia orgánica biodegradable, microbiológica, térmica, inorgánica y por nutrientes. Estos contaminantes presentan diferentes mecanismos de transporte, pudiendo ser: por advección, difusión, dispersión mecánica e hidrodinámica, retardación, sorción y adsorción como lo menciona (Donado Garzón 2017).

Entre todos los contaminantes del agua, en esta investigación se abordará aquellos producidos por nutrientes de una fuente difusa, los nitratos, los cuales se presentan más comúnmente en zonas donde la agricultura promueve la utilización de fertilizantes a base de nitrógeno, donde la ganadería intensiva origina efluentes por la acumulación e incorrecta eliminación de la urea, compuestos amoniacales y abonos orgánicos, a la forma más estable de nitrógeno, los nitratos, los cuales son arrastrados fácilmente por el agua procedente de lluvia, riego o ambos, infiltrándose a los acuíferos y transportándose por el medio poroso. Este contaminante puede volver a las aguas superficiales, las cuales son explotadas para la extracción de agua para diferentes usos, de entre ellos, el suministro de agua potable; si las personas consumen agua contaminada por nitratos, éstas pueden presentar problemas de salud, sin embargo, hasta la fecha las investigaciones sobre los efectos del nitrato en la salud humana no son concluyentes (Martínez Gaspar et al. 2011). Por tanto, si en una fuente de agua se presentan altas concentraciones de nitratos, se debe encontrar una alternativa para el suministro de agua potable, ya que es muy complicado remover los nitratos de un agua contaminada, requiriendo el uso de técnicas como la osmosis inversa o una destilación, las cuales en la actualidad resultan costosas de operar a largo plazo.

Por otro lado, Cotler y Iura (2010) señalan que “la contaminación difusa por utilización de fertilizantes y pesticidas puede darse tanto en cuencas con amplias

superficies agrícolas o bien en cuencas donde la superficie agrícola está más concentrada y es más intensiva, pero con un alto consumo de agroquímicos.”

La contaminación difusa por nitrógeno se ha señalado como una amenaza significativa para la calidad de las aguas subterráneas. En Estados Unidos se ha encontrado que el 75% de los Estados presentan por arriba del nivel máximo permisible, en la Unión Europea el 22% de los territorios agrícolas presentan concentraciones de nitratos y en México para el 2008 se detectaron concentraciones de nitratos en los recursos hídricos superiores a 3 miligramos por litro sobre todo en las regiones Golfo Norte y Golfo centro, donde el 59% y 86% respectivamente sobrepasaron esos límites; en los Estados de Sinaloa, Durango, Puebla y Yucatán se han presentado concentraciones de 22.7, 11.8, 48 y 21 miligramos por litro respectivamente. Debido a esto, existe una necesidad de mejorar las técnicas que permitan detectar agentes contaminantes y monitorear constantemente los ecosistemas sujetos a impactos ambientales severos, con el fin de tomar las medidas preventivas (Martínez Gaspar et al. 2011), ya que existen zonas del país en donde el monitoreo de concentraciones de nitratos en la escorrentía superficial y acuíferos no se realiza de una manera eficiente, por lo cual, la información que se tiene es poca, y conocer la forma de distribución de los contaminantes.

En los últimos años se ha utilizado la modelación matemática para obtener información, en lugares donde no se cuenta con esta, con los que en mayor o menor precisión se reproducen valores similares a los datos históricos. Ejemplos de aplicación de estos modelos son la modelación del flujo superficial y subterráneo, del transporte de contaminantes en medio saturado y poroso, la evaluación de la vulnerabilidad de los acuíferos, etc., los cuales permiten la generación de alternativas de gestión para atender una problemática en específico. Además, en la actualidad muchos modelos incorporan ciertos contaminantes como son los nutrientes, con el fin de representar el sistema agua-nitratos, mediante la realización de predicciones a corto, mediano y largo plazo, previo al análisis y validación de los resultados del modelo matemático.

En este sentido, la presente investigación contribuye a ampliar el conocimiento del uso de modelos matemáticos que permitan analizar el transporte de contaminantes en acuíferos, lo cual ha sido dejado de lado, debido a la falta de información suficientemente robusta como para llevar acabo la calibración de un modelo matemático. Dar a conocer las recomendaciones y consideraciones hechas en el presente estudio permitirá ser la base para futuras investigaciones acerca del transporte de contaminantes en acuíferos.

2 MARCO TEÓRICO

2.1 Antecedentes

La utilización de diferentes modelos matemáticos para obtener información no disponible del área de estudio se ha realizado de diferentes formas; en algunos casos se han utilizado con el fin de evaluar el comportamiento hidrológico, agua superficial-subterránea, en otros casos para evaluar algún contaminante. A continuación, se explican algunos trabajos donde se han acoplado diferentes modelos matemáticos.

Desde hace varios años han podido evaluar la contaminación en acuíferos, sin embargo cada modelo predice el transporte de un contaminante en específico y es de acuerdo a la problemática presente y características de los acuíferos o zonas afectadas fuertemente por contaminantes; Para el 2000 se implementó un modelo numérico para predecir la contaminación por nitrato en aguas subterráneas provenientes del uso de fertilizantes en áreas rurales, por medio de la ecuación de transporte de nitrato que es un método iterativo mixto de características (Jacqueline Köhn, Eduardo E. Kruse 2000).

Debido a la poca información que se tiene al respecto de niveles freáticos, parámetros de calidad de las aguas superficiales y subterráneas, y al poco avance en ciencia y tecnología, monitoreo de la calidad de las aguas subterráneas y al poco conocimiento de modelos matemáticos, sin embargo se ha obtenido la Vulnerabilidad del acuífero a la contaminación por nitratos mediante la metodología de DRASTIC, que es una serie de mapas y una escala de valores para obtener la vulnerabilidad de las zonas del acuífero (Pérez Ceballos & Pacheco Ávila 2004). En donde se indica que tan vulnerable son las zonas del acuífero a contaminarse por nitratos, o el contaminante en estudio; el estudio del transporte de contaminantes resulta muy importante ya que si se conoce este parámetro nos podrá permitir implementar una gestión de las aguas subterráneas, para la disminución de contaminantes, es por ello que en la modelación de transporte de contaminantes, se debe tener en claro cuáles son los objetivos y el propósito de la simulación de transporte de contaminantes, ya que la mayoría de las decisiones requeridas durante el proceso de aplicación del modelo dependen de este punto.

La representación de la realidad en un modelo podrá ser tan compleja dependiendo de qué tan real quisiéramos esa representación, y con ello incrementará la incertidumbre, así como el tiempo computacional del proceso y por consiguiente el costo del proyecto. El modelo MT3DMS modela el transporte de partículas por medio de transporte de advección, dispersión/difusión y las reacciones químicas de adsorción/absorción de los contaminantes en las aguas subterráneas; puede estimar la concentración en cualquier punto llamado "punto de observación del modelo" y pueden ser contrastados con los valores observados (Sc & Sc 2005).

Para poder determinar el transporte de contaminantes es necesario conocer el comportamiento del flujo dentro del acuífero y para ello es necesario acoplar diferentes modelos que permitan conjuntar la información. Estudios como el modelamiento del acuífero de la cuenca transfronteriza (México-Estados Unidos) del Río San Pedro (Herrera-Carbajal et al. 2007), se realizó mediante el modelo MODFLOW para establecer las bases de su funcionamiento, de modo que los resultados arrojados puedan ser utilizados como criterios para la gestión del agua subterránea y primera etapa para poder modelar el transporte de contaminantes.

En 2009 (Freire 2009) se modela la contaminación en el sistema de agua subterránea determinando el coeficiente de dispersión mediante el uso de trazadores conservativos, en tres dimensiones y medios de transporte como advección, dispersión y reacciones de contaminantes, llegando a que para resolver la ecuación de transporte se requiere la solución del sistema de flujo del agua subterránea mediante MODFLOW y para la determinación de las concentraciones el módulo MT3DMS para la solución del proceso de transporte de advección y dispersión. El modelo fue desarrollado por Zhebg y Wan en 1998 para el cuerpo de ingeniero del ejército de los EE.UU. (Us Army Corps of Engineers).

La falta de datos resulta ser un problema, sin ellos es imposible efectuar las modelaciones y por consiguiente no es posible plantear soluciones ante un problema de contaminación, sobreexplotación, o explotación de los acuíferos, modelaciones mediante redes neuronales artificiales logra modelar el transporte advectivo y difuso, aplicando consideraciones o datos teóricos (García et al. 2010). En 2011 se realizó el monitoreo de 16 pozos de 8 municipios en el acuífero del valle de Puebla, llevando a cabo un monitoreo mensual durante un año, en base a las pruebas realizadas se concluyó que 8 pozos de los 16 exceden los límites máximos permitidos por la NOM-127-SSA1-1994, además de que pozos en el mismo municipio presentan concentraciones variables (RUBY BRENES, 2011). Con esto nos indica que el transporte del contaminante será variable dependiendo de las características hidrogeológicas del acuífero. Un estudio puntual de la calidad del agua resulta muy bueno para saber a qué concentraciones se está extrayendo el agua, sin embargo eso no nos dice como se transporta el contaminante y en qué concentraciones se pueden encontrar en otro punto si es que se quisiera hacer una nueva perforación para obtener agua de mejor calidad, es por ello que las simulaciones del flujo y el transporte de contaminantes nos dará la pauta para resolución de zonas contaminadas, así como las zonas con mejor calidad y potenciales para la perforación de un nuevo pozo de extracción o medidas para disminuir la contaminación o recarga de acuíferos.

El tiempo de monitoreo lo determinará el proyecto y dependerá del objetivo de estudio así como el financiamiento, y el problema presente, si existe una sobreexplotación del acuífero y vulnerable la contaminación para llegar a producir un riesgo en la salud de las personas, animales o plantas, debería de ser periódico a cortos plazos de tiempo, ya que la sobreexplotación ayuda a la contaminación del

agua subterránea, pero además considerar que para minimizar errores en la modelación, los cuales pueden ser de diferente origen, pueden ser minimizados mediante un adecuado proceso de calibración, lo que nos indica que se deben de tener suficientes datos, así lo recomienda (Cabrera 2009).

Investigaciones en 2005, *“Estimating water budget in a regional aquifer using hspf-MODFLOW integrated model”* (Said et al. 2005), se utilizó el Modelo Hidrológico FIPR (FHM), en un modelo integrado que simula el balance total de agua de los sistemas hídricos superficiales y subterráneos con dos modelos de dominio público: Hidrológico Programa de Simulación - FORTRAN (HSPF) y MODFLOW. En el estudio *“Application of a nitrate fate and transport model to the abbotsford-sumas aquifer, whatcom county, washington”* (Burton 2007) se utilizaron tres modelos para estimar la carga de nutrientes, predecir la dinámica suelo-nitrógeno (NLEAP), calcular la velocidad de las aguas subterráneas (MODFLOW), y el destino de nitrato en el agua subterránea y el transporte (MT3D).

Investigaciones recientes como en 2010 *“Modelación acoplada de aguas superficiales y subterráneas para la gestión conjunta del recurso hídrico”* (Oscar Andrés Estrada Restrepo, Jaime Ignacio Vélez Upegui 2010). Los resultados del acoplamiento de aguas superficiales y subterráneas con la herramienta MODFLOW, permite cuantificar el grado de afectación que tiene la explotación del acuífero sobre los caudales base de los ríos y el intercambio de volúmenes de agua entre el acuífero y el río. En 2011 *“La modelación del impacto de prácticas de manejo agrícola en las aguas subterráneas”* (Arumí et al. 2011), Se utilizó un modelo para el comportamiento de las aguas subterráneas fue creado usando los códigos MODFLOW-MT3D para simular el nitrato en un acuífero superficial en el Estado de Nebraska. En 2013 *“La modelación hidráulica y de calidad del agua para el Tercio Alto del Humedal Jaboque”* en Colombia, realiza el ensamble de los modelos MODFLOW y MT3D, para la determinación y las variaciones de concentraciones de DBO5, nitratos y fosforo con el fin de plantear acciones específicas encaminadas a la recuperación y preservación del humedal (Lara-borrero 2013). En el estudio *“Modelación hidráulica y de calidad del agua acoplada para humedales, mediante processing MODFLOW”* (Saavedra flechas liz, 2013), se acopló el modelo de flujo MODFLOW con el modelo MT3DMS para la modelación de humedales.

Ya para 2014, se realiza el estudio de *“La calidad de las captaciones de agua de abastecimiento urbano del poblado de San Juan de Chorunga”*, se implementa un modelo hidrogeológico para estudiar la posibilidades de explotación y preservación de la degradación de los recursos hídricos subterráneo mediante las herramientas MODFLOW y MT3D, de manera tal que su explotación y preservación de la cantidad y calidad no afecte sus sostenibilidad en el tiempo, describiendo únicamente el comportamiento de los niveles piezómetros en el acuífero y el movimiento de las partículas (Llamocca A. M. V. 2014). En el mismo año se realizó *“Aplicación del modelo visual MODFLOW para la evaluación de la hidrodinámica del acuífero subyacente a un vertedero de residuos sólidos urbanos”*, permitió

determinar la dirección del flujo que en un periodo de 15 años el pozo de extracción de agua potable de la población cercano a ese vertedero será susceptible a contaminarse por el transporte de contaminantes contenidos en los lixiviados (Guillermina Gómez-Beltrán y Guillermo P. Morales-Reyes, 2014).

En 2015 se realiza la “Determinación de la concentración de nitratos en escorrentía superficial y acuíferos con modelación matemática en el acuífero Queréndaro - Morelia” (González Correa 2015), usando el modelo MODFLOW y MT3D, dicho estudio recomienda se domine el modelo de flujo y transporte seleccionado al menos en la teoría, los resultados obtenidos con la metodología planteada fueron buenos, principalmente por la información de entrada que se colocó y el buen planteamiento del sistema a modelar, evaluar las posibles repercusiones de la simplificación que se haga del sistema debido a la falta de información espacial. En ocasiones la propuesta de modelar acuíferos se evita o se considera que la información con que se cuenta es insuficiente para llevarla a cabo. Para realizar la modelación en MT3D es necesario hacer un análisis de sensibilidad de la información de entrada. Los modelos de simulación del transporte de agua y nitrógeno predicen el comportamiento de los mismos, de modo que puedan utilizarse como herramientas de gestión de los recursos hídricos (Sánchez De Oleo 2015).

Diversas investigaciones sobre los acuíferos de Zacapu y Pastor Ortiz como la publicada en 2015 “Modelo de gestión hídrica de la cuenca del Río Angulo, para uso conjunto: superficial y subterráneo” (Madrigal Barrera, 2015), “demuestran que la gestión integrada de los recursos hídricos, busca el manejo coordinado del agua, la tierra y todos los elementos relacionados, esta gestión busca conjuntar a los sistemas superficiales y subterráneo, puesto que son elementos interdependientes, además de tomar en cuenta problemáticas puntuales en la toma de decisiones en la gestión del recurso, es importante la incorporación de la calidad de las aguas superficiales y subterráneas a los modelos de gestión para la preservación y cuidado del recurso hídrico”. Finalmente en 2016 la “Evaluación del cambio climático en el funcionamiento hidráulico de los acuíferos Zacapu y Pastor Ortiz” (Flores Fernández 2016), proporciona un interesante y provechoso punto de vista sobre el cambio de los sistemas hidrológicos que son los acuíferos Zacapu y Pastor Ortiz, donde se ha encontrado que el cambio climático afecta de forma negativa a estos cuerpos subterráneos, con un descenso que podría ser de 20 m a 21 m para corto plazo y de 22 m a 30 m para largo plazo aunado al descenso del periodo anterior. El descenso de los niveles freáticos afectado por el cambio climático es un problema grave aunado a la sobreexplotación, ya que la reducir estos niveles, tendrá un costo más elevado para la extracción de estas aguas subterráneas, y con ello promoverá que las concentraciones de contaminantes presentes en el acuífero sean más altas, degradando cada vez más el recurso hídrico, vital para el desarrollo de todas las comunidades de esta región.

Es por ello que el modelo de flujo que se establezca para el caso de estudio de los acuíferos permitirá evaluar de forma distribuida las acciones antrópicas, evaluar las interacciones agua superficial y subterránea en el sistema. El modelo de flujo subterráneo, será la base para el análisis de transporte de contaminante y estimar la evolución de las concentraciones del contaminante en el acuífero (Abel Solera Solera, Javier Paredes-Arquiola n.d.).

Dada la importancia de reducir la contaminación en los acuíferos y poderla obtener de buena calidad, esta investigación pretende analizar el transporte de la contaminación por nitratos en los acuíferos Zacapu y Pastor Ortiz y así determinar si dichos acuífero tienen alteraciones en la calidad del agua por este contaminante, para que se puedan tomar medidas de disminución ante la contaminación difusa que se produce por el uso de fertilizantes a base de nitrógeno, y con ello preservar este recurso. Dado el tiempo de uso y las diferentes investigaciones realizadas con los modelos de MODFLOW y MT3D se hará uso de éstos para determinar el comportamiento del acuífero y los procesos de transporte que deben de desarrollar los nitratos como contaminante en el medio poroso saturado.

2.2 Modelos hidrológicos

La modelación matemática es la representación simplificada de un sistema o proceso real, pudiéndose llegar a expresar como algo cuantitativo. Un modelo matemático es entonces una abstracción que representa los procesos como ecuaciones, las propiedades físicas como constantes o coeficientes en las ecuaciones y las medidas o potenciales de estado del sistema como variables (Ihobe, 2006).

El objetivo del análisis de un sistema hidrológico es el estudio de la operación del sistema y predecir su salida o respuesta. El modelo de un sistema hidrológico es una aproximación de reproducción del ciclo hidrológico y todos los fenómenos relacionados, tales como, precipitación, evaporación, escurrimiento, infiltración y las otras fases. Estos componentes pueden ser agrupados en subsistemas, entre ellos están los sistemas del agua superficial y los del agua subterránea (Campos Aranda 2007), llegando a los modelos de hidrología superficial o de hidrología subterránea. Aunque podría hablarse separadamente o conjuntamente de modelos de calidad, o transporte de contaminante, si incluyen esta característica del agua.

Los modelos hidrológicos la unidad fundamental es la cuenca hidrológica; la generación del escurrimiento, básicamente se encuentra relacionado con la precipitación, temperatura y características del suelo, para generar escurrimiento superficial, que mediante modelos que realizan un balance de estas variables es posible obtener la infiltración que se recargan a los acuíferos; por otro lado los modelos hidrológicos subterráneos su unidad fundamental es la hidrogeología del acuífero; la recarga de los acuíferos, se encuentra relacionado con el movimiento del agua a través de las formaciones geológicas, destacando parámetros como: la

conductividad hidráulica, transmisividad y coeficiente de almacenamiento, para reproducir el movimiento del agua subterránea, incorporando entradas y salidas es posible determinar el estado del acuífero, llegando a conocer zonas de abatimiento del nivel piezométrico, zonas de recarga, para implementar medidas del uso adecuado del sistema subterráneo.

Entre otros modelos a los que suele recurrir para la resolución del modelo son los llamados de Optimización los cuales se encargan de modificar internamente los valores de los datos controlables (que en este momento pasan a ser variables) y/o las variables para alcanzar el óptimo valor de una función objetivo previamente definida. A su vez estos modelos pueden subdividirse en varias clases según la técnica de optimización utilizada, los cuales pueden estar incluidos dentro del modelo o externos.

2.2.1 Clasificación de los modelos

Los modelos hidrológicos a escala de cuenca, se pueden realizar de una manera, empírica, conceptual o teórica, de forma agregada, distribuida o cuasidistribuida, dependiendo del objetivo de estudio, la experiencia del modelador, así como las características de fisiografía de la cuenca, datos de entrada y salida disponibles (González Correa 2015).

En la modelación se encuentra una distinción de acuerdo con las variables consideradas dividiéndose en dos grupos:

- Estocásticos.
- Determinísticos.

Generalmente los modelos hidrológicos se califican de “Estocásticos” si las variables del modelo son contempladas como variables aleatorias, con distribuciones de probabilidad. En el caso de que esto no sea así y se desprecien los “ruidos” aleatorios y las relaciones de supongan perfectamente determinadas o únicas, el modelo se califica como no estocástico o “Determinístico” (Andreu Alvarez, J. 1989).

2.2.2 Modelación superficial

Abundando en los modelos determinísticos podemos encontrar a los:

- Agregados.
- Distribuidos.
- Cuasidistribuidos.

Los modelos agregados realizan la simulación del ciclo hidrológico de manera completa y continua en la fase terrestre, realizándose balances de la humedad en los procesos dentro del ciclo desde la precipitación hasta el escurrimiento en ríos, considerando el territorio como una sola unidad de cálculo, se pueden distinguir en aquellos que usan elevado número de parámetros de simulación, reproduciendo

detalladamente el ciclo hidrológico a un escala horaria o diaria como el SWM-IV (Stanford Watershed Model IV), desarrollado en la Universidad de Stanford en 1966, y por otro lado se tienen los que usan un número reducido de parámetros y con una reproducción más simple a escala semanal o mensual, entre los más conocidos se tienen el modelo de Thornthwaite (Thornthwaite, 1955) y de Témez (Témez, 1977).

Por otro lado, los modelos distribuidos a través de la resolución de ecuaciones diferenciales de flujo y conservación de masa de los procesos hidrológicos para la simulación del sistema en la cuenca y se caracterizan por precisar un gran número de datos cuya disponibilidad es compleja para la mayoría de los estudios, que llegan a producir incertidumbre en las predicciones ante la ausencia de estos, dentro de los modelos más conocidos se tienen el S.H.E (Abbott et al., 1987).

En los modelos cuasi distribuidos se emplea para cada subdivisión de la cuenca un modelo agregado en lugar de la resolución de ecuaciones diferenciales de los procesos del ciclo hidrológico, destacando entre ellos el modelo SIMPA (Simulación Precipitación-Aportación) que se basa en el modelo TEMEZ.

2.2.3 Modelación subterránea

Los modelos hidrogeológicos, tratan de representar el funcionamiento de las formaciones geológicas permeable, con mayor o menor detalle, simulan los distintos tipos de circulación y almacenamiento en el medio poroso, así como relaciones de agua con masas superficiales. de forma similar a los modelos de cuenca, los modelos hidrogeológicos, se pueden dividir en:

- Agregados.
- Distribuidos de parámetros agregados;
- Distribuidos de parámetros distribuidos.

En los agregados se proporciona una visión de la variación del acuífero en el tiempo por acciones externas a través del uso de pocos parámetros que generalizan el sistema de tal manera que puedan reproducir de manera sencilla los intercambios de flujo entre río y acuífero y su almacenamiento a lo largo del tiempo, pero no en distribución espacial. El modelo unicelular que representa el acuífero como una celda con un volumen almacenado con entradas y salidas aplicadas, es uno de los modelos agregados más utilizado (Flores Fernández 2016).

Las limitaciones de estos modelos quedan patentes en su concepción, algunos de los más importantes son: las acciones exteriores distribuidas espacialmente sobre el acuífero de forma no uniforme, las variaciones espaciales muy importantes en las propiedades hidrodinámicas del acuífero, la variabilidad espacial grande de alturas piezométricas. Por tales limitaciones no se suelen aplicar cuando el único sistema a modelar es el acuífero (González Correa 2015).

Los modelos de flujo subterráneo distribuido consideran la distribución espacial del acuífero, así como las propiedades hidrodinámicas, localización y características de

límites y la posición de los efectos externos, puntuales o distribuidos. Estos modelos resultan de la solución de ecuaciones diferenciales en derivadas parciales.

En la modelación distribuida de flujo subterráneo con parámetros agregados se buscan soluciones analíticas de la ecuación que describe el movimiento del flujo del acuífero, considerando un acuífero bidimensional, homogéneo, de geometría sencilla, contorno sencillo y de comportamiento lineal (Flores Fernández 2016).

Los modelos distribuidos de flujo subterráneo con parámetros distribuidos, donde tanto las propiedades hidrodinámicas y acciones exteriores del mismo tienen variación espacial, resuelven la ecuación diferencial en derivadas parciales que describen el flujo subterráneo con régimen transitorio, en una, dos o tres dimensiones, son modelos numéricos, pues no existen soluciones analíticas para tales ecuaciones. En estos, los parámetros se encuentran distribuidos, es decir, las variables hidrodinámicas varían espacialmente. Suponen el intento de simular el comportamiento de acuífero más próximo a la realidad. Los principales modelos de este tipo son los modelos en diferencias finitas, modelos en elementos finitos y los menos utilizados, modelos de elementos de contorno.

El método de diferencias finitas utiliza el concepto de sustituir las propiedades de una parte del medio, denominado celda, por unos valores medios representativos del mismo. Asimismo, aplica el método de diferencias finitas, para resolver las ecuaciones diferenciales. La malla está limitada a redes ortogonales normalmente o con simetría cilíndrica o esférica, donde se puede discretizar ecuaciones, entre los que destacan el modelo MODFLOW (McDonal & and Harbaugh, 1988), el cual es el modelo de acuífero más utilizado a nivel mundial.

Para el desarrollo de los avances de esta investigación se requirieron de dos diferentes tipos de modelos determinísticos; uno para modelar el sistema superficial y otro para el sistema subterráneo.

2.2.4 Modelos y software seleccionados

Siendo la simulación hidrológica superficial y subterránea los puntos importantes de esta investigación se describen a continuación los modelos y herramientas a utilizar.

2.2.4.1 Módulo de EvalHid

El módulo de EVALuación de los recursos HIDricos (EVALHID) es un módulo informático para el desarrollo de Modelos Precipitación-Escorrentía (MPE) en cuencas complejas y con el objetivo de evaluar la cantidad de recurso hídrico que estas producen. Es un programa informático integrado dentro del Sistema Soporte de Decisión para la Planificación y Gestión Integradas de recursos hídricos AQUATOOL (Arquiola et al 2011) para el desarrollo de planificación y gestión de recursos hídricos de forma integrada y a escala de cuenca hidrográfica aspectos cuantitativos, cualitativos, económicos y ambientales, permitiendo tener toda la información en una sola aplicación.

El módulo consta de varios tipos de modelos que deben seleccionarse en función de los datos disponibles, la complejidad de la cuenca y experiencia del usuario en el desarrollo y calibración de modelos hidrológicos. Todos los modelos disponibles son del tipo agregado con aplicación semidistribuida, en los que la cuenca a ser modelada se subdivide en subcuencas y en cada una de ellas se plantea uno de los modelos disponibles en el programa, para ello es necesario contar con datos de series temporales de precipitación, evapotranspiración potencial (ETP) y la superficie de las subcuencas. Es necesario disponer de datos aforados, restituidos a régimen natural, que permitan la calibración de los parámetros del modelo.

Dentro de algunos de los modelos con los que cuenta el módulo se encuentran:

El modelo HBV (Bergström, 1995), de gran tradición en países nórdicos, permite la modelación hidrológica y de nieve (correspondiente al modelo Nieve 1) con un número no muy elevado de parámetros por lo que es bastante versátil en muchas ocasiones.

El modelo Sacramento (Burnash R.J.C., 1973), también conocido como “SAC-SMA” permite modelar en gran detalle los procesos hidrológicos debido al alto número de parámetros que maneja, hasta 16, llegando a producir mayor detalle cuando se tiene gran disponibilidad de datos.

Finalmente, el modelo de Témez (Témez, 1977), es un modelo de pocos parámetros con una larga trayectoria de aplicación en España y América Latina, países como Argentina, Chile, Brasil entre otros, para la evaluación de recursos hídricos. Existe suficiente experiencia en su aplicación como para que tenga interés su consideración. Su bajo número de parámetros lo hace especialmente adecuado en cuencas con un número reducido de datos.

2.2.4.2 Modelo de Témez

El modelo de Témez (Témez, 1977), pertenece al grupo de los denominados modelos agregados de simulación de cuencas (Estrela, 1992). El modelo opera realizando balances de humedad entre los distintos procesos de transporte de agua que tienen lugar en un sistema hidrológico durante las diferentes fases del ciclo hidrológico. La Figura 1 representa el ciclo hidrológico simulado. Todo el proceso está gobernado por el principio de continuidad y de balance de masas, y regulado por leyes específicas de reparto y transferencia entre los distintos términos del balance.

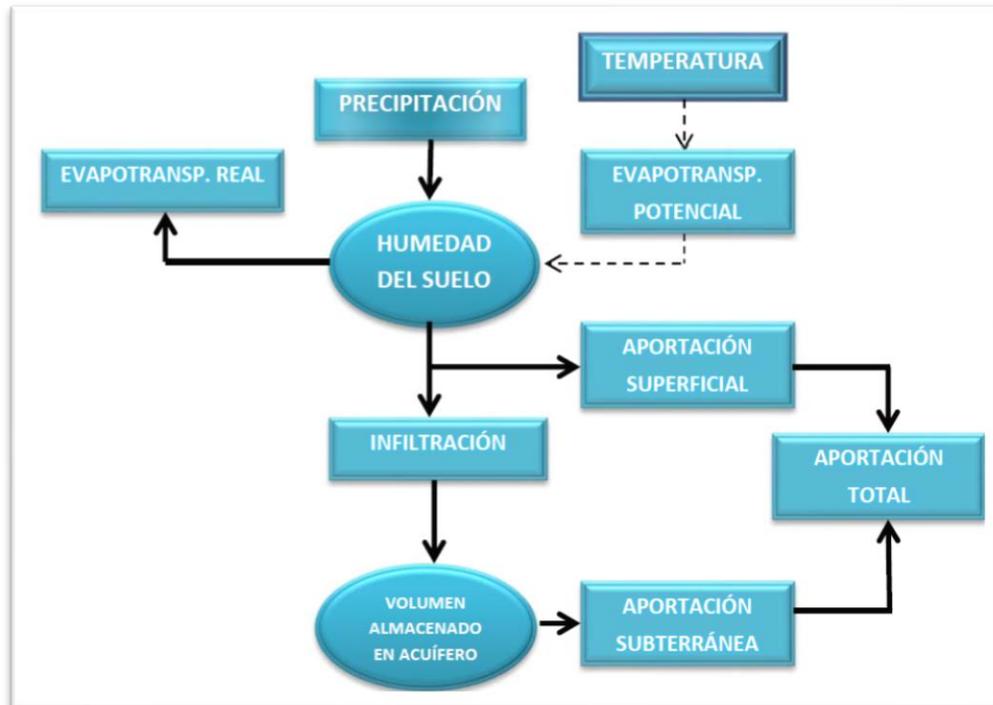


Figura 1. Esquema conceptual de la simulación del ciclo hidrológico del modelo.

El modelo realiza una valoración global, ya que no considera la distribución espacial de las variables y parámetros que intervienen en los cálculos, que se sustituyen por un valor medio, por lo que se limita su aplicación a cuencas pequeñas o intermedias en las que existe cierta homogeneidad climática, edafológica y geológica. Para su aplicación en cuencas de mayor tamaño es necesario realizar una subdivisión en cuencas más pequeñas, por lo que el modelo puede funcionar como modelo semiagregado.

El intervalo temporal más empleado es el mensual, aunque como el desarrollo teórico del modelo es de índole general, en principio este puede aplicarse a cualquier intervalo de tiempo (horario, diario, mensual, anual), debiéndose verificar que los periodos temporales empleados proporcionen una respuesta coherente con la realidad física del sistema.

El modelo considera el terreno dividido en dos zonas:

- Una zona superior, no saturada, en cuyos poros coexisten agua y aire, y su contenido de agua es asimilable a la humedad del suelo.
- Una zona inferior o acuífero, la cual se encuentra saturada y funciona como un almacenamiento subterráneo que desagua a la red de drenaje superficial.

El balance de humedad que realiza el modelo está constituido por el flujo entrante de precipitación (P_i), el cual se reparte entre una serie de flujos salientes, de flujos

intermedios y de almacenamientos intermedios. Los distintos componentes de flujos y almacenamientos se ilustran en la Figura 2 y son los siguientes:

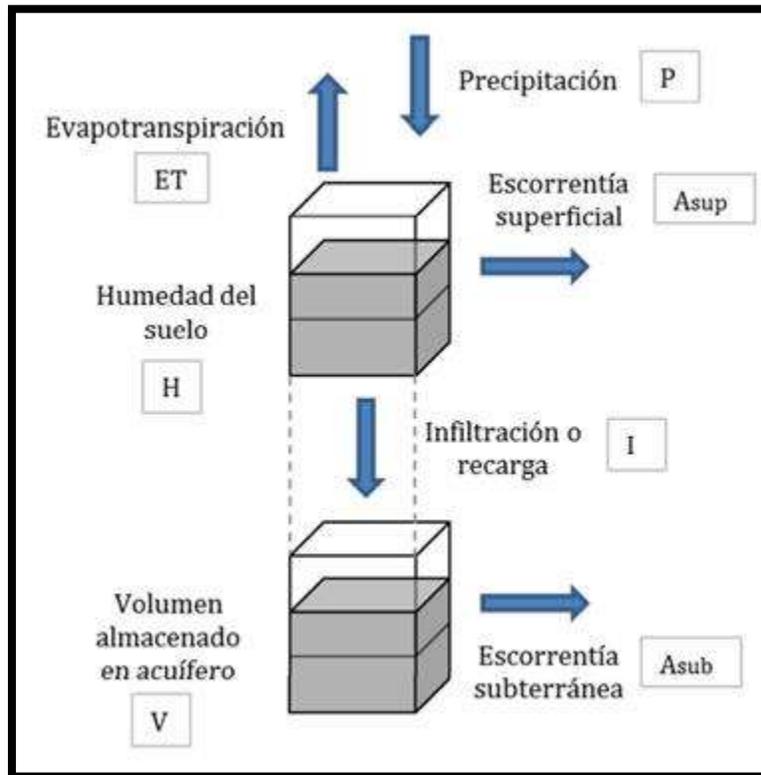


Figura 2. Esquema de flujos y almacenamientos del modelo.

- Flujos de entrada: la precipitación (P)
- Flujos de salida: la evapotranspiración real (E), la aportación superficial (Asup) y la aportación de origen subterráneo (Asub)
- Flujos intermedios: únicamente la infiltración (I), agua que pasa de la parte superior del suelo a la zona inferior o acuífero, donde se considera que el tiempo de paso de este flujo por el suelo es inferior al tiempo de simulación (el mes), por lo que la infiltración se identifica con la recarga al acuífero durante el mes “ t ” (R_t).
- Almacenamientos intermedios: la humedad del suelo (H_t), y el volumen almacenado en el acuífero (V_t).

En el modelo de Témez, el agua que procede de la precipitación (P) se distribuye de tres formas diferentes:

- El excedente (T), que a su vez se descompone en un flujo de infiltración al acuífero desde la zona superior del suelo (I_t), y en un flujo que discurre superficialmente (Asup). Este flujo superficial se evacua a través del cauce dentro del periodo presente de simulación. Parte del agua almacenada en la

zona inferior o acuífero desagua en el intervalo de tiempo presente (A_{subt}) y la otra parte permanece dicho almacenamiento subterráneo para salir en meses posteriores.

- La evapotranspiración real (E_t) de una parte o de toda la humedad almacenada en la zona superior del suelo (H_t)
- La humedad del suelo (H_t) que se almacena en la zona superior del suelo, cuyo límite es la capacidad máxima de almacenamiento hídrico del (H_{maxt}).

A continuación, se desarrollan las ecuaciones de estado del modelo, ecuaciones que regulan los procesos de transferencia hídrica, y del resto del ciclo hidrológico (Témez, 1977).

2.2.4.2.1 Cálculo para el excedente

Para el cálculo del excedente se considera que una fracción del agua que precipita sobre el terreno (P_t) es almacenada en la zona superior del suelo (H_t), y que el resto, el excedente (T_t), se distribuye entre la aportación de origen superficial (A_{sup_t}) y la infiltración hacia el acuífero (I_t) o recarga (R_t).

El excedente total (T_t) se calcula según la siguiente ley:

$$T_t = 0 \quad \text{si } P_t \leq P_0$$

$$T_t = \frac{(P_t - P_0)^2}{P_t + \delta_t - 2P_0} \quad \text{si } P_t > P_0$$

Donde:

$$\delta_t = H_{max} - H_{t-1} + ETP_t$$

$$P_0 = C(H_{max} - H_{t-1})$$

Siendo:

H_{max} la capacidad máxima de almacenamiento del suelo (mm), que depende de la textura, pendiente del terreno y espesor de la franja de suelo donde tiene lugar la evapotranspiración. El valor de H_{max} aumenta conforme lo hacen aquellos factores que facilitan la retención superficial de agua (poca pendiente, presencia de vegetación, cultivos en surcos o bancales).

H_{t-1} el almacenamiento de agua en el suelo (mm) en el instante t-1.

EPT_t la evapotranspiración potencial (mm) en el intervalo de tiempo t. Es la máxima evapotranspiración que se produciría en condiciones óptimas de humedad.

C el coeficiente de inicio de excedente. Un factor adimensional, que toma valores en torno a 0.30 (Témez, 1977) y permite obtener el valor umbral de precipitación P_0 a partir del déficit de humedad del suelo ($H_{\max}-H_{t-1}$).

De este modo, cuando la cantidad de lluvia es inferior a P_{0t} , toda el agua de lluvia se almacena como humedad del suelo, que puede transformarse en evapotranspiración, y el excedente total es nulo. El umbral P_{0t} aumenta a medida que la humedad antecedente es menor, lo que significa que mayor será la capacidad del suelo para retener agua y no producir excedente. A partir del valor de P_{0t} , el excedente y la componente de humedad del suelo se incrementan simultáneamente debido a la precipitación.

Tal como se observa en la siguiente Figura 3. La curva que expresa los excedentes no es lineal para lluvias bajas y tiende hacia una línea recta para lluvias elevadas. A partir de un cierto valor de precipitación el valor δ_t se mantiene prácticamente constante para cualquier lluvia, es decir, la diferencia entre la precipitación y el excedente es la evapotranspiración potencial en ese mes (ETP_t), ya que el suelo tendrá saturado de humedad durante ese mes y no admitirá más cantidad de agua.

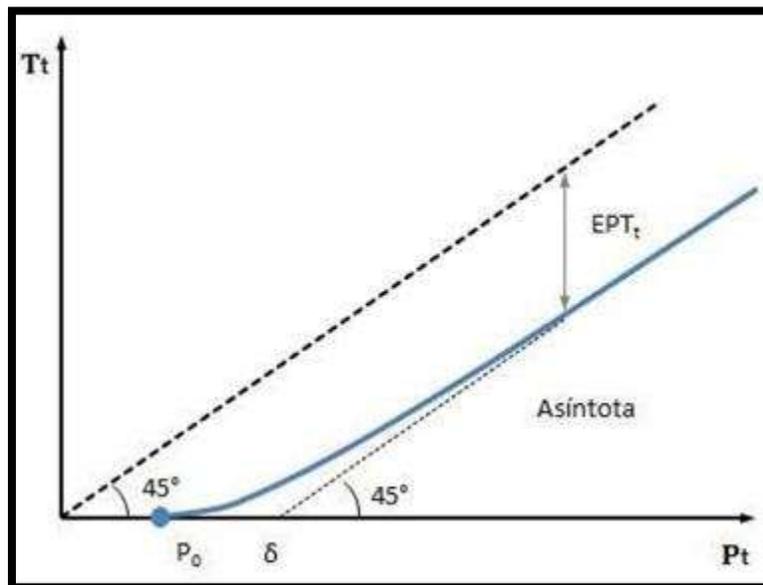


Figura 3. Ley de Excedentes.

La siguiente Figura 4 ilustra este proceso de generación de excedentes a partir de la precipitación caída.

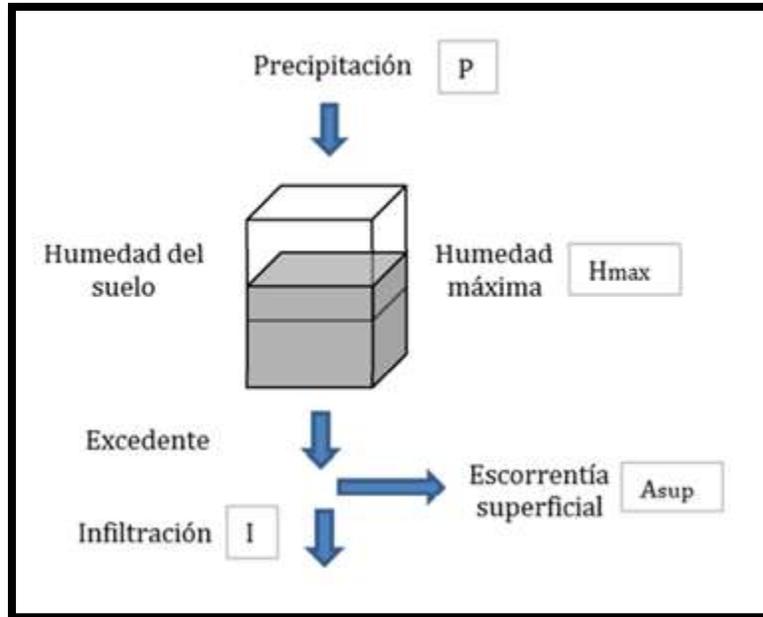


Figura 4. Transformación de la precipitación caída en excedente.

2.2.4.2.2 Cálculo del almacenamiento superficial e infiltración

Una vez estimado el excedente (T_t), la humedad en el suelo al final de cada mes se obtiene con la ecuación 5:

$$H_t = \max \left\{ \begin{array}{l} 0 \\ H_{t-1} - P_t - T_t - ETP_t \end{array} \right.$$

En la que se expresa que a la humedad existente en el suelo en el mes "t-1" se le añade el flujo entrante (la diferencia entre la precipitación P_t durante ese mes y el excedente T_t), y se le resta la evapotranspiración potencial en el mes "t", ETP_t . Si el balance que se establece resulta negativo, entonces la humedad del suelo al final del periodo es nula, y la evapotranspiración potencial no se habrá concretado.

La evapotranspiración real que se produce (ET_t) se obtiene mediante la ecuación 6:

$$H_t = \max \left\{ \begin{array}{l} H_{t-1} - P_t - T_t \\ ETP_t \end{array} \right.$$

Siempre que exista suficiente agua en el suelo, la evapotranspiración se desarrolla hasta alcanzar la evapotranspiración potencial. Cuando esto no es así, la humedad en el suelo al final de mes será nula. Evapotranspirándose toda el agua disponible en la zona superior del suelo, teniendo como límite de la evapotranspiración potencial.

La infiltración producida en el mes t corresponde con la fracción de agua que penetra en el suelo y acaba recargando el acuífero, formando parte del excedente que no discurre superficialmente.

La infiltración al acuífero es función del excedente y del parámetro denominado infiltración máxima (I_{max_t}), este expresa la máxima cantidad de agua que puede infiltrarse en el terreno en un mes, descrita por la ecuación 7:

$$I_t = I_{max_t} \cdot \frac{T_t}{T_t + I_{max_t}}$$

Mediante la ecuación 7 se deduce que a medida que el excedente aumenta también lo hace la infiltración y que esta tiende asintóticamente a su máximo, I_{max} como se muestra en la siguiente Figura 5. Además, si el excedente es nulo, la infiltración también lo es. La infiltración máxima (I_{max}) no depende exclusivamente de las propiedades del terreno, sino también de la intensidad y concentración de las precipitaciones. Suele tomar valores comprendidos entre 100 mm/mes y 400 mm/mes dependiendo de que la lluvia sea esporádica o persistente (Témez, 1977).

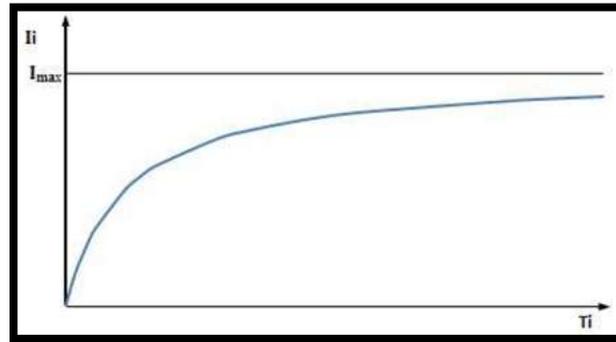


Figura 5. Gráfico que relaciona la infiltración al acuífero con el excedente existente.

2.2.4.2.3 Cálculo de la aportación superficial

Aquella parte del excedente que no infiltra al acuífero se convierte en escorrentía superficial al final del mes "t", descrita según la siguiente ecuación:

$$A_{sup_t} = T_t - I_t$$

2.2.4.2.4 Cálculo de la aportación subterránea

La aportación subterránea producida durante el mes "t" (A_{sub_t}) está formada por el drenaje del agua almacenada en el acuífero (V_t) por encima del umbral de salida a la red fluvial.

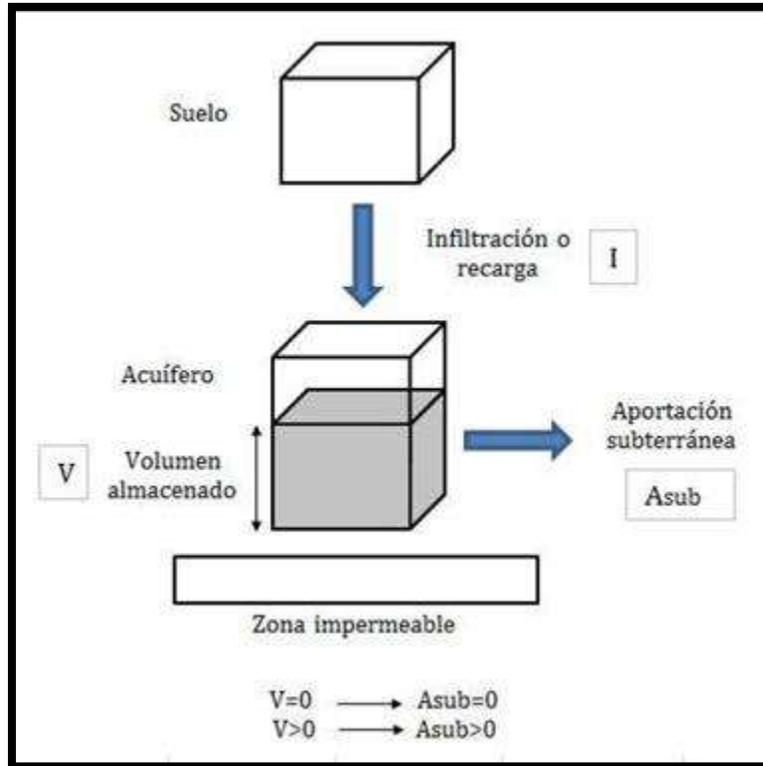


Figura 6. Producción de escorrentía subterránea.

El modelo unicelular es el implementado para la simulación del comportamiento del acuífero, el cual está basado en la hipótesis de proporcionalidad entre el volumen almacenado en el acuífero (V_t) y el caudal cedido a la red superficial (Q_t).

La expresión que relaciona el caudal y el volumen es la siguiente:

$$Q_t = \alpha \cdot V(t)$$

Donde:

α es una constante con dimensiones de $[T^{-1}]$

Si se aplica al acuífero una ecuación de balance de masa representando por la ecuación diferencial ordinaria siguiente:

$$I_t - Q_t = \frac{dV_t}{dt}$$

Donde:

$I(t)$ son las entradas al acuífero en el tiempo t (recargas);

$Q(t)$ son las salidas del acuífero en el tiempo t (extracciones);

$V(t)$ es el volumen almacenado en el acuífero en el tiempo t .

Sustituyendo la ecuación 9 en la 10 y considerando $R(t)$ como el caudal de recarga neta al acuífero en el tiempo t se tiene:

$$R_t - \alpha \cdot V_t = \frac{dV_t}{dt}$$

La resolución de esta ecuación diferencial conduce, para la condición inicial de volumen inicial de acuífero, V_0 y para un caudal de recarga constante R , a:

$$V_t = V_0 e^{-\alpha \cdot t} + \frac{R}{\alpha} (1 - e^{-\alpha t})$$

Expresando el volumen como una función del caudal y haciendo $R=0$ se obtiene una expresión que representa la curva de agotamiento del acuífero:

$$Q_t = Q_0 \cdot e^{-\alpha t}$$

La recarga, R se puede expresar como $R = S \cdot I_t$ (siendo S la superficie de la cuenca), ya que está constituida por la cantidad de agua infiltrada al acuífero. De esta forma, la ecuación que determina el volumen en el acuífero en el mes t sería la siguiente:

$$V_t = V_{t-1} e^{-\alpha \cdot t} + \frac{S \cdot I_t}{\alpha} (1 - e^{-\alpha \Delta t})$$

Este modelo subterráneo presenta la ventaja de la simplicidad de cálculo, pero la desventaja de que supone una simplificación excesiva del sistema. Su uso no es válido para modelación de acuíferos cársticos, donde se han identificado más de una rama de descarga en el agotamiento del acuífero.

Por tanto, el modelo de Témez contempla el ajuste de cuatro parámetros:

- H_{\max} y C . que regulan el almacenamiento de agua en el suelo.
- I_{\max} . separa la escorrentía superficial de la subterránea
- α . regula el drenaje subterráneo.

En el modelo resulta importante la definición de las condiciones iniciales de simulación, es decir, la determinación de la humedad inicial del suelo (H_0) y del almacenamiento inicial en el acuífero ($V_0 = Q_0 / \alpha$). La siguiente tabla 1, muestra un resumen de los parámetros del modelo y los rangos entre los que éstos pueden oscilar (Arquiola et al 2011).

Tabla 1. Rangos de los parámetros de Témez.

	H_{\max}	C	I_{\max}	Alfa
Min	50	0.2	10	0.001
Max	250	1	150	0.008

2.2.4.3 Modelo MODFLOW

El modelo MODFLOW es un programa que simula el flujo de agua subterránea en tres dimensiones a través de un medio poroso mediante el uso de un método de diferencias finitas (McDonal & and Harbaugh, 1988).

Diversas versiones con ligeras modificaciones se han presentado por diferentes programadores. Los más extendidos parecen ser Processing MODFLOW for Windows (PMWIN) de Chiang and Kinzelbach (de tipo libre) y Visual Modflow de Guiguer and Franz en Waterloo Hydrogeologic Inc. (Martinez Cortina & Cruces de Abia, 2007).

MODFLOW es un modelo de flujo saturado en diferencias finitas, asociado a un programa modular. El modelo simula en tres dimensiones, de tipo multicapa. La estructura modular consiste en un programa principal y una serie de subrutinas independientes denominadas módulos que realizan una determinada función. Los módulos se agrupan en paquetes. Cada paquete trata una característica específica del sistema hidrológico a ser simulado.

El flujo de agua subterránea se simula utilizando una aproximación de diferencias finitas centradas en bloque. Las distintas capas pueden ser simuladas como confinadas, libres, o combinación de confinadas y libres. Se pueden incorporar diferentes flujos del exterior tales como bombeos de pozos, recarga distribuida, evapotranspiración, flujo hacia drenes, bordes de nivel constante y flujo a través de lecho de los ríos.

2.2.4.3.1 Modelo matemático

El movimiento tridimensional de las aguas subterráneas de densidad constante a través del material de tierra porosa puede ser descrito por la ecuación diferencial parcial:

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(K_{xx} \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_{yy} \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_{zz} \frac{\partial h}{\partial z} \right) - W = S_s \frac{\partial h}{\partial t}$$

K_{xx} , K_{yy} , K_{zz} son valores de conductividad hidráulica a lo largo de x , y , y z ejes de coordenadas, que se supone que son paralelos a los principales ejes de la conductividad hidráulica (L/T^{-1}); h es altura piezométrica (L); W es un flujo volumétrico por unidad de volumen y representa las fuentes y/o sumideros de agua (T^{-1}); S_s es el almacenamiento específico del material poroso; y t es el tiempo (t).

En general, K_{xx} , K_{yy} , K_{zz} pueden ser funciones del espacio (x , y , z), y h y W del espacio y tiempo (x , y , z , t), con lo que la ecuación anterior describe el flujo saturado en un medio poroso heterogéneo y anisótropo en régimen transitorio. La ecuación anterior junto con condiciones iniciales y de contorno, constituyen el modelo matemático del flujo subterráneo.

Excepto en casos muy simples, no existe soluciones analíticas para esta ecuación. Por lo cual, se utilizan métodos numéricos para su solución, uno de los cuales es el método de diferencias finitas. Este consiste en la sustitución del sistema continuo por un conjunto finito y discreto de puntos en el espacio y en el tiempo y de las derivadas parciales por diferencias de valores de la función h en dichos puntos. El proceso lleva a un conjunto de ecuaciones algebraicas lineales simultáneas. Su solución da como resultado el valor potencial en los puntos especificados, en los instantes de tiempo elegidos. Estos valores constituyen una aproximación a la distribución continua de valores en el tiempo que daría una solución analítica de la ecuación diferencial.

2.2.4.3.2 Discretización del acuífero

La discretización espacial del acuífero se realiza mediante una malla de puntos denominados nudos con la cual se forman filas, columnas y capas.

Conceptualmente los nudos representan un medio poroso, llamados celdas, en los cuales las propiedades hidráulicas son constantes, por lo que cualquier valor asociado a un nudo se aplica o se distribuye sobre toda la extensión de esa celda.

La discretización en diferencias finitas que utiliza el modelo MODFLOW, es la formulación centrada en el bloque (Martínez Cortina & Cruces de Abia, 2007), en la cual se comienza dividiendo el acuífero en dos conjuntos de líneas paralelas perpendiculares entre sí, en dos dimensiones; los bloques formados por el conjunto de líneas paralelas son las celdas y los nudos corresponden a los centros de las mismas.

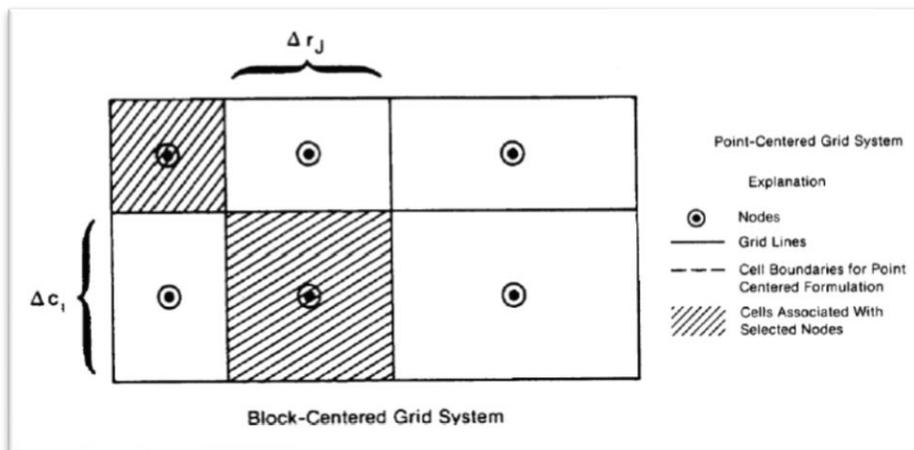


Figura 7. Aproximación centrada en el bloque (Martínez Cortina & Cruces de Abia, 2007).

La discretización temporal se realiza por medio de períodos de acciones, que corresponden a intervalos de tiempo durante los cuales todos los parámetros de acciones externos son constantes.

2.2.4.3.3 Tipos de celdas y modelación de condiciones de contorno

En el modelo las celdas se pueden considerar como celdas de potencial variable, potencial constante o inactivas o sin flujo. Las celdas de potencial constante son aquellas para las que se especifica el potencial de inicio y se mantiene en ese valor durante toda la simulación. Las celdas inactivas son aquellas en las que no se permite que entre o que salga ningún flujo de ellas, en ningún paso de tiempo en la simulación. Las restantes celdas, de potencial variable, están caracterizadas por tener un potencial no conocido a priori y que puede variar libremente a lo largo de la simulación en función de las condiciones de flujo que se produzcan en su zona.

Los diferentes tipos de celdas se usan para representar varios tipos de condiciones de contorno como se muestra en la siguiente Figura 8.

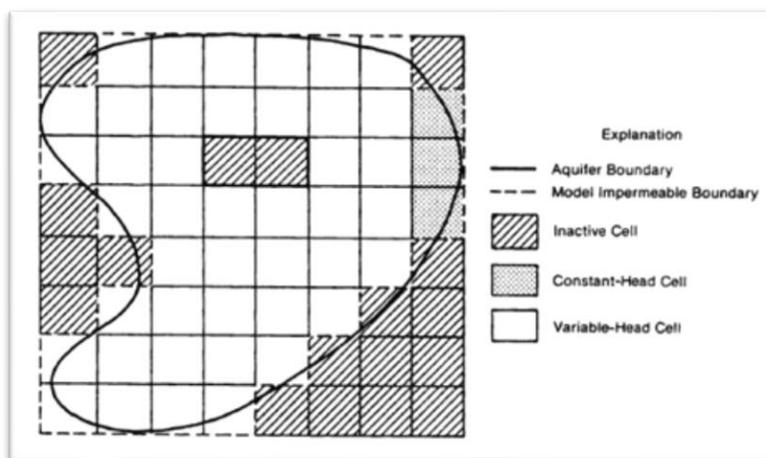


Figura 8. Ejemplo de acuífero discretización mostrando el contorno y tipo de celda (Martinez Cortina & Cruces de Abia, 2007).

El acuífero es de forma irregular, mientras que la malla del modelo es rectangular; para eliminar las partes que no pertenecen al acuífero se utilizan las celdas inactivas. Las celdas de potencial constante representan el contacto con una masa de agua superficial.

2.2.4.3.4 Ecuación de diferencias finitas

El desarrollo de la ecuación del flujo en diferencias finitas resulta de aplicar la ecuación de continuidad a una celda: la suma de todos los flujos que entran y salen de la celda debe ser igual al cambio en el almacenamiento. Suponiendo que la densidad del agua subterránea es constante, la ecuación de continuidad que expresa el balance de flujo en una celda es:

$$\sum Q_i = S_s \frac{\Delta h}{\Delta t} \Delta V$$

Donde:

Q_i es el caudal que entra en la celda por una cara (L^3/T), S_s es el coeficiente de almacenamiento específico del medio ($1/T$), ΔV es el volumen de la celda (L^3), Δh es la variación en el potencial por unidad de peso en el intervalo de tiempo Δt (L).

2.2.4.3.5 Recarga del acuífero

El paquete recarga, simula la recarga distribuida en la superficie del acuífero. Lo más usual es que este tipo de recarga ocurra como consecuencia de la lluvia que percola hasta el acuífero. La recarga aplicada al modelo se define como:

$$Q_{Rij} = I_{ij} * DELR_j * Delc_i$$

Donde:

Q_{Rij} es el caudal de recarga aplicado al modelo en la celda i,j,k expresado como volumen de agua por unidad de tiempo, I_{ij} es la intensidad de flujo de recarga, en unidades de longitud por tiempo, $DELR_j * Delc_i$ es el área de la celda.

La recarga, Q_{Rij} es aplicada a una sola celda de la columna vertical de celdas situadas en i,j . No existe la necesidad de considerar una recarga que ocurra simultáneamente a diferentes profundidades en la misma vertical, ya que la recarga natural entra en el acuífero por su parte superior. El paquete recarga puede ser usado para simular otras recargas distinta de la natural, por ejemplo, recarga artificial, retorno de riego, etc.

2.2.4.3.6 Pozos

El paquete de pozos permite simular características tales como pozos que bombean agua de un acuífero (o la recargan) a un caudal fijo durante un periodo determinado, cuando el caudal es independiente del potencial en la celda y del área de esta.

Los pozos son tratados en el paquete especificando el caudal, al que cada pozo añade agua al acuífero o bien extrae del mismo, durante cada periodo de acciones de la simulación. Valores negativos del caudal corresponden a pozos de bombeo, mientras que los valores positivos indican un pozo de recarga.

2.2.4.4 Modulo MT3D

El modelo MT3D (Zheng and Wang, 1999), es un modelo de transporte de solutos. Simula advección, dispersión y reacciones químicas de contaminantes. Incluye tres principales técnicas de solución de transporte: el método estándar de diferencias finitas, seguimiento de partículas basado en los métodos de Euler-Lagrange, y método de orden superior de volúmenes finitos TVD.

El modelo integra los datos resultado de la modelación de flujo realizada con MODFLOW. Requiere datos de porosidad efectiva, concentración inicial del contaminante, advección, difusión y dispersión longitudinal.

Algunas de sus limitaciones es el hecho que considera como despreciable la altura igual a cero o mayor de 9999, por lo tanto, se debe tener precaución si se están simulando cerca del nivel del mar, o en las regiones montañosas de alta elevación.

La combinación de MODFLOW y MT3D permite la representación precisa del flujo de agua subterránea y de las concentraciones de múltiples contaminantes en tres dimensiones, así como la capacidad de incluir múltiples fuentes y capas en distintos tipos de acuíferos, y la presencia de pozos de extracción, ríos y otros elementos que puedan influir en los patrones de flujo.

2.2.4.4.1 Ecuación de transporte

La ecuación diferencial parcial que describe el destino y transporte de contaminantes, en sistemas de flujo de agua subterránea transitorios se describe a continuación (Zheng y Wang, 1999):

$$\frac{\partial(\theta C^k)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left[\theta D_{ij} \frac{\partial C^k}{\partial x_j} \right] - \frac{\partial}{\partial x_i} (\theta v_i C^k) + q_s C^k + \sum R_n$$

Donde:

θ es la porosidad del medio subsuperficial, C^k es la concentración disuelta de especies k (m/l^3), t es el tiempo (t), x_{ij} es la distancia a lo largo del eje de coordenadas cartesianas respectiva (L), D_{ij} es el tensor del coeficiente de dispersión hidrodinámica (L/T), v_i , es la infiltración o velocidad lineal del agua en los poros (L/T), q_s es la tasa volumétrica de flujo por unidad de volumen del acuífero representado en fuentes de flujo (positivo) y sumideros (negativo) ($1/t$), es la concentración de fuente o sumidero de flujo para las especies k (m/l^3) y es el término de reacción química ($m/l^3 T$).

La velocidad lineal del agua en los poros está relacionada con la descarga específica o flujo de Darcy a través de la relación $v_i = q_i / \theta$; el término de reacción química incluye los efectos de las reacciones bioquímicas y geoquímicas sobre el destino de los contaminantes y del transporte.

2.2.4.4.2 Discretización del acuífero

El modelo de transporte MT3D sigue la misma discretización espacial y temporal del modelo de flujo MODFLOW. La variante de la discretización de tiempo de un modelo a otro es que en MT3DMS la longitud de cada paso se calcula normalmente por el programa, utilizando el número de pasos de tiempo y un multiplicador definido por el usuario.

2.2.4.4.3 Condiciones iniciales y de frontera

Respecto a las condiciones iniciales, estas se describen en forma general como:

$$c(x, y, z) = c_0(x, y, z) \text{ en } \Omega_1, \quad t = 0$$

Donde $c_0(x, y, z)$ es una distribución de concentración conocida, Ω denota la totalidad del dominio del modelo.

Las condiciones de frontera que considera MT3D son tres, condición de Dirichlet, condición de Neumann y condición de Cauchy. La condición de Dirichlet se muestra a continuación:

Condición de Dirichlet: La concentración se especifica a lo largo del límite y se mantiene sin cambios a lo largo de la simulación.

$$C(x, y, z) = C^0(x, y, z) \text{ en } \Gamma_1, \quad t = 0$$

Donde Γ_1 denota el límite especificado de la concentración y $C^0(x, y, z)$ denota la concentración a lo largo de Γ_1 .

En un modelo de flujo, un límite de Dirichlet es un límite especificado de carga que actúa como una fuente o sumidero de agua que entra o sale del dominio simulado.

2.2.4.4.4 Métodos de solución

El modelo MT3D incluye el método estándar de diferencias finitas, Euler – Lagrange y método TVD (disminución de la variación total) de tercer orden para la solución del transporte de soluto.

Existen dos métodos de diferencias finitas que puede utilizar el modelo, estos son el método de diferencias finitas centrado y el método de diferencia finitas adelantada

El método de diferencias finitas normalmente tiene muy pequeños errores de equilibrio de masa, ya que se basa en el principio de conservación de la masa. Sin embargo, el método de diferencias finitas adelantada puede conducir a la dispersión numérica significativa para los problemas que tienen los frentes de concentración afilados.

El método de diferencias finitas central no presenta los problemas de dispersión numéricos como el método de diferencias finitas adelantada, pero es susceptible a oscilaciones artificiales excesivos en problemas de advección dominada.

2.3 Fuentes de contaminación de nitratos

Las fuentes de contaminación de nitratos pueden ser debidas a procesos naturales o generadas por actividades antropogénicas o artificiales; de acuerdo a la facilidad de ubicación pueden ser puntuales (descargas de aguas residuales, desechos industriales, rellenos sanitarios, etc.) o difusas (zonas agrícolas, ganaderas, etc.).

Fuentes naturales

En el proceso de meteorización de las rocas ígneas puede existir aportación de nitratos a las aguas naturales, ya que todos los compuestos del nitrato son altamente solubles en agua y cualquiera de ellos que se forme en este proceso, se encontrará en solución.

Existe nitrato en algunos minerales como los salitres (nitrato de sodio y nitrato de potasio) son los más difundidos.

Existe nitrato proveniente de la transformación del ácido nítrico, el cual se genera de la oxidación del óxido nítrico y el dióxido de nitrógeno presente en la atmósfera debido a procesos naturales (inducidos por los rayos, las erupciones volcánicas y la actividad bacteriana del suelo).

Los nitratos en el suelo se derivan de la descomposición natural, de materiales nitrogenados orgánicos como las proteínas de las plantas, animales y excretas de animales.

Fuentes artificiales

Los fertilizantes nitrogenados aportan el nitrógeno necesario para el crecimiento de las plantas. Sin embargo, debido a que la utilización del fertilizante por las plantas puede oscilar entre un 25% a 85% según el cultivo y las técnicas agrícolas, se aplica en exceso, a fin de obtener una máxima producción, razón por la cual aumenta la cantidad de nitrógeno en el suelo, propiciando un arrastre mayor de nitratos por el agua. Los fertilizantes nitrogenados pueden ser de cuatro tipos:

1. Nítricos: aportan el nitrógeno entre el 11 y el 16% en forma de nitratos (Nitrato de Sodio (NaNO_3), Nitrato de Calcio ($\text{Ca}(\text{NO}_3)_2$), Nitrato de potasio (KNO_3), etc.)
2. Amónicos: aportan el nitrógeno en alrededor del 21% en forma de amonio (Sulfato de Amonio ($(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$))
3. Amónicos y nítricos: aportan el nitrógeno entre el 20 y 34% en formas de nitratos y amonio (Nitrato de amonio ($(\text{NH}_4)\text{NO}_3$), etc.).
4. De Amidas: aportan en nitrógeno entre el 21 y el 45% en forma de amidas (urea y cianamida de calcio).

Otra fuente importante de nitratos son las excretas de animales, las cuales contienen grandes cantidades de sustancias nitrogenadas susceptibles de convertirse a nitritos y posteriormente a nitratos. El problema reviste caracteres más agudos cuando la explotación es intensiva, ya que la cantidad de nitrógeno en las excretas de animales se concentra en una superficie relativamente reducida.

Las descargas de desechos municipales e industriales constituyen fuentes concentradas de compuestos de nitrógeno que son depositadas directamente en las aguas superficiales.

2.3.1 Ciclo del nitrógeno

El ciclo del nitrógeno consta fundamentalmente de varios procesos interrelacionados entre sí: fijación de nitrógeno atmosférico, mineralización, inmovilización, nitrificación, desnitrificación y volatilización. El nitrógeno en el suelo es introducido por aplicación de fertilizantes y residuos, fijación de bacterias y la lluvia; es removido por absorción de las plantas, lixiviación, volatilización, desnitrificación y erosión de suelos.

La fijación del nitrógeno atmosférico se da por medio de la conversión de nitrógeno gaseoso (N_2) en amoníaco (NH_3) o nitrato (NO_3^-), por medio de bacterias nitrificadoras (*Rhizobium*), que habitan simbióticamente con plantaciones de leguminosas o cianobacterias en el medio acuático. La fijación depende de varios factores como: el contenido de nitrógeno, el pH, la humedad del suelo y las condiciones de la vegetación.

La mineralización del nitrógeno consiste en el paso de formas de nitrógeno orgánico a inorgánico y concretamente a iones de amonio (NH_4^+), realizada por los microorganismos del suelo con la generación de dióxido de carbono (CO_2) en ese proceso. El proceso inverso y simultáneo es la inmovilización del nitrógeno, mediante el cual el amonio se transforma en formas orgánicas de nitrógeno, y consiste en la asimilación del amonio por parte de la biomasa del suelo. Los residuos vegetales, la humedad, la temperatura del suelo y el pH son los principales factores que afectan a la mineralización e inmovilización en el suelo. La inmovilización se facilita con altas relaciones de C: N (superiores a 30:1), la humedad y la aireación, mientras que la aplicación de fertilizantes estimula el proceso de mineralización, ya que al favorecer este proceso se incrementa la cantidad de nitrógeno utilizado por las plantas.

La mineralización inicia el proceso de nitrificación que consiste en el paso de nitrógeno orgánico hasta nitrógeno inorgánico en forma de nitrato, el cual se produce mediante microorganismos que necesitan altos contenidos de oxígeno en el suelo, las bacterias que intervienen son autótrofas, de los géneros *Nitrosomas* y *Nitrobacter*, y se encuentran en condiciones favorables para su desarrollo en suelos con temperaturas entre 10 °C y 45 °C y con un pH entre 6.6 y 10 estando el óptimo a 22 °C y el pH en 8.5. La nitrificación depende del contenido de humedad del suelo y se reduce a medida que la humedad del suelo es menor.

El paso de nitrito (NO_2^-) a nitrato (NO_3^-) es mucho más rápido que de amonio (NH_4^+) a nitrito (NO_2^-), por lo que los contenidos de nitrito en el suelo son muy reducidos, estando la mayor parte en forma de nitrato que es muy soluble y puede ser arrastrado con facilidad por el agua del suelo.

Por otra parte, si el suelo se encuentra saturado durante largos periodos de tiempo, el contenido de oxígeno es menor que la demanda existente de oxígeno y el contenido de carbono orgánico es elevado, se produce el proceso de desnitrificación, provocado por las bacterias desnitrificantes del suelo que utilizan el nitrato (NO_3^-) en lugar del oxígeno (O_2) como aceptor final de los electrones provenientes de la respiración y generan formas gaseosas de nitrógeno.

La volatilización consiste en las pérdidas del amonio del suelo a la atmósfera, ya que el amonio (NH_4^+), se convierte más fácilmente en amoniaco (NH_3^+), cuanto mayor es el pH y el contenido de amonio en el suelo. Valores elevados de pH desplazan el equilibrio existente en la solución del suelo entre el ion amonio y el amoniaco hacia la producción de amoniaco que se volatiliza a la atmósfera. También el viento y la temperatura favorecen la volatilización, mientras que la incorporación de abonos en el suelo, justo antes de las épocas de lluvias que introduzcan el amonio a las capas profundas del suelo, reducen drásticamente este proceso.

Mientras que la nitrificación puede tardar desde horas a semanas, la volatilización sucede en un periodo muy corto de tiempo tras la aplicación de amonio como fertilizante, sin embargo, una vez convertido el nitrógeno en nitrato finaliza el proceso de volatilización.

2.3.2 Balance de nitrógeno en la agricultura

El balance de nitrógeno en la agricultura Española (BNAE), realiza mediante la metodología Española, propuesta por el Ministerio de agricultura pesca, alimentación y medio ambiente (MAPAMA, 2016); dicha metodología fue creada por un grupo de trabajo expertos en producción vegetal, animal, fertilización, edafología, estadísticas agrarias etc., procedentes de la administración, centros de docencia e investigación y del sector privado. La forma de proceder cuando no hay datos del año de estudio es recurrir a los datos más recientes (año $n - 3$ en la mayor parte de los casos) y declarar provisional el balance del año $n-2$. Cuando se realice el estudio de la nueva campaña se procederá al recálculo con datos consolidados. Es decir, en el año 2016 se realiza el cálculo del año 2014 con datos provisionales y el recálculo del año 2013 con datos definitivos.

La implementación de la metodología del BNAE en la agricultura de Michoacán (BNAM), se realiza haciendo uso de los coeficientes y valores mínimos y máximos utilizados en dicha metodología, así como las dosis de fertilización para cada cultivo; los datos de partida fueron obtenidos de la Secretaría de Agricultura, Ganadería, Desarrollo Rural, Pesca y Alimentación (SAGARPA), proporcionando datos como, tipo de cultivos para cada municipio, producción, cosecha, área sembrada, ganado.

La realización del balance es mediante la fórmula:

Balance = Entradas – Salidas

Considerando para la entrada tres rubros con siete apartados y de igual forma para la salida se siguen considerando los mismos rubros sólo con un cambio en los apartados que difieren de la entrada, en la Figura 9 se aprecian los apartados.

	CULTIVOS HERBÁCEOS	CULTIVOS LEÑOSOS	ZONAS DE PASTOREO
ENTRADAS DE NITRÓGENO	Fertilización Mineral	Fertilización Mineral	Fertilización Mineral
	Abonado Estiércoles	Abonado Estiércoles	Abonado Estiércoles
	Fertilización Otros Orgánicos	Fertilización Otros Orgánicos	Fertilización Otros Orgánicos
	Excrementos del pastoreo	—	Excrementos del pastoreo
	Fijación Biológica	—	Fijación Biológica
	Semillas	—	—
	Deposición Atmosférica	Deposición Atmosférica	Deposición Atmosférica
SALIDAS DE NITRÓGENO	Retirada de cosechas	Retirada de cosechas	Retirada de cosechas
	Retirada de paja-planta	Retirada de hojas	—
	Retirada por pastoreo	—	Retirada por pastoreo
	—	—	Crecimiento (madera-raíces)
	Quema de restos	Quema de restos	Quema de restos
	Volatilización del abonado	Volatilización del abonado	Volatilización del abonado
	Volatilización del pastoreo	—	Volatilización del pastoreo
	Gases del abonado	Gases del abonado	—
	Gases del pastoreo	—	Gases del pastoreo
BALANCE = ENTRADAS - SALIDAS			

Figura 9. Apartados y rubros para el balance de nitrógeno.

Para proceder con el balance es necesario aplicarle coeficientes a las diferentes superficies y producciones agrícolas, así como al ganado, una serie de entradas y salidas unitarias para obtener una entrada y salida total de nitrógeno por municipio y calcular la diferencia, dicha metodología permite realizarlo ya sea por cultivo o agrupándolo por los rubros antes mencionados, o hasta la discretización de cultivos de secano y regadío.

2.3.3 Nitrato en el agua

La existencia del nitrógeno en el agua puede causar serios problemas en la calidad de esta. Estos pueden ser agrupados en dos categorías (Chapra, 1997). En el primer grupo se encuentra la nitrificación/desnitrificación y la eutrofización, en este caso el nitrógeno actúa como una causa del problema más que como el problema por sí mismo. En el segundo grupo la toxicidad del amoníaco y la contaminación por nitrato, en cual las especies del nitrógeno son el actual contaminante.

La nitrificación consta de dos procesos, en el cual el amoníaco se oxida para formar nitrito (NO_2^-), para después ser convertido a nitrato (NO_3^-). El proceso al consumir oxígeno puede causar serios problemas en los niveles de oxígeno en los cuerpos de agua. Si se presentan condiciones anaerobias el nitrato puede ser reducido a nitrito y el nitrito convertido a nitrógeno atmosférico, por desnitrificación; este mecanismo representa una pérdida del nitrógeno a la atmósfera o puede ser utilizado por ciertas algas fijadoras de nitrógeno y bacterias.

El nitrógeno sirve como un nutriente esencial en el crecimiento de las plantas. Además, actúa como fertilizante, el cual puede sobre estimular el crecimiento de las plantas llamado eutrofización. Este excesivo crecimiento puede tener impacto en la calidad del agua directa o indirectamente.

El amoníaco puede existir en dos formas de manera natural en el agua: Ion amonio (NH_4^+) y amoníaco gas (NH_3). Mientras que la primera es inocua en los niveles encontrados en la naturaleza, la forma no-ionizada es tóxica para los peces. La relación de equilibrio entre las dos formas es gobernada principalmente por el pH. A niveles altos de pH y en menor magnitud a altas temperatura, el amoníaco existe principalmente de forma tóxica, de la forma ionizada.

El nitrato es la única forma movilizable del nitrógeno, ya que se enlaza muy débilmente en el suelo, puede ser transportado por el agua, superficialmente o infiltrándose. En altas concentraciones el nitrato en el agua para beber puede causar serios y ocasionalmente efectos fatales en los infantes. Esta enfermedad afecta principalmente a los lactantes (<6 meses), pero puede afectar a niños de hasta 6 años de edad. Los niveles superiores a 10 mg N/l de nitratos se cree que conduce a tal condición.

En resumen, el problema de nitrógeno es interconectado y multifacético. En primer lugar, el amoníaco puede causar el agotamiento del oxígeno a través de la nitrificación. Si esto ocurre, uno de los subproductos es el nitrato, el cual en sí mismo es un contaminante. Además, dependiendo de la temperatura y el pH, el amoníaco puede manifestarse en una forma no ionizada que es tóxica para los organismos acuáticos. Por último, tanto el amoníaco y el nitrato son nutrientes esenciales para fotosíntesis. Así, pueden estimular el crecimiento excesivo de plantas, que constituye un problema de la calidad del agua en su propio derecho, y exacerbar algunos de los otros problemas.

2.3.4 Procesos de transporte

Como ya se ha mencionado los nitratos en el agua subterránea, en general, no sufre transformaciones químicas (en algunos casos puede existir desnitrificación), por tal razón, la concentración de nitrato en un punto determinado en el acuífero estará sujeto únicamente al transporte del nitrato debido a procesos físicos, tales como, advección, difusión y dispersión.

2.3.4.1 Advección

El proceso de advección hace referencia al movimiento de una sustancia sin variar su concentración. Es el movimiento de masa de un punto a otro, producto de una fuerza de velocidad, unidimensional principalmente horizontal. En este sentido la sustancia se mueve en la dirección del flujo y los cambios en la concentración son insignificantes, como se muestra en la Figura 10, la concentración de la sustancia se mueve en el espacio y en el tiempo sin cambiar de forma significativa.

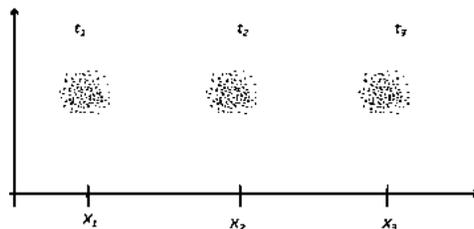


Figura 10 Proceso de advección.

2.3.4.2 Difusión

La difusión es el transporte de contaminantes por choque de partículas, es el proceso donde un contaminante se mueve de un medio de mayor concentración a uno de menor concentración. La Figura 11, muestra la difusión de una sustancia en un fluido inmóvil en tres instantes, donde el pico de concentración de la sustancia disminuye en el tiempo y la sustancia ocupa un espacio más amplio.

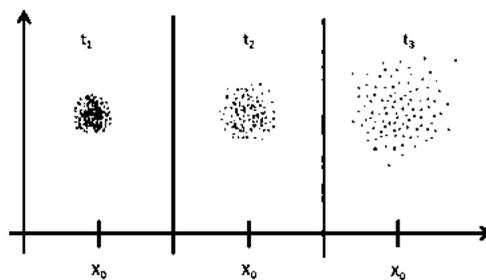


Figura 11 Proceso de difusión.

3 HIPOTESIS Y OBJETIVOS GENERAL Y PARTICULARES

3.1 Hipótesis

La modelación matemática permitirá conocer la distribución de la contaminación por nitratos en los acuíferos Zacapu y Pastor Ortiz, estimando la concentración de nitratos por contaminación difusa en un sistema hidrogeológico con escasez de datos.

3.2 Objetivo general

Analizar el transporte de nitratos en los acuíferos Zacapu y Pastor Ortiz, simulando y calibrando un modelo de flujo subterráneo capaz de reproducir la evolución de contaminantes en el medio poroso saturado.

3.3 Objetivos particulares

1. Selección de sitios de muestreo mediante toma de decisiones en SIG.
2. Realizar campañas de muestreo y monitoreo de variables hidrométricas y de calidad del agua para complementar la información existente en la zona de estudio.
3. Calibrar los modelos de flujo superficial necesarios para alimentar el modelo de flujo subterráneo.
4. Generar y calibrar un modelo de flujo subterráneo, en base a información hidrológica proveniente de otros modelos de flujo superficial e información hidrogeológica recabada para el área de estudio.
5. Determinar las fuentes de contaminación por nitratos y estimar espacial y puntualmente su valor para la zona de estudio.
6. Estructurar y calibrar el modelo de transporte de contaminantes, ajustado para nitratos y la información disponible.

4 JUSTIFICACIÓN

El agua subterránea es un recurso natural vital para el suministro confiable y económico de agua para consumo humano, que son susceptibles a experimentar una creciente amenaza de contaminación. Mediante la relación que existe entre los recursos hídricos superficiales y subterráneos, se puede generar información adicional a la existente en los sitios de muestreo, con el fin de evaluar la afectación de los mismos. Esta relación se puede establecer de manera conceptual y en los últimos años se ha trabajado para establecer una relación matemática, para conocer el comportamiento de los recursos hídricos mediante la modelación.

El nitrógeno (N) es, después de la temperatura y del agua, el tercer factor limitante de la producción agrícola. Es incorporado al suelo, por el uso excesivo de fertilizantes. Añadido como abono puede estar como NO_3^- . Entre los efectos secundarios de la aplicación de fertilizantes nitrogenados, se encuentran: la aportación de nutrientes como S, Mg, Ca, Na y B. El suelo contaminado es aquel que ha superado su capacidad de amortiguación para una o varias sustancias y como consecuencia pasa de actuar como un sistema protector a ser una causa de problemas para el agua, la atmósfera y los organismos. Al mismo tiempo se modifican sus equilibrios biogeoquímicos y aparecen cantidades anómalas de determinados componentes que originan modificaciones importantes en las propiedades físicas, químicas y biológicas del suelo. “La reducción del efecto contaminante de los nitratos procedentes de fuentes agrícolas se está persiguiendo en muchas zonas agrícolas del mundo. El uso de los modelos de simulación puede ser una manera de hacer frente a esta problemática” (Martínez Gaspar et al. 2011).

La agricultura es vista como un gran contribuyente a las emisiones de gases de efecto invernadero. Los nitratos son la forma más importante que absorben las plantas. Los nitratos actualmente constituyen la principal “fuente de contaminación difusa” de las aguas (superficiales y subterráneas), que se caracterizan por una gran cantidad de puntos de entrada de la contaminación en el terreno y por la dificultad que supone hacer una localización precisa de las zonas donde se produce la entrada de los contaminantes. Los nitratos son altamente solubles y no son retenidos por las cargas negativas de los coloides del suelo, de modo que se mueven libremente con el agua de drenaje, a través del perfil, hacia los acuíferos. El problema ambiental más importante relativo al ciclo del nitrógeno es la acumulación de nitratos en el subsuelo que, por lixiviación, pueden incorporarse a las aguas subterráneas o bien ser arrastrados hacia los cauces y reservorios superficiales. La entrada de los nitratos en aguas subterráneas es un resultado de procesos naturales y del efecto directo o indirecto de las actividades humanas.

Los nitratos provenientes de las actividades humanas incluyen la escorrentía de terrenos cultivados, los efluentes de lagunas y tanques sépticos, la fertilización excesiva de nitrógeno, la deforestación y el cambio en la materia orgánica del suelo como resultado de la rotación de cultivos (Pacheco, 2003). El problema de los

nitratos es que son contaminantes móviles en el agua subterránea que no son adsorbidos por los materiales del acuífero y no precipitan como un mineral. Estos dos factores permiten que grandes cantidades de nitrato disuelto permanezcan en el agua subterránea. Debido a su naturaleza soluble, los nitratos tienden a viajar grandes distancias en la superficie, específicamente en sedimentos altamente permeables o rocas fracturadas (Álvarez & R. y Steinbach, 2000)

Si se bebe agua, con elevadas concentraciones de nitratos, la acción de determinados microorganismos en el estómago puede transformar los nitratos en nitritos, que al ser absorbidos en la sangre convierten a la hemoglobina en metahemoglobina. La metahemoglobina se caracteriza por inhibir el transporte de oxígeno en la sangre.

La Organización Mundial de la Salud (OMS) fija el límite de nitrato en el agua de consumo humano en 5 mg/l de nitrato. En cambio, la Agencia para la Protección del Medio Ambiente de los Estados Unidos de Norteamérica (EPA) sitúa este límite en 1 mg/l de nitrato. Por su parte la comunidad europea, y siguiendo sus directrices el Ministerio de Sanidad español, fijan los niveles máximos permitidos de nitratos en 5 mg/l de N. Mientras que en México la Nom-127-SEMARNAT-1994, establece que los límites máximos permitidos en agua potable son de 10 mg/l.

La contaminación por nitratos de las aguas subterráneas en México es un problema que ha ido en aumento a través del tiempo. Lo anterior, en la mayoría de los casos, se atribuye a las actividades antropogénicas, y específicamente a la agricultura y la ganadería. Las zonas agrícolas contaminadas por nitratos comprenden la Comarca Lagunera, Chihuahua, Sinaloa, Sonora y Guanajuato. Los resultados muestran que los acuíferos muestreados en la Comarca Lagunera presentan valores de concentración de nitratos muy por arriba de la norma oficial. Teniendo concentraciones de más de 200 ppm de NO_3 , los cuales son inadecuados tanto para el consumo humano como animal. En Estados como Chihuahua y Guanajuato el problema no es tan severo, pero se encontraron concentraciones de más de 10 ppm de NO_3 (Martínez, Castellanos, Rivera, & Núñez, 2006)

La contaminación difusa por nitratos (NO_3) constituye uno de los principales problemas de la contaminación en las aguas subterráneas a nivel mundial, generado por el sector agrícola y ganadero, debido al excedente de nitrógeno procedente de fertilizantes, y residuos ganaderos, no asimilado por los cultivos e infiltrado al acuífero a través de la zona no saturada. Por su amplitud y volúmenes de aplicación son el factor principal de alteración de la calidad de las aguas subterráneas. La contaminación difusa puede ser definida como la introducción de contaminantes a un curso de agua superficial o sistema de agua subterráneo, a través de vías indirectas, como el lavado de contaminantes a través del suelo, o desde fuentes que no es posible establecer con exactitud en un lugar o sitio específico. Puede ser continua o intermitente, siendo esta última la más común debido a que está relacionada con actividades estacionales propias de la

agricultura, como la época de fertilización o de aplicación de pesticidas. La mayor vulnerabilidad ocurre en regiones con altas precipitaciones, en suelos principalmente arenosos y en sistemas agrícolas intensivos (Cotler & Iura 2010).

Del Censo Agropecuario (INEGI, 2008) se obtuvieron las cantidades de pesticidas y fertilizantes utilizadas por cada municipio. Los valores muy altos de contaminación potencial difusa encontradas en las cuencas del Pacífico norte, centro del país y las cuencas que drenan al Golfo de México podrían estar reflejando la extensión agrícola, que abarca entre el 45-60% de la superficie de esas cuencas, de la cual 35-55% del territorio de cada cuenca utiliza fertilizante químico. Por ejemplo, la contaminación en la cuenca Lerma-Chapala podría (aplicados en 45-80% de su superficie agrícola) y de pesticidas (aplicados en más del 65% del área agrícola) la contaminación difusa por utilización de fertilizantes y pesticidas puede darse tanto en cuencas con amplias superficies agrícolas (mayores a 45%) consumidoras de fertilizantes y plaguicidas o bien en cuencas donde la superficie agrícola está más concentrada y es más intensiva (15-30%) pero con un alto consumo de agroquímicos.

El uso consuntivo que más agua consume en México es el agrícola. México ocupa el sexto lugar mundial en términos de superficie con infraestructura de riego con 6.5 millones de hectáreas, de las cuales el 54% corresponde a 85 distritos de riego, y el restante a más de 39 mil unidades de riego. El 35% del agua concesionada para uso agrupado agrícola es de origen subterráneo. Esto representa un incremento del 30.9% en el volumen concesionado de origen subterráneo del 2001 al 2012. En el uso agrupado abastecimiento público la fuente predominante es la subterránea con el 60.7% del volumen. Cabe destacar que del 2001 al 2012 el agua superficial asignada para este uso creció un 42.2% (Conagua 2013). El programa Nacional Hídrico manifiesta que, se debe de fortalecer la medición y evaluación de la calidad del agua y sus principales fuentes de contaminación, determinar el impacto de agroquímicos en la calidad del agua, promover el uso adecuado de agroquímicos como medida de control de la contaminación difusa e incrementar la clasificación y estudios de calidad del agua y específicos de afectación por lo que se debe evaluar y controlar la contaminación difusa que incluye prácticas agrícolas amigables con el medio ambiente con el fin de proteger la calidad del agua y conservar el suelo (Melorose et al. 2015).

La contaminación por nitratos del agua subterránea, proveniente de las prácticas agrícolas, es un problema agroambiental actual, que está repercutiendo en la salud humana y animal, siendo un problema grave a nivel mundial dadas las repercusiones que tiene, y por ende se deben de implementar medidas de mitigación para las aguas subterráneas contaminadas, para que, a futuro, los costos de reducción de la contaminación no sean tan elevados. No obstante en este campo hay muchos retos por afrontar y limitaciones por vencer: la cantidad y calidad de la información a partir de la cual se obtienen los modelos conceptuales o con la que se busca la validación nunca es suficiente; así la confianza en la calibración y los

márgenes de incertidumbre siempre estarán presentes con nuevos requerimientos (Betancur & Palacio 2009).

La importancia de considerar los acuíferos de Zacapu y Pastor Ortiz es por el comportamiento de flujo, el cual tiene la tendencia de fluir de Zacapu hacia Pastor Ortiz, además de que los dos acuíferos tienen una interacción con el río principal, llamado Río Angulo, aportando agua al acuífero o viceversa. El Distrito de Riego 087, Rosario-Mezquite, cuenta con 12.8 mil ha, siendo uno de los distritos con mejor productividad (Comisión Nacional del Agua 2009); tres de los módulos del distrito de riego, se ubican en el área de estudio, por lo que, evaluar el grado de la contaminación por nitratos en los acuíferos, mediante el uso de los modelos MODFLOW Y MT3D, resulta de gran relevancia, para conocer la afectación que hay en las aguas subterráneas, contribuyendo al conocimiento de la degradación de la calidad de las aguas subterráneas, por contaminación difusa, que producen los fertilizantes a base de nitrógeno; y mediante la modelación matemática es posible predecir a corto, mediano y largo plazo el deterioro del acuífero, y permitir tomar medidas de gestión, para su preservación.

La Red Nacional de Monitoreo de Calidad del Agua (RNMCA), sólo contempla el monitoreo de ocho pozos distribuidos en la zona de estudio, con información de la calidad del agua desde el 2013, realizadas cada tres meses, con el fin de caracterizar el agua superficial de los acuíferos Zacapu y Pastor Ortiz, sin embargo, el monitoreo de tan pocos pozos no es suficiente, para una gestión de las aguas subterráneas. De ahí la importancia de modelar las concentraciones de nitratos en los acuíferos, ya que permitirá conocer el transporte de este contaminante en los acuíferos, y así predecir la contaminación del agua subterránea en cualquier punto del acuífero, sobre todo en los pozos donde se extrae agua para consumo humano, y las zonas susceptibles a altas concentraciones de nitratos.

5 METODOLOGÍA

La interacción que existe entre el ciclo hidrológico y del nitrógeno no son sencillas; si bien la relación de los diferentes fenómenos que existe entre cada uno de estos ciclos ya es compleja, el manejo de los fenómenos hidrológicos y las transformaciones del nitrógeno en conjunto aumentan el grado de complejidad; por medio de la modelación matemática se permite abordarlas de una manera simplificada (Pérez, 2005).

Los modelos matemáticos que ofrecen obtener un panorama global de las relaciones del escurrimiento superficial, niveles freáticos y concentración de nitratos son pocos, aunado a que la mayoría de estos son de licencia, prácticamente imposibilita su aplicación.

El incorporar o fusionar modelos matemáticos permite ampliar los objetivos de estudio, estableciendo relaciones entre fenómenos independientes en cada modelo. La incorporación de modelos se ha realizado de diferentes formas, en ocasiones se integran los modelos para que el usuario pueda utilizarlo como un solo programa o de forma separada, en donde el usuario establece las relaciones de los resultados, como en el presente trabajo.

La metodología propuesta consiste en evaluar la concentración de nitratos en el escurrimiento superficial y agua subterránea por medio de modelación matemática, suponiendo que la principal fuente de nitratos en el área de estudio proviene de contaminación difusa por zonas agrícolas; planteada en base a la aplicación de diferentes modelos de evaluación de recursos hídricos, con la utilización de la información disponible del área de estudio y las salidas o resultados de los modelos, utilizada en lugares donde la existencia de los datos espaciales y temporales sea considerada insuficiente para la evaluación de la afectación del nitratos en el agua (Estrela, 1992).

Para cumplir con lo anterior, es necesario aprovechar la información de salida de los modelos matemáticos, establecer y evaluar la interrelación existente entre cada uno de estos. A continuación, se explica la utilidad de cada modelo y la conexión entre estos de acuerdo a la información de entrada y salida (Figura 12).

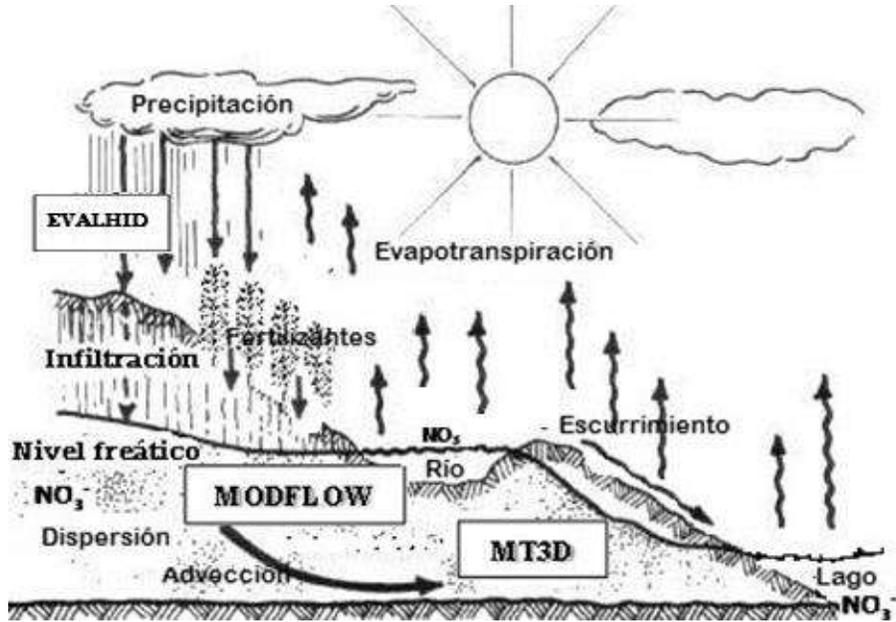


Figura 12. Esquema del proceso metodológico para el uso de modelos.

El modelo hidrológico y calidad del agua se utiliza para la modelación de la cuenca, además de generar la escorrentía superficial, debe aportar información referente al acuífero como es recarga con discretización espacial y temporal, así como realizar la modelación del ciclo del nitrógeno en el suelo y en las corrientes, para determinar el nitrato que está pasando a la escorrentía superficial y al acuífero; la información de entrada para la modelación hidrológica representa mapas temáticos de diferentes características del suelo (uso, tipo, geología, etc.), un modelo digital de elevaciones (MDE), series de precipitación, temperatura, evapotranspiración, entre otros; para la modelación de los nitratos se realiza mediante información de prácticas agrícolas, tipo de cultivos, fecha de siembra, cantidad de fertilizante aplicado, tipo de fertilizante, etc.

El modelo de funcionamiento hidráulico de acuífero es una segunda etapa es evaluar el comportamiento hidrogeológico del área de estudio, con la modelación de los niveles freáticos del acuífero, ya que será la primera etapa en la obtención de nitratos en el agua subterránea. La principal información de entrada para este modelo representa las entradas y salidas, niveles piezométricos iniciales y espesor del acuífero.

El modelo de contaminación de agua subterránea se utiliza para evaluar el transporte de nitratos en el acuífero, con el objetivo de obtener las concentraciones de nitratos en diferentes sitios. La principal información necesaria para la modelación es conocer los niveles freáticos del acuífero y la cantidad o carga de nitratos que están entrando con la recarga. (Andreu A., 1986)

5.1 Modelos matemáticos propuestos

Para el presente trabajo se proponen los siguientes modelos para la aplicación de la metodología:

- Para la modelación hidrológica de la cuenca y el ciclo del nitrógeno se utiliza el modelo EVALHID, con el fin de obtener la escorrentía superficial, recarga al acuífero.
- Para obtener los niveles freáticos del acuífero, se utiliza el modelo de funcionamiento hidráulico de acuífero MODFLOW.
- El modelo MT3D es el modelo de contaminación del agua subterránea, cuyo objetivo es obtener concentración de nitratos en el acuífero.

El acoplamiento del modelo MT3D y MODFLOW, son los modelos más comúnmente utilizados, se han aplicado de forma conjunta de acuerdo a los estudios mencionados anteriormente, además actualmente han sido aplicados a los sistemas de acuíferos de las cuencas hidrográficas en Colorado EE.UU., y en varias islas del Pacífico, integrados en un solo programa.

El programa MT3D, utiliza una estructura modular similar a la estructura utilizada por MODFLOW.

5.2 Simplificación del sistema

Como se ha mencionado anteriormente el sistema ciclo-hidrológico del nitrógeno-subterráneo, es un sistema complejo, además de que la metodología se propone para lugares con pocos datos espaciales y temporales para la evaluación de nitratos, por lo cual para aplicar cada modelo es necesario establecer diferentes limitantes, las cuales simplificarán el sistema y limitarán las acciones externas de este; esto parte de la suposición principal que estas acciones no influirán en los resultados de la modelación y permitirán la aplicación de cada modelo matemático. Las principales limitantes se enuncian a continuación:

La recopilación de información de entrada a los modelos estará limitada por la información existente de diferentes fuentes, proveniente principalmente de programas destinados a este fin o estudios de la región, con el fin de que el periodo de recopilación de información sea lo más corto posible.

Debido a que la información de entrada es de diferentes fuentes, es necesario la aplicación de pruebas, que permita evaluar la calidad de estos, con el fin de utilizar solo los que sean correctos.

La reclasificación de mapas de diferentes características del suelo se llevará a cabo de acuerdo a las características del suelo somero, sin considerar las capas de suelo subyacente, en caso de existir las.

Simplificación del escenario de modelación de acuerdo a la información disponible, es decir, algunas características del área de estudio no se serán contempladas (modelación en presas, lagos, etc.) en la modelación, esto con el fin de no aumentar la complejidad del sistema.

La principal fuente de contaminación de nitratos en la escorrentía superficial y acuíferos provienen de la aplicación de fertilizantes de las zonas agrícolas; esto parte de la dificultad de encontrar información de las otras fuentes de nitrógeno como contaminante (excretas de ganado, descargas puntuales, etc.)

La modelación del ciclo del nitrógeno se realiza en base a un esquema global de agricultura, que se aplica a toda el área de estudio, esto debido a que no se puede considerar diferentes prácticas agrícolas, con a información existente, además de aumentar la complejidad del sistema.

Los fenómenos de transporte considerados en la modelación del nitrato son los fenómenos físicos: advección y difusión; las transformaciones que pudiese tener el nitrato en el acuífero no serán consideradas.

La calibración de gastos y concentraciones de nitrato se realiza en las estaciones en donde, de acuerdo a cada caso, la serie sea considerada poco afectada por aportaciones de otro tipo o descargas puntuales donde pudiesen aportar diferentes formas de nitrógeno.

Para evaluar la calibración y validación de la modelación se realiza mediante pruebas estadísticas, con el fin de permitir generar los mejores resultados posibles en cada modelo

- Caracterización de la zona de estudio

Información acerca de la zona de estudio, la cual será obtenida del portal del Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI), y se procesará en los sistemas de información geográfica como Global Mapper, Idrisi y QGIS, para el manejo y generación de la información espacial referente al sistema de cuenca del Río Angulo y del Río Lerma, y los acuíferos de Zacapu y Pastor Ortiz. Generando mapas de la ubicación geográfica (Macro y micro localización, ubicación de la región hidrológica a la que pertenecen, sistema de cuenca), tipo y uso de suelo, red hidrográfica, cauce principal, identificación de la Red Nacional de Monitoreo de la zona en estudio, infraestructura, poblaciones, estudios litológicos los cuales pueden ser proporcionados por la CONAGUA.

- Recopilación de la información

Será la información necesaria para la modelación, que nos permitirá determinar los escurrimientos que recargan al acuífero, el comportamiento de los niveles freáticos, el transporte de contaminantes, el balance hídrico, los cuales fueron y está siendo recabada de diferentes partes o se generará mediante trabajo de campo y/o

laboratorio, la información proviene de programas destinados a este fin o estudios de la región.

- Estaciones de calidad del agua

El monitoreo de la calidad de los recursos hídricos, lo realiza la Red Nacional de Monitoreo de la Calidad Agua (RNMCA), determinando diferentes parámetros. La información con la que cuenta es del 2000 en adelante aproximadamente, con un monitoreo trimestral de diferentes parámetros.

- Niveles piezométricos del acuífero

Aforo de pozos y aprovechamiento de la Red de Nacional de Monitoreo (RNM), establecido por CONAGUA en el año 2007, y como parte del verano de investigaciones por parte de la UMSNH en 2014, y posteriormente, en las investigaciones de Maestría en Ciencias en Ingeniería Ambiental en 2015 y 2016.

- Caracterización de acuíferos

Geometría y condiciones de contorno, Coeficientes de transmisividad, almacenamiento, porosidad, Conductividad hidráulica, Acciones elementales (Recargas y descargas)

- Monitoreo del acuífero

Se procederá con visitas de campo procurando hacer cuatro visitas al año, para obtener muestras de agua, de los pozos y sitios seleccionados, posteriormente llevadas a laboratorio, para la determinación de Nitratos nitritos, así como Solidos Disueltos Totales.

- Esquema de simulación

El esquema de simulación consiste en la manipulación de la información de entrada con el objetivo de ingresarla de la forma adecuada al modelo; en ocasiones el modelo puede pedir cierta información con la que no se cuenta del todo por lo cual, puede existir ciertas consideraciones o simplificaciones del sistema en esta etapa.

- Calibración y validación de resultados

Dentro de cada modelo existen diferentes parámetros que se utilizan en el cálculo de la modelación. La calibración consiste en la modificación de esos parámetros, con el fin de 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.

Para evaluar la calibración y validación de la modelación se realiza mediante pruebas estadísticas o pruebas objetivos, cada una de estas compara diferentes características entre la serie histórica y la serie modelada.

5.3 Análisis estadístico de datos – pruebas de homogeneidad

Las estaciones seleccionadas no cuentan con los datos de precipitación y temperatura en su totalidad por la naturaleza de captura de información que algunas de estas tienen, por lo cual se debe realizar un llenado de estas para lo cual primero se requiere realizar pruebas de consistencia entre las estaciones para poder mantener la homogeneidad de las variables.

A través de pruebas estadísticas se puede evaluar si la consistencia u homogeneidad con que debe contar toda serie temporal de precipitaciones está presente, pues están deben ser muestra de una única población. De igual manera se busca determinar qué tan confiables serán las series al momento de trabajar con ellas dentro de las modelaciones (Marco J.B, 1989)

- Prueba de homogeneidad

Antes de cualquier estimación cuantitativa que involucre a los datos de la precipitación anual y mensual, es necesario verificar la homogeneidad de tales registros. En términos generales, una serie climatológica se dice que es homogénea o consistente si es una muestra de una única población. (Campos Aranda 2007). Las pruebas de homogeneidad en cuestión son regularmente el Test de Helmer, y la Prueba de Secuencias en caso de resultar no homogéneas, éstas se les puede realizar las pruebas de T de Student y Cramer para demostrar su homogeneidad. La homogeneidad de una serie climatológica se puede perder por diversas causas, como son cambios físicos en la propia estación y/o en el ambiente circundante.

- T de Student

Se considera que una muestra es homogénea si el valor del estadístico td de la prueba t de Student que se calcula con la siguiente ecuación:

Ecuación 1

$$td = \frac{\bar{X}_1 - \bar{X}_2}{\left[\frac{n_1 S_1^2 + n_2 S_2^2}{n_1 + n_2 - 2} \left(\frac{1}{n_1} + \frac{1}{n_2} \right) \right]^{1/2}}$$

Donde:

\bar{X}_1	:	Media de la muestra uno
\bar{X}_2	:	Media de la muestra dos
n_1	:	Número de registros de la muestra uno
n_2	:	Número de registros de la muestra dos
S_1^2	:	Varianza de la muestra uno
S_2^2	:	Varianza de la muestra dos

resulta menor o igual al estadístico t_c de la distribución t de Student y con $n_1+n_2 -2$ grados de libertad.

- Prueba estadística de Cramer

Para investigar la homogeneidad de una muestra, a veces es conveniente comparar la media de toda la serie con la media de una cierta parte del registro, es decir, realizar un análisis por bloques. Para ello es muy útil la prueba de H. Cramer, que además es complementaria de la prueba t de Student. La prueba de Cramer se determina con las siguientes ecuaciones:

Ecuación 2

$$t_k = \left[\frac{n_1(n-2)}{n-n_1(1+(\tau_k)^2)} \right]^{1/2} (\tau_k)$$

$$\bar{X}_k = \frac{\sum_{i=k+1}^{k+n} X_i}{n_1}$$

$$\tau_k = \frac{(\bar{X}_k - \bar{X})}{S}$$

Donde:

- n : Número de registros de toda la muestra
- \bar{X} : Media de toda la muestra
- S : Desviación estándar de toda la muestra
- n_1 : Número de registros de la submuestra
- \bar{X}_k : Media de la submuestra
- K : índice o contador, posterior al cual debe tomarse la submuestra, se determina como: $k = n - n_1$.
- τ_k : Parámetro que relaciona las medias de la muestra y submuestra

- Prueba estadística de Helmer

Esta prueba consiste en analizar el signo de las desviaciones de cada evento de la serie respecto a su valor medio. Si una desviación de un cierto signo es seguida por otra del mismo signo se dice que ha ocurrido una secuencia (S), en caso contrario se dice que ha ocurrido un cambio (C). Para que una serie sea homogénea, la diferencia entre el número de secuencias y cambios debe ser cero, o estar dentro de los límites de un cierto error probable (menor o igual).

$$S - C = \pm n - 1$$

Ecuación 3

- Prueba de secuencias

Este método requiere determinar la media de la precipitación anual de la estación analizada, posteriormente para cada año cuya precipitación anual este por debajo de la media se le asigna un valor negativo y cuando es mayor que la media se le asigna un valor positivo, después se contabiliza el número de cambios de signo comparando este valor con el de la tabla 2 para determinar la homogeneidad.

Tabla 2. Rangos de evaluación de consistencia para la prueba de secuencias.

DATOS (n)	μ	DATOS (n)	μ	DATOS (n)	μ	DATOS (n)	μ
12	5 a 8	24	9 a 16	36	15 a 22	80	35 a 47
14	5 a 10	26	10 a 17	38	16 a 23	100	45 a 47
16	6 a 11	28	11 a 18	40	16 a 25		
18	7 a 12	30	12 a 19	50	22 a 30		
20	8 a 13	32	13 a 20	60	26 a 36		
22	9 a 14	34	14 a 21	70	31 a 41		

- Independencia de Anderson

Una serie de precipitación debe presentar un comportamiento aleatorio, para probar que lo es, se aplica la prueba de independencia de Anderson, la cual se basa en la determinación del coeficiente de autocorrelación serial r para diferentes tiempos de retraso. Cuando se analiza un solo registro $j=1$, y la ecuación para calcularlo es:

Ecuación 4

$$r_k^j = \frac{\sum_{i=1}^{n_j-k} (x_i^j - \bar{x}^j)(x_{i+k}^j - \bar{x}^j)}{\sum_{i=1}^{n_j} (x_i^j - \bar{x}^j)^2}$$

Donde:

j – Muestra de datos analizada

k – Tiempo de retraso o desfase

n_j – Número de datos de la muestra j

\bar{x}^j – Media de la muestra j

Los límites al 95% de confianza para r se pueden obtener con la ecuación

Ecuación 5

$$r_k^j(95\%) = \frac{-1 \pm 1.96 \sqrt{(n_j - k - 1)}}{n_j - k}$$

Con los valores estimados para r (ordenadas) contra los tiempos de retraso k (abscisas) y los valores correspondientes a los límites de confianza, se elabora el correlograma de la muestra. Si solo el 10% de los valores se sobrepasan los límites de confianza, se considera que la muestra analizada es independiente y sigue las leyes de la probabilidad.

5.4 Llenado de series de precipitación

La buena medición y registro de datos es indispensable para poder llevar a cabo una buena modelación, pero por diversas situaciones existen periodos temporales en los cuales no se realizaron los cuales se traducen en incertidumbre, al adicionar datos a la serie que no reproducen el comportamiento original se agrega un porcentaje más de incertidumbre, siguiendo este sentido los métodos de llenado permiten completar los vacíos con datos estadísticamente consistentes, mas no reproducir los datos perdidos.

A través de la correlación espacial se puede evaluar las estaciones que pueden servir para el llenado de otra serie considerando aquellas estaciones cercanas frente a la estación a llenar, los grados de correlación entre estaciones se arreglan en una matriz conocida como de correlación espacial, a partir de la cual se identifican aquellas estaciones con mayor correlación (> 0.75) que servirán para el llenado.

Este último proceso se llevó a cabo con el método de la distancia euclidiana al cuadrado para lo cual es necesario determinar los estadísticos básicos de las series y determinar la matriz de distancias euclidianas.

Las pruebas estadísticas básicas se componen de la media, desviación estándar y sesgo a través de las siguientes ecuaciones:

MEDIA

$$\bar{Q}_\tau = \frac{\sum_{v=1}^N Q_{v,\tau}}{N}$$

DESVIACIÓN TIPICA

$$s_\tau = \sqrt{\frac{\sum_{v=1}^N (Q_{v,\tau} - \bar{Q}_\tau)^2}{N-1}}$$

COEFICIENTE DE SESGO

$$g_\tau = \frac{N \sum_{v=1}^N (Q_{v,\tau} - \bar{Q}_\tau)^3}{(N-1)(N-2)s_\tau^3}$$

Donde:

\bar{Q}_τ : Media mensual de los caudales del mes τ .

$Q_{v,\tau}$: Caudal del mes τ del año v ($v=1, \dots, N$).

N : Número total de años.

s_τ : Desviación típica mensual del mes τ .

g_τ : Coeficiente de sesgo mensual del mes τ .

La distancia euclidiana es la distancia ordinaria deducida a partir del teorema de Pitágoras, para determinar esta distancia es a partir de las coordenadas de cada estación y su respectiva elevación hasta la otra estación. Obteniéndose por tanto

una matriz de distancias euclidianas de las estaciones principales y secundarias. De tal forma que la ecuación de la distancia Euclidiana queda de la siguiente manera:

$$\text{Dist. Euclidiana} = \sqrt{[(x_i - x_j)^2 + (y_i - y_j)^2 + (z_i - z_j)^2]}$$

Siendo

x_i = Coordenada x estación i; x_j = Coordenada x estación j

y_i = Coordenada y estación i; y_j = Coordenada y estación j

z_i = Elevación estación i; z_j = Elevación estación j

Una vez determinada esta distancia se calcula su inverso y se prepara la matriz de inverso de la distancia euclidiana que permita manejar estos valores.

Para el llenado de datos es necesaria una inspección cuidadosa de la matriz de correlación, ubicación espacial de las estaciones respecto a la estación a llenar, y que las estaciones puedan llenar los datos faltantes, entre otros. De este análisis es posible identificar que estaciones pueden llenar un intervalo de datos faltantes y otras estaciones pueden llenar otro intervalo de datos faltantes. Esta parte del proceso de llenado es subjetiva y se basa fuertemente de la experiencia de la persona que realiza el análisis, es importante hacer notar que sigue dos condiciones importantes: la cercanía de las estaciones y la correlación con criterio de significación.

Con los datos de la matriz de la inversa de la distancia y la matriz de correlación donde son útiles solo las estaciones con correlación mayor a 0.75, se procede a determinar la ecuación de llenado para cada intervalo de datos faltantes a llenar de la estación principal, teniendo cuidado en que las estaciones seleccionadas para llenar contengan datos para el dato o intervalo de datos faltantes.

La ecuación de llenado del dato faltante requiere identificar el peso de cada estación. Este peso requiere el cálculo de suma del inverso de la distancia Euclidiana al cuadrado, de las estaciones útiles a llenar el intervalo de datos faltantes (es decir cuentan con información en el intervalo faltante de la estación a llenar). Se obtiene el peso de cada estación útil en el llenado, dividiendo el inverso de la distancia euclidiana al cuadrado de la estación a utilizar para llenar entre la suma del inverso de la distancia euclidiana al cuadrado. Este peso se multiplicará por el valor de la precipitación en dicho periodo y sumando el peso obtenido de las otras estaciones, se obtendrá el valor estimado de uno.

$$\text{Peso estación } i = \frac{(\text{Inv. Dist. Euclidiana est } i)^2}{\sum_{i=1}^n (\text{Inv. Dist. Euclidiana})^2}$$

$$\text{Dato faltante} = \sum_{i=1}^n [\text{peso estación } i * \text{precipitación } i]$$

Siendo

$i = 1, \dots, n$. Estaciones útiles a llenar la estación con vacíos. Si las estaciones utilizadas a llenar tuviesen vacíos en el periodo de tiempo de vacíos de la estación a llenar, se provoca un error en la determinación del dato faltante.

5.5 Modelación hidrológica superficial – módulo EvalHid

El objetivo de la modelación hidrológica superficial en este trabajo es poder determinar los volúmenes de recarga directa que se perciben de la precipitación hacia el acuífero, siendo esta una de las aplicaciones de los modelos lluvia - escurrimiento.

Dadas las ventajas que ofrece el modelo Témez (Témez, 1977) ante zonas con cierta homogeneidad paramétrica admite el uso de pocos parámetros y realizar una valoración agregada para cuencas de tamaño medio y pequeño, en el caso de cuencas de dimensiones más considerables el modelo también permite a través de la subdivisión del sistema en subcuencas trabajar como un modelo semi-distribuido.

En este modelo se considera el suelo funciona como un almacenamiento con entradas provenientes de la precipitación y salidas debidas a la evapotranspiración, cierto volumen de agua excedente se proyecta como escurrimiento superficial y otra se infiltra y almacena en los sistemas acuíferos y fluye en ellos hasta desembocar en otro medio superficial (Sahuquillo & Cassiraga, 2010).

5.5.1 Configuración conceptual del modelo

El proceso de modelación hace necesario que partiendo de las condiciones que presenta el drenaje de sistema superficial establecer las microcuencas dentro de la zona estudiada los cuales pueden ser obtenidos a partir del procesamiento de la información del modelo digital de elevación de la región por medio del SIG QGIS 2.18, por medio de la generación del orden de corrientes del cual se genera un tema de puntos que representan los vértices donde las corrientes se cortan complementado con la dirección de flujo bajo el comando de generación de cuencas, además de lo anterior es necesario para el modelo ubicar los puntos de monitoreo o aforo existentes en los ríos de mayor aportación en la cuenca.

De acuerdo a la posición de las estaciones hidrométricas se establecen las zonas de calibración donde los datos históricos aforados se utilizan para las etapas de calibración y validación del modelo; con el fin de modelar adecuadamente los procesos de escurrimientos es fundamental conocer el nivel o lámina de precipitación que se está recibiendo en la zona de estudio, para esto se deben establecer las zonas de influencia que pertenecen a las estaciones meteorológicas en dicha región por medio de la generación de polígonos de Thiessen

Una vez determinado lo anterior es posible discernir la influencia apropiada que tiene cada estación sobre las microcuencas, de tal forma que en aquellos casos en que se tengan más de una afectación para uno de los microsistemas se generen

estaciones ficticias siguiendo el método de la distancia euclidiana al cuadrado ubicadas en su centro de gravedad a partir de los datos de las estaciones que están influyendo.

La modelación puede llegar a simplificarse en los casos en que más de una microcuenca se encuentre en una zona afectada por la misma estación meteorológica ya que pueden unirse en un solo sistema. Para la aplicación del modelo Témez se utiliza el módulo EvalHid que es parte del sistema de soporte a la decisión AQUATOOL, en el cual al establecer un nuevo proyecto se deben ingresar las series de precipitación, temperatura o evapotranspiración de acuerdo a los escenarios de simulación que se quieran producir.

5.5.2 Calibración del sistema superficial

En principio las zonas de calibración se establecen tomando en cuenta la ubicación de las estaciones hidrométricas donde las series registradas en estos puntos son comparadas con los valores de caudal obtenidos por las simulaciones en el modelo de EvalHid, los parámetros de calibración H_{max} , I_{max} , C y α son ajustados de manera automática bajo un algoritmo evolutivo, hasta encontrar una relación de valores que muestre un comportamiento similar al que registrado en las estaciones.

El calibrador automático hace uso del algoritmo SCE-UA UA (Shuffled Complex Evolution method developed at The University of Arizona), (Duan et al., 1994), el cual utiliza una combinación de procesos deterministas y aleatorios, partiendo en diversos puntos de búsqueda (individuos) organizados en equipos (complex) y una solución óptima que se plantea como un proceso evolutivo (evolution) basado en la reproducción (mutación, cruce) donde se realiza también una mezcla entre equipos (shuffled), (Casas, 2013)

A continuación, se describen los indicadores de ajuste utilizados para la evaluación del modelo.

- **Coficiente de eficiencia de Nash-Sutcliffe (NS).**

Es una estadística normalizada que determina la magnitud relativa de la varianza residual comparada con la varianza de los datos medidos (Nash y Sutcliffe, 1970).

En la ecuación anterior Y_i obs representa el i -ésimo valor observado que está siendo evaluado, Y_i sim compone el i -ésimo valor simulado que está siendo evaluado, \bar{Y}_{obs} es la media de los datos observados, y n es el número total de observaciones (Moriasi et al., 2007).

- **Nash-Sutcliffe modificado.**

Es la transformación logarítmica del flujo ($\ln NSE$); este indicador da mayor peso a los errores durante flujos escasos. Mediante esta transformación logarítmica, los picos se disminuyen y los valores más bajos se mantienen. El índice Nash-Sutcliffe

modificado presenta mayor sensibilidad a las sobrevaloraciones y a las infravaloraciones del modelo.

Los rangos para determinar la calidad de la modelación se presentan en la tabla 3 Y 4.

Tabla 3. Rangos de ajuste recomendados para modelaciones mensuales (Moriasi et al., 2007).

Calidad de ajuste	NSE
Muy buena	$0.75 < NSE \leq 1.00$
Buena	$0.65 < NSE \leq 0.75$
Satisfactoria	$0.50 < NSE \leq 0.65$
No satisfactoria	$NSE \leq 0.50$

- **Coefficiente de correlación de Pearson.**

El coeficiente de Correlación de Pearson (r^2) mide la covariabilidad de valores observados y simulados sin penalización por sesgo. El valor de este coeficiente varía entre -1 y 1 . Cuando el coeficiente r^2 toma el valor de 1 se tiene una correlación completa positiva; es decir, todos los datos describen una línea recta con pendiente positiva.

Tabla 4. Rangos de ajuste para el Coeficiente de Correlación de Pearson.

Calidad de ajuste	r^2
Excelente	$0.90 < r^2 \leq 1.00$
Muy buena	$0.75 < r^2 \leq 0.89$
Buena	$0.50 < r^2 \leq 0.74$
No satisfactoria	$r^2 \leq 0.50$

5.6 Modelación hidrológica subterránea – modelo MODFLOW-PMWIN

La simulación de la evolución de los niveles estáticos presentes en las unidades hidrogeológicas hace necesario implementar una representación de los mismos descritos a partir del método de diferencias finitas para definir la distribución potencial de manera más precisa, se abordó esta etapa con la generación de un modelo subterráneo utilizando MODFLOW en la versión PMWIN Anexo A, el cual como parte de sus características requiere de una calibración de los parámetros hidrodinámicos utilizando el método de diferencias finitas, los cuales se pueden calibrar mediante el calibrador automático PEST, sin embargo, por la licencia que requería el programa los datos a calibrar se exportan a Excel para dicho proceso.

Se hace necesario entonces realizar una caracterización de las unidades hidrogeológicas, con el fin de establecer los parámetros iniciales y necesarios para la modelación.

5.6.1 Calibración del sistema subterráneo

A partir de los resultados que se obtengan en la simulación se procede a la etapa de calibración donde se comparan los valores obtenidos del monitoreo piezométrico con los descritos en la simulación de niveles por parte del modelo.

El proceso de calibración puede resultar paulatino y muy complejo ya que la caracterización del acuífero por celdas dificulta el determinar de forma ágil el valor adecuado de los parámetros hidrogeológicos, teniéndose la calibración simultánea de una cantidad considerable de celdas las cuales deben calibrarse por cada parámetro dentro del modelo.

5.7 Modelación del transporte de contaminante – módulo MT3D

Para realizar el transporte de un contaminante en el medio poroso saturado, se requiere previamente un modelo de flujo simulado y calibrado. Para poder reproducir el contaminante éste se tendrá que estimar para conocer la serie de concentraciones de contaminación en el tiempo determinado, para lo cual es necesario crear una matriz con la configuración del modelo, y especificar la concentración espacial en cada celda que conforma el modelo.

Cada contaminante tiene transformaciones químicas y procesos de transporte diferentes, por lo que se recomienda buscar los coeficientes de los procesos de transporte que más se adapten al contaminante que se quiere simular para el análisis del transporte.

5.7.1 Calibración del transporte de contaminante

El proceso de calibración del transporte requiere que se tengan en medida de lo posible la mayor cantidad de valores observados espacialmente y temporalmente, ya que haciéndolo con pocos datos dificulta el proceso, más sin embargo, se puede hacer previamente dejando un periodo de calentamiento y posteriormente calibrar para un tiempo específico donde se tengan valores observados, que mediante la comparativa de estos dos será posible llegar a una buena calibración, y que el parámetro a mover será la porosidad del acuífero.

6 RESULTADOS

A continuación, se presenta el producto de la aplicación de la metodología, comenzando con la caracterización de la zona de estudio, comprendiendo los datos de estaciones meteorológicas, hidrométricas, demandas urbanas, industriales, distritos de riego, monitoreo de niveles piezométricos, calidad del agua, así como la implementación de los modelos de precipitación escorrentía (EVALHID), hidrogeológico (MODFLOW), balance de nitrógeno y transporte de contaminantes.

6.1 Caracterización de la zona de estudio

Corresponde a la generación de información particular bajo diversas disciplinas geológicas de la zona de estudio, para lo cual se utilizarán software de sistemas de información geográfica (SIG) como QGIS 2.18, Global Mapper e Idrisi para el manejo y generación de información espacial referente al sistema de cuenca del Río Angulo y Lerma, así como los acuíferos de Zacapu y Pastor Ortiz, con respecto a la administración de los recursos hídricos en el país, pertenece a la región hidrológica Lerma-Santiago (Figura 13), perteneciente al Estado de Michoacán, ubicándose la zona de estudio en la región Centro Norte del Estado (Figura 14).

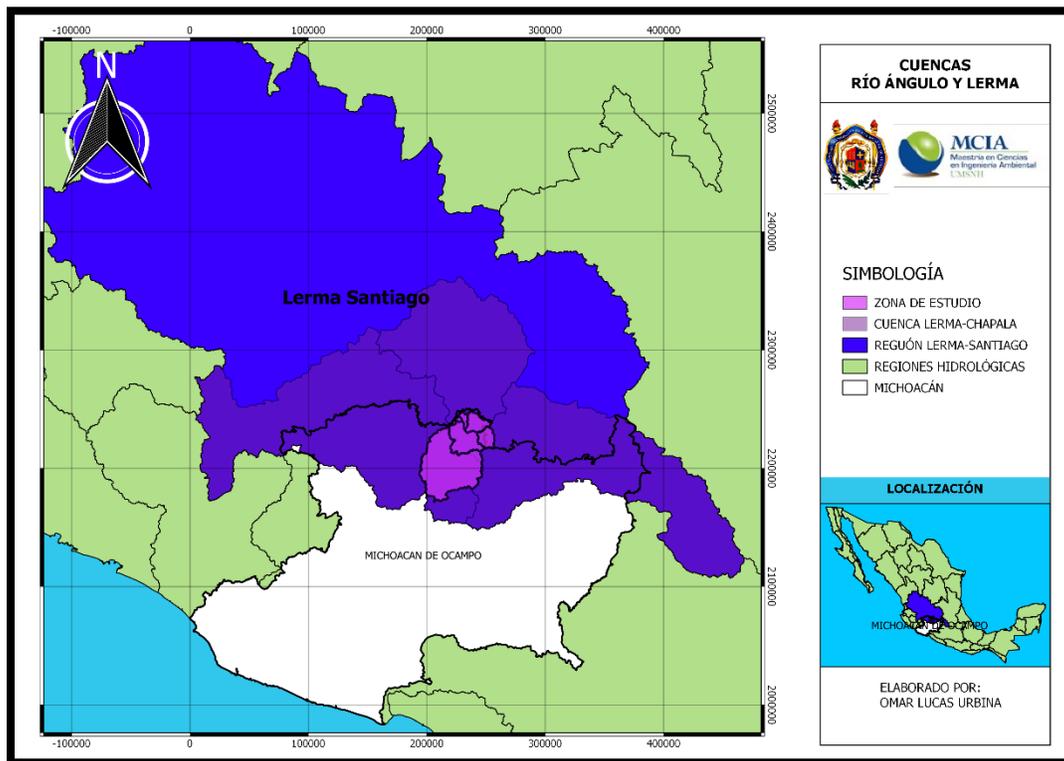


Figura 13. Región hidrológica Lerma-Santiago.

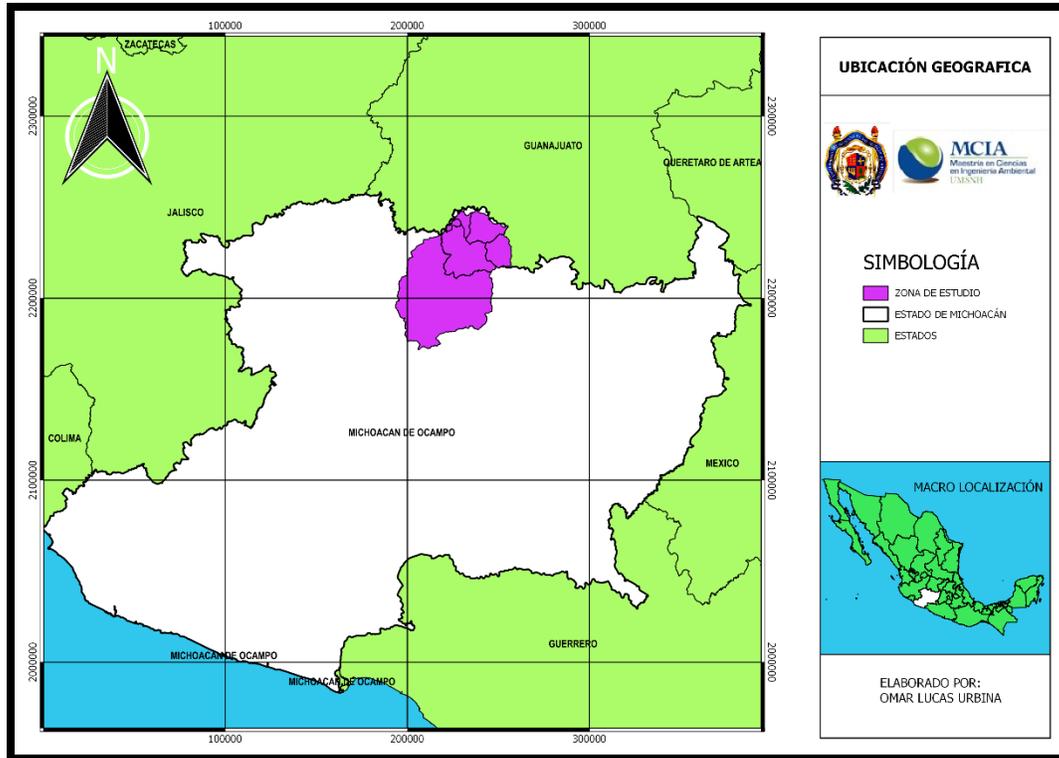


Figura 14. Ubicación geográfica de la zona de estudio, cuenca del Río Angulo y Río Lerma.

El uso de modelos digitales de elevación (MDE) así como diferentes capas o temas de información espacial utilizadas dentro de QGIS permitió ubicar la zona de estudio de acuerdo con la división política del país, regiones hidrológicas, geología, uso y tipo de suelo, hidrogeología, escurrimientos, cuerpos de agua, urbanidad, infraestructura y tipos de clima, generándose diversos mapas del sistema de cuenca y acuíferos estudiados, caracterizando así la zona de estudio.

Se muestran en la Figura 15 los sistemas estudiados a nivel municipal, identificándose 13 municipios que pueden incurrir en el funcionamiento del medio. A partir del MDE de la región y las herramientas de GRASS incluidas en QGIS es posible determinar la dirección, Acumulación y ordenes de corrientes presentes en las cuencas de los Ríos Ángulo y Lerma, como se muestra en la Figura 16, denotándose que el orden principal de corriente corresponde a los valores de 1 a 3 siendo estas en su mayor parte ríos perenes, así mismo a partir de los temas de información espacial para México generada por diferentes dependencias de gobierno se determinó el relieve Figura 17, cuyas elevaciones varían de 1676 a 3394 msnm.

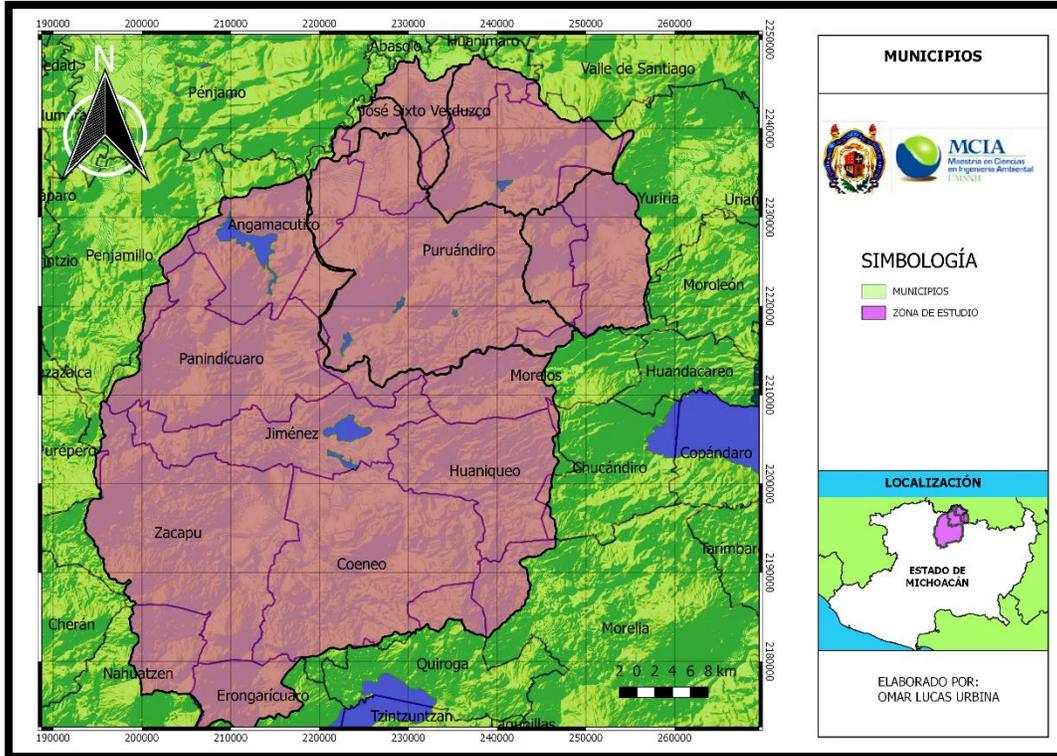


Figura 15. Municipios comprendidos dentro de la zona de estudio.

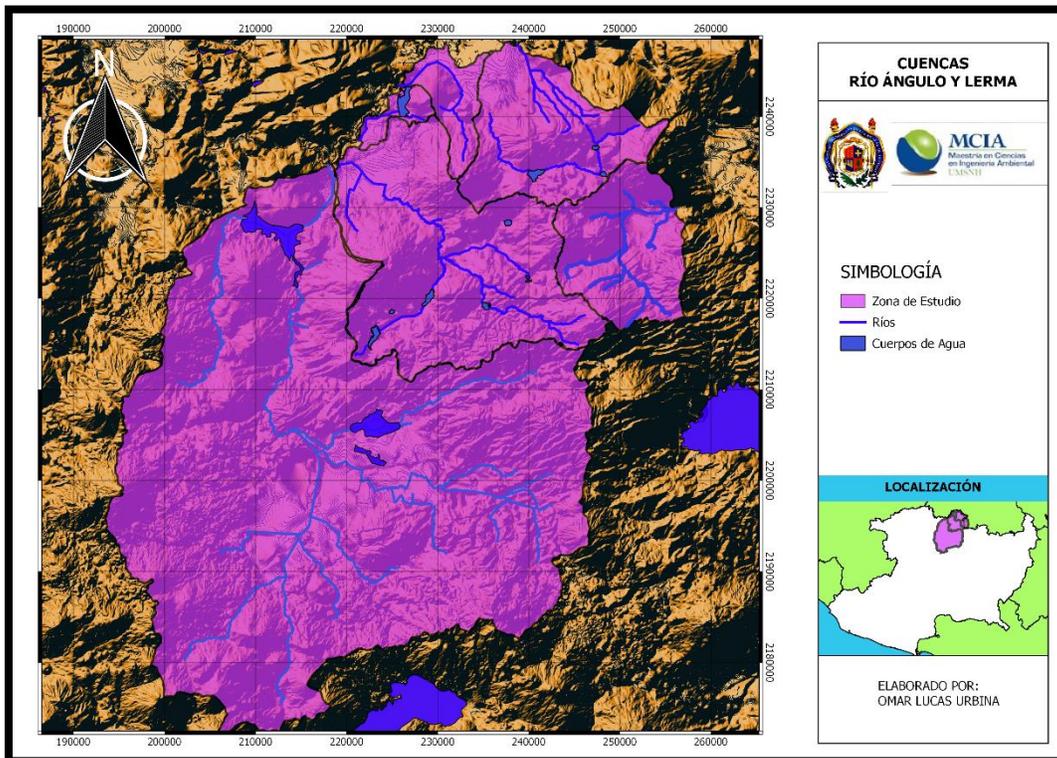


Figura 16. Escurremientos principales y secundarios dentro del sistema de cuenca.

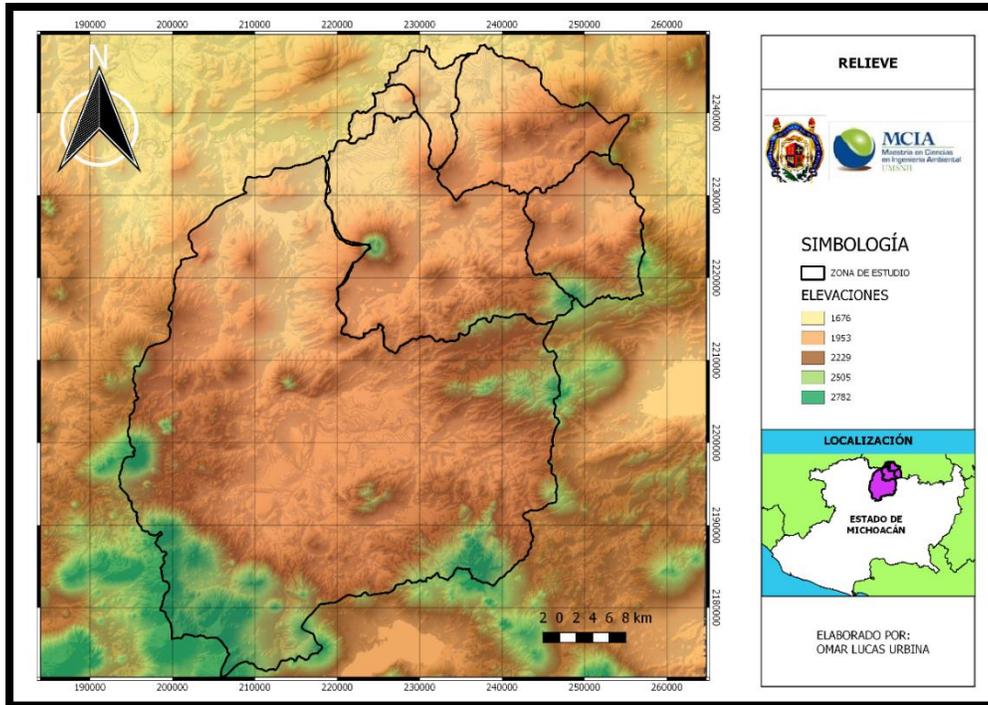


Figura 17. Elevaciones dentro del sistema de cuenca.

Se distingue en la Figura 18 que la agricultura es uno de los principales usos del suelo de la región destacándose el de riego y temporal.

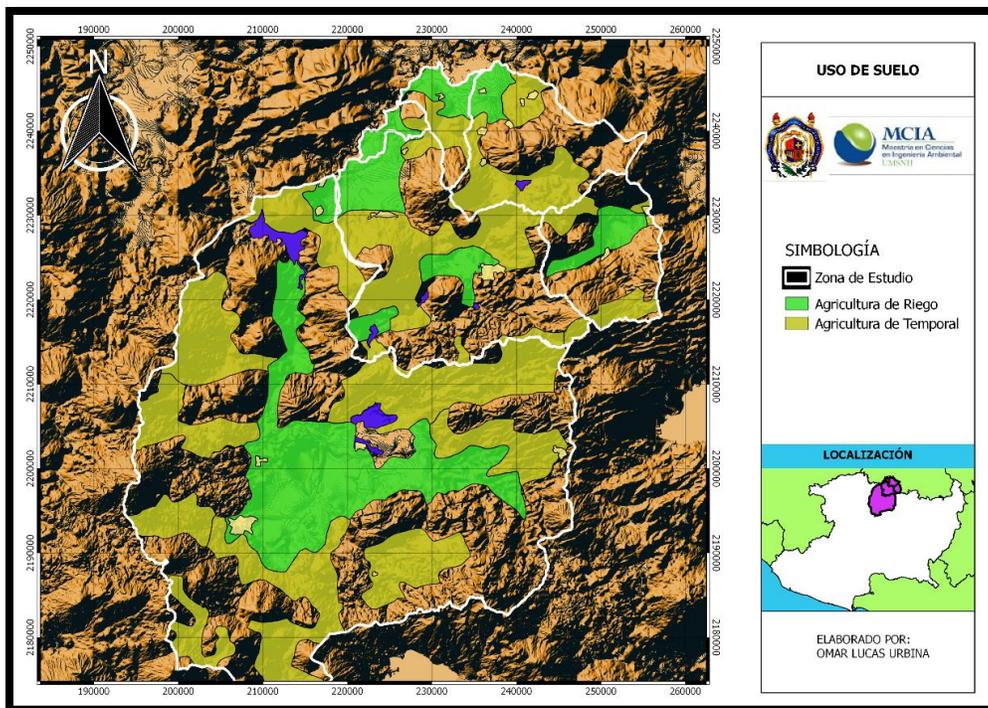


Figura 18. Uso de suelo dentro de los sistemas de cuenca.

Con respecto a los tipos de suelo se distinguen solo tres tipos de acuerdo a la información obtenida de INEGI los cuales son el Andosol, Feozem y Vertisol Figura 19.

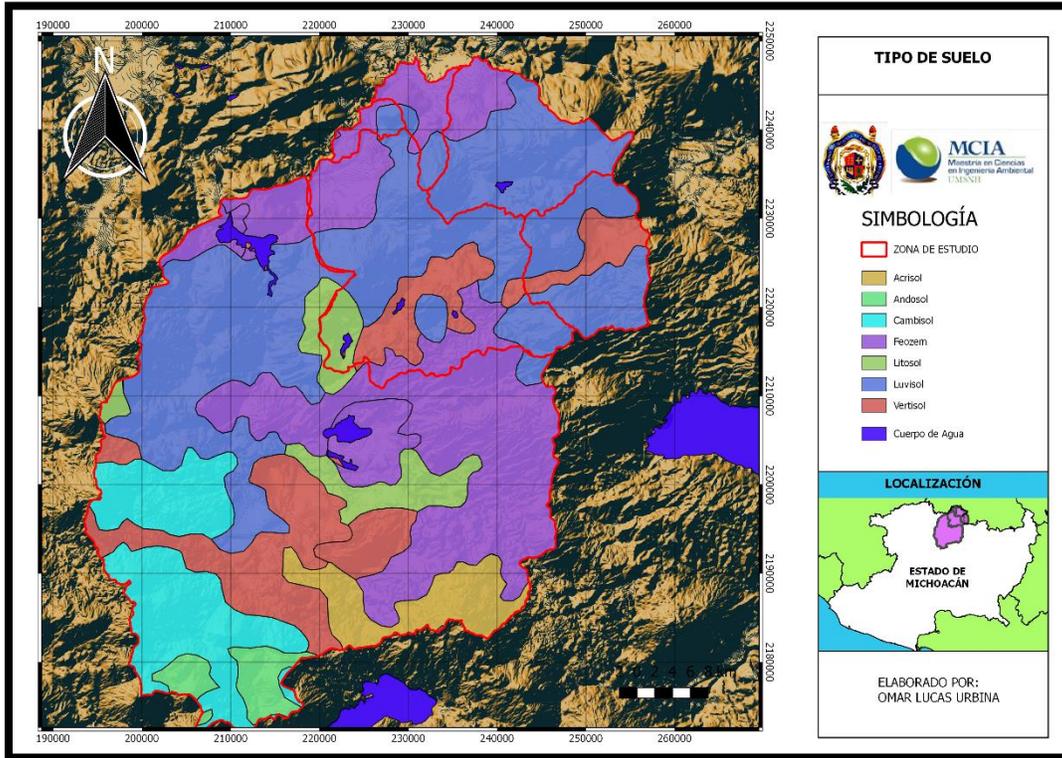


Figura 19. Tipo de suelo dentro del sistema de cuenca.

De acuerdo a la cartografía se muestra que la geología de manera general tiene una composición basáltica y andesítica con alternancia de derrames, brechas y piroclásticos finos a medios, aluviales, lacustres y areniscas Figura 20.

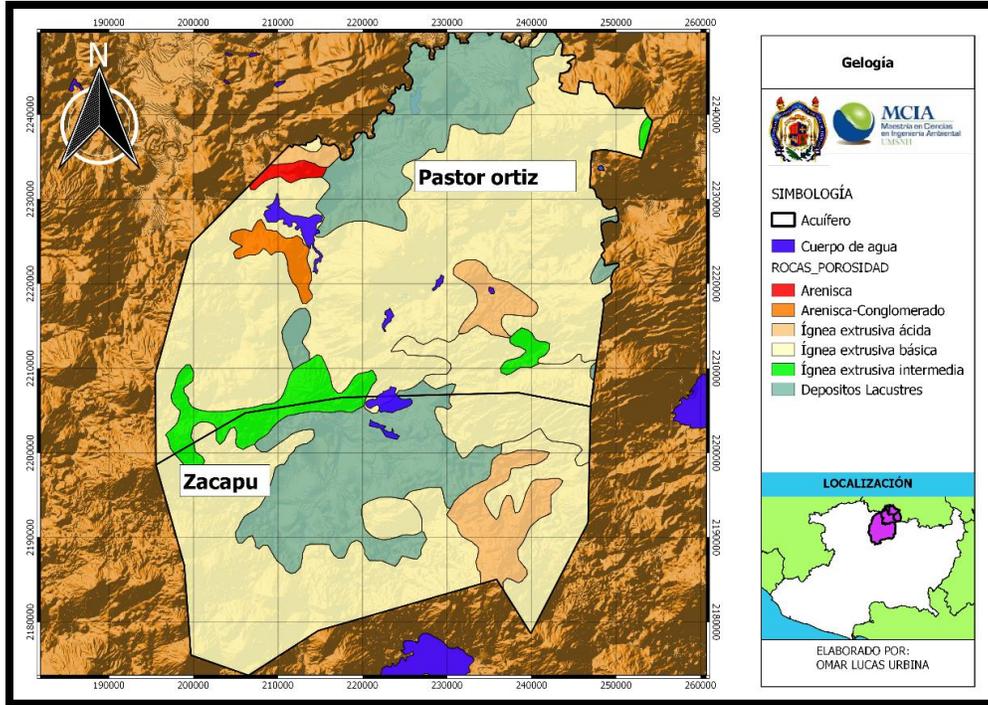


Figura 20. Geología dentro del sistema de cuenca.

Se han distinguido 5 tipos de clima en la cartografía, prevaleciendo el templado, teniendo al norte zonas semicálidas y semifríos al sur, Figura 21, los cuales se describen como:

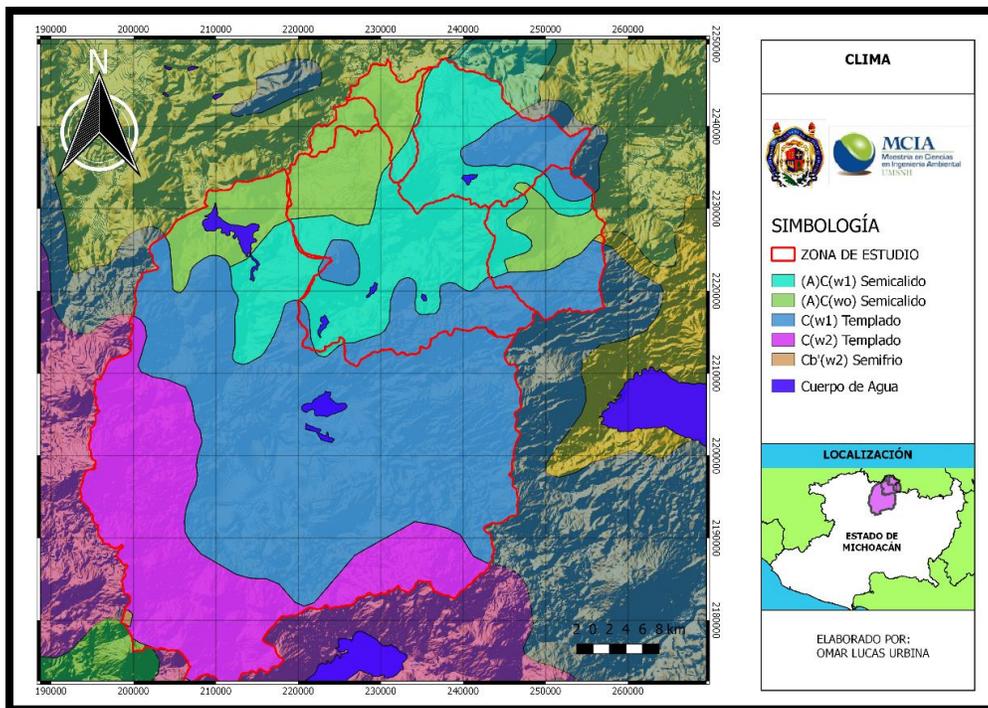


Figura 21. Tipos de clima dentro de la zona de estudio.

- **A)C(wo)** – Clima semicálido del grupo C con temperatura media anual mayor de 18°C, temperatura del mes más frío menor de 18°C y temperatura del mes más caliente mayor de 22°C. Precipitación del mes más seco menor de 40 mm; lluvias de verano con índice P/T menor a 43.2 y porcentaje de lluvia invernal del 5% al 10.2% del total anual. El símbolo (A) denota la tendencia hacia el grupo cálido.
- **(A)C(w1)** - Clima semicálido subhúmedo del grupo C con temperatura media anual mayor de 18°C, temperatura del mes más frío menor de 18°C y temperatura del mes más caliente mayor de 22°C. Precipitación del mes más seco menor de 40 mm; lluvias de verano con índice P/T entre 43.2 y 55 y porcentaje de lluvia invernal del 5% al 10.2% anual. El símbolo (A) denota la tendencia hacia el grupo cálido.
- **C(w1)** – Clima templado subhúmedo con lluvias en verano; temperatura media anual entre 12°C y 18°C, temperatura del mes más frío entre -3°C y 18°C y temperatura del mes más caliente bajo 22°C. Precipitación en el mes más seco menor de 40 mm; lluvias de verano con índice P/T entre 43.2 y 55 y porcentaje de lluvia invernal del 5% al 10.2% del total anual.
- **C(w2)** – Clima templado subhúmedo con lluvias en verano; temperatura media anual entre 12°C y 18°C, temperatura del mes más frío entre -3°C y 18°C y temperatura del mes más caliente bajo 22°C. Precipitación en el mes más seco menor de 40 mm; lluvias de verano con índice P/T mayor de 55 y porcentaje de lluvia invernal del 5 al 10.2% del total anual.
- **Cb(w2)** - Semifrío con verano fresco largo; temperatura media anual entre 5°C y 12°C, temperatura del mes más frío entre -3°C y 18°C y temperatura del mes más caliente bajo 22°C. Precipitación en el mes más seco menor de 40 mm; lluvias de verano y porcentaje de lluvia invernal del 5 al 10.2% del total anual.

6.2 Recopilación de datos

6.2.1 Demanda urbana

Con el fin de obtener las demandas del recurso hídrico se requiere conocer la población servida, a través de la información espacial proveniente de CONABIO sobre las poblaciones en México y el uso de SIG fue posible ubicar las localidades que se encuentran dentro de los límites determinados por los sistemas de cuenca y acuíferos (Figura 15), teniéndose 281 localidades dentro de 13 municipios considerados para la determinación de la demanda urbana de recurso hídrico.

Donde los municipios de Puruándiro, Panindícuaro, Villa Jiménez y Huaniqueo quedan comprendidos dentro de los sistemas en su totalidad contemplándose a su vez las localidades en estos, por otra parte se encuentran en menor extensión o en parte Nahuatzen, Erongarícuaro, Zacapu, Quiroga, Morelos, Morelia aportando parte de sus poblaciones y existen también pequeñas porciones de los municipios de Purépero, Pénjamo, Abasolo, Huanímaro Valle de Santiago y Yuriria contenidos dentro de los sistemas cuya zona es tan pequeña que no se presenta ninguna

localidad en ellos por tanto no son considerados en la determinación de las proyecciones de población.

De la base de datos del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) se obtuvieron los censos poblaciones para dichas comunidades para los periodos de 1980, 1990, 2000, 2010 (tabla 5)

Tabla 5. Censos de población de acuerdo al INEGI.

Estado	Municipio	Localidades	1980	1990	2000	2,010
MICHOCACÁN	Angamacutiro	24	11,876	16,164	15,108	14,684
	Coeneo	42	24,905	27,688	23,221	20,492
	Erongarícuaro	2	11,270	11,930	13,161	14,555
	Huaniqueo	27	12,287	12,821	10,153	7,983
	Jiménez	25	18,839	17,474	14,430	13,275
	Morelia	8	353,055	492,901	620,532	729,279
	Morelos	21	11,889	12,388	10,914	8,091
	Nahuatzen	1	16,610	20,725	23,221	27,174
	Panindícuaro	32	18,054	21,342	18,504	16,064
	Puruándiro	29	55,853	70,887	71,770	67,837
	Zacapu	45	62,620	63,085	69,700	73,455
	José Sixto Verduzco	8	24,015	29,093	26,500	25,576
Yuriria	17	65,745	77,247	73,820	70,782	
TOTAL		281				

Con los cuales se realizan las proyecciones de la población siguiendo los métodos:

- Método aritmético
- Método geométrico
- Método de los mínimos cuadrados
- Método de la curva exponencial

Con los censos de décadas de cada una de las poblaciones se hace una proyección al 2016, seleccionando las proyecciones de población que mejor describan la tendencia de crecimiento o decaimiento (tabla 6). Con estas proyecciones es posible determinar las demandas a nivel local municipal y de cuenca.

Tabla 6. Proyecciones de población por municipio al 2016.

Estado	Municipio	Método	2016
MICHOCÁN	Angamacutiro	GEOMETRICO	15,334
	Coeneo	GEOMETRICO	19,717
	Erongarícuaro	GEOMETRICO	15,319
	Huaniqueo	ARITMETICO	7,122
	Jiménez	ARITMETICO	12,162
	Morelia	GEOMETRICO	843275
	Morelos	ARITMETICO	7,331
	Nahuatzen	GEOMETRICO	29987
	Panindícuaro	C. EXPONENCIAL	18,372
	Puruándiro	GEOMETRICO	70560
	Zacapu	GEOMETRICO	75841
	José Sixto Verduzco	C. EXPONENCIAL	26,071
	Yuridia	C. EXPONENCIAL	71,335
TOTAL			1,214,443

Para la determinación de la demanda urbana de recurso hídrico, se requiere la cantidad de agua asignada por habitante, considerando todos los consumos de los servicios y las pérdidas físicas en el sistema, en un día medio anual, dichos consumos per cápita han sido determinados por CONAGUA de acuerdo al nivel socioeconómico (tablas 7 Y 8) y al tipo de clima (Figura 21).

Tabla 7. Consumo doméstico per cápita dependiendo el tipo de clima.

CONSUMOS DOMESTICOS PER CÁPITA			
CLIMA	CONSUMO POR CLAS SOCIECONOMICA (l/hab/día)		
	RESIDENCIAL	MEDIA	POPULAR
CALIDO	400	230	185
SEMICALIDO	300	205	130
TEMPLADO	250	195	100

Tabla 8. Temperatura predominante dependiendo del tipo de clima.

TEMPERATURA MEDIA ANUAL	TIPO DE CLIMA
Mayor que 22	CALIDO
De 18 a 22	SEMICALIDO
De 12 a 17.9	TEMPLADO
De 5 a 11.9	SIMIFRIO
Menor que 5	FRIO

Tomando en cuenta las características socioeconómicas de la zona, la dotación seleccionada es la que corresponde a la dotación media de acuerdo a los estándares de vida de la población y resultando una dotación de 86.96 Hm³/año, en toda la zona de estudio (tabla 9)

Tabla 9. Demandas proyectadas de acuerdo al método estadístico seleccionado.

Estado	Municipio	Método	2016	Clima	Consumo (l/hab/día)	Demanda (Hm ³ /año)
MICHOCÁN	Angamacutiro	GEOMETRICO	15,334	semicálido	205	1.15
	Coeneo	GEOMETRICO	19,717	templado	195	1.40
	Erongarícuaro	GEOMETRICO	15,319	templado	195	1.09
	Huaniqueo	ARITMETICO	7,122	templado	195	0.51
	Jiménez	ARITMETICO	12,162	templado	195	0.87
	Morelia	GEOMETRICO	843275	templado	195	60.02
	Morelos	ARITMETICO	7,331	templado	195	0.52
	Nahuatzen	GEOMETRICO	29987	templado	195	2.13
	Panindícuaro	C. EXPONENCIAL	18,372	templado	195	1.31
	Puruándiro	GEOMETRICO	70560	semicálido	205	5.28
	Zacapu	GEOMETRICO	75841	templado	195	5.40
	José Sixto Verduzco	C. EXPONENCIAL	26,071	semicálido	205	1.95
	Yuriria	C. EXPONENCIAL	71,335	semicálido	205	5.34
TOTAL			1,214,443			86.96

6.2.2 Demanda industrial

Los volúmenes de extracción de tipo Industrial dentro de los acuíferos Zacapu y Pastor Ortiz fueron obtenidos a partir de los títulos y permisos de aguas nacionales del Registro Público de Derechos de Agua (REPDA-CONAGUA), donde se encuentra lo siguiente tabla 10:

Tabla 10. Volúmenes de extracciones de tipo industrial en los acuíferos de Zacapu y Pastor Ortiz.

ACUIFERO	TITULO	TITULAR	VOLUMEN EXTRACCIÓN QUE AMPARA EL TÍTULO (m ³ /año)	VOLUMEN APROVECHAMIENTOS SUBTERRÁNEOS (m ³ /año)
ZACAPU	08MCH154394/12FMDL14	DERIVADOS MACROQUIMICOS S.A. DE C.V.	32,400.0	32,400.0
ZACAPU	4MCH105768/12FMGE96	FIDEICOMISO DE PARQUES INDUSTRIALES DE MICHOACAN	120,310.0	120,310.0
LA PIEDAD	4MCH101185/12FMGE94	INDUSTRIAS ALIMENTICIAS CLUB, S. A. DE C.V.	43,887.0	43,887.0
LA PIEDAD	08MCH123830/12FPDL08	PRODUCTORES DE DULCES Y GALLETAS CABADAS DE LA PIEDAD S.A. DE C.V.	10,000.0	10,000.0
VOLUMEN TOTAL				206,597.0

6.2.3 Demanda agrícola

Mientras que para la demanda agrícola se considera al distrito de riego 087 Rosario-Mezquite que cuenta con un área de influencia de 63,217.45 ha (Figura 22) distribuidas entre 16,202 usuarios. El abastecimiento de agua se hace mediante tres sistemas hidráulicos independientes: Zacapu, Rosario-Mezquite y Pastor Ortiz, donde las áreas de riego son mostradas en la tabla 11.

El sistema Zacapu abarca el Módulo VII, se encuentra en la parte alta de la Cuenca del Río Angulo, donde el riego es principalmente por irrigación, alimentado por los manantiales, y parte del riego es por gravedad, alimentado por las Presas de Copándaro y Aristeo Mercado.

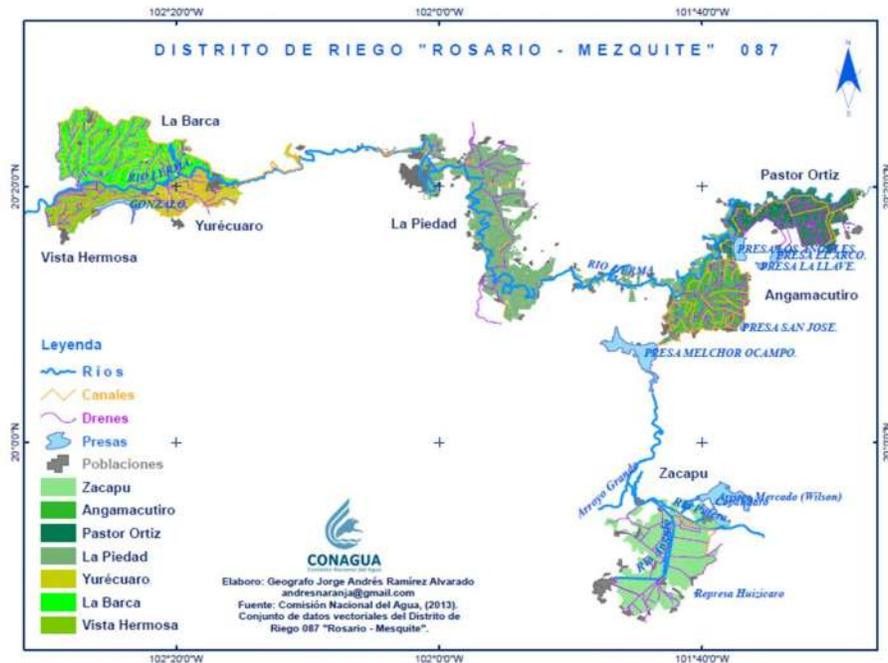


Figura 22. Área de Influencia del distrito de riego 087 Rosario-Mezquite (CONAGUA-IMTA-SEMARNAT, 2007).

Tabla 11. Áreas dominadas y regables por módulo.

Módulo	Dominada (Ha)	Regable (Ha)
Angamacutiro	7,686.30	7,686.30
La Piedad	16,110.08	16,110.08
Yurécuaro	4,241.74	4,241.74
Vista Hermosa	3,974.34	3,949.43
La Barca	12,836.52	12,836.52
Pastor Ortiz	7,233.22	7,233.22
Zacapu	11,160.15	11,160.15
Total	63,242.35	63,217.44

El Sistema Pastor Ortiz que corresponde al Modulo VI, aprovecha las aguas de la Presa Solís y es alimentado por el Canal Santa Ana que inicia en la derivadora Markazuza sobre el Rio Lerma.

El Sistema Rosario-Mezquite es el más grande, abarca a los Módulos I, II, III, IV, y V y se abastece principalmente de la Presa Melchor Ocampo, complementándose con la Presa Gonzalo.

La red principal de conducción y distribución del Distrito de Riego consta de 491.652 Km de canales con capacidad mayor a 0.5 m³/s, la conducción y distribución principal es entre los Módulos es el cauce del Rio Angulo y del Rio Lerma.

6.2.4 Presas

El concentrado de las capacidades de las presas Aristeo Mercado, Gonzalo, Copándaro y Melchor Ocampo que forman parte del distrito de riego se presentan en la tabla 9.

Tabla 12. Capacidades de las presas de las que depende el distrito de riego.

Nombre	Capacidad N.A.M.E.	Capacidad N.A.M.O.	Capacidad Conservación	Capacidad Muerta	Volumen Útil
A. Mercado	19	18.75	15	0.25	18.75
P. Gonzalo	9.5	9	7	0.14	8.886
Copándaro	6.5	6.25	5	0.25	6
P. Melchor	250	230	200	15	185

6.2.5 Estaciones meteorológicas

A partir de la base de datos de CLICOM las estaciones meteorológicas que formaron parte del estudio fueron identificadas espacialmente a través del uso de SIG, teniéndose un total de 45 estaciones (Figura 23), de las cuales se realizó una discretización con el fin de identificar cuales proporcionarían una adecuada descripción de precipitación y temperatura dentro del área de la cuenca, proporcionándose las características de las estaciones en la tabla 13.

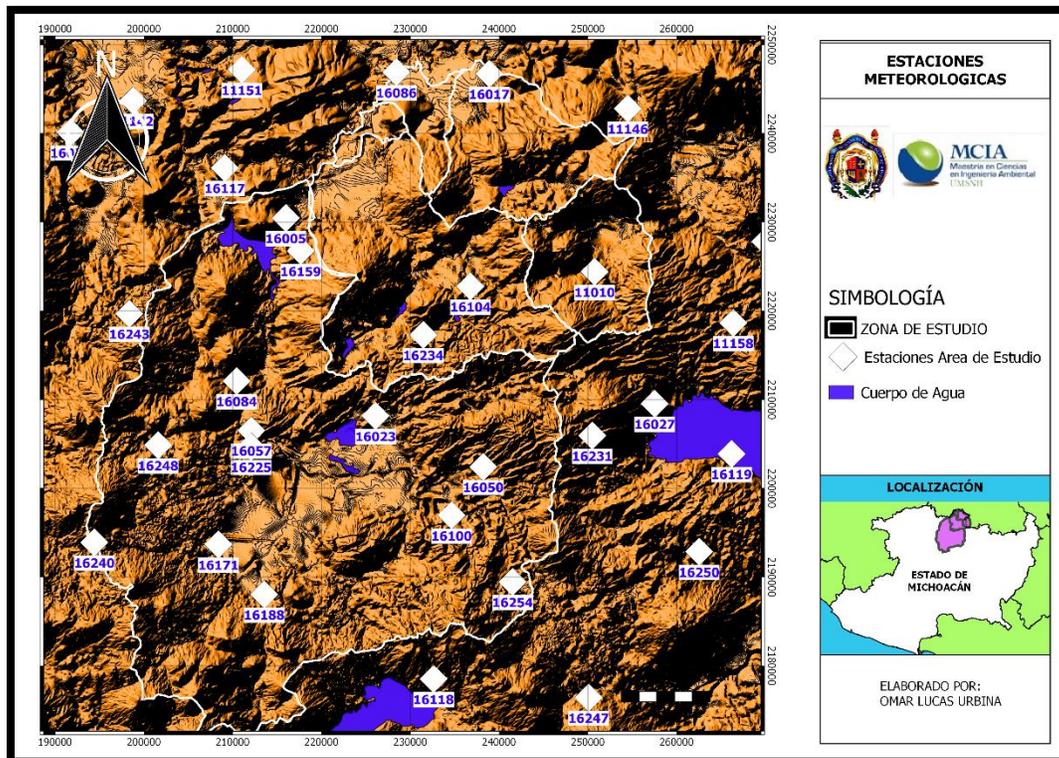


Figura 23. Estaciones meteorológicas para la Cuenca del Río Angulo y Río Lerma.

Tabla 13. Información descriptiva de las estaciones meteorológicas para la Cuenca.

Estaciones									
#	CÓDIGO	COORDENADAS GEO		COORDENADAS UTM			PERIODO DE INFORMACION		% DE VACIOS
		LAT	LONG	X (m)	Y (m)	Z (msnm)	PERIODO	AÑOS	
1	11010	20.10	-101.39	250,755.19	2,224,395.48	1850	1962-2012	67	6.9
2	11133	19.77	-101.20	252,893.73	2,252,053.15	1720	1973-2003	30	0.9
3	11146	20.28	-101.36	254,503.43	2,242,800.76	1875	1979-2016	37	9.4
4	11151	19.92	-101.75	211,018.87	2,247,166.62	1700	1970-2015	45	5.6
5	16005	20.15	-101.71	215,971.53	2,230,466.81	1500	1923-2016	93	10.5
6	16017	20.32	-101.46	238,883.87	2,246,721.79	1700	1949-2016	67	9.2
7	16023	19.89	-101.20	226,083.81	2,208,149.98	1500	1969-2001	32	17.4
8	16027	19.96	-101.14	257,524.33	2,209,533.80	1831	1923-2005	82	2.4
9	16050	19.90	-101.51	238,219.16	2,202,427.00	1950	1948-2006	68	7.9
10	16057	19.92	-101.75	212,089.94	2,206,527.35	1250	1970-2015	45	5.6
11	16084	19.98	-101.76	210,435.15	2,212,093.78	1638	1946-2006	60	26.1
12	16086	20.31	-101.59	228,435.32	2,246,883.38	1692	1967-2016	49	39.3
13	16100	19.87	-101.53	234,644.22	2,196,942.41	1989	1947-1993	46	1.5
14	16104	20.09	-101.51	236,777.99	2,222,754.96	1994	1942-2007	65	33.0
15	16117	20.20	-101.83	209,091.21	2,236,120.14	1700	1946-2011	65	20.9
16	16118	19.67	-101.56	232,619.44	2,178,512.40	1700	1963-2011	48	11.4
17	16159	20.13	-101.75	217,655.34	2,226,746.73	1720	1972-2012	40	5.5
18	16171	19.82	-101.80	208,384.94	2,193,663.71	1980	1923-2016	93	3.4
19	16188	19.77	-101.75	213,536.84	2,188,040.33	383	1973-2003	30	0.8
20	16225	19.92	-101.75	212,059.76	2,204,681.50	1980	1981-2010	29	17.2
21	16231	19.94	-101.39	250,492.21	2,205,940.36	2070	1982-2016	34	51.0
22	16234	20.04	-101.58	231,461.77	2,217,297.39	1550	1981-2006	25	26.5
23	16240	19.82	-101.93	194,407.95	2,193,899.67	1100	1981-2011	30	73.5
24	11001	20.45	-101.53	235,656.88	2,263,386.52	1760	1949-2016	67	0.7
25	11047	20.13	-101.20	269,981.74	2,227,822.18	1780	1922-2013	91	87.3
26	11054	20.52	-101.37	253,160.06	2,270,508.57	1714	1963-2013	50	35.3
27	11079	20.40	-101.18	272,114.14	2,257,324.53	1721	1922-2013	91	17.9
28	11091	20.43	-101.72	216,488.04	2,261,846.91	1700	1924-1992	68	45.5
29	11097	20.23	-101.13	277,095.73	2,238,803.11	1761	1924-2016	92	9.2
30	11137	20.42	-101.28	261,699.86	2,259,312.03	1810	1977-2016	39	8.1
31	11142	0.27	-101.88	198,762.68	2,243,683.06	1782	1979-2016	37	3.9
32	11158	20.05	-101.23	266,372.14	2,218,641.90	1915	1981-2012	31	20.1

33	16015	19.87	-102.05	180,529.06	2,199,685.23	2050	1949-2007	58	37.5
34	16024	20.23	-101.95	191,728.01	2,240,113.68	1750	1934-2016	82	3.4
35	16066	20.13	-102.03	182,811.70	2,229,193.55	1700	1925-2016	91	30.8
36	16103	19.92	-102.05	180,629.56	2,205,223.98	1850	1948-1986	38	5.9
37	16119	19.92	-101.23	266,175.38	2,203,879.19	1700	1964-2012	48	61.7
38	16133	19.57	-101.42	246,422.53	2,165,389.96	1795	1969-2011	42	1.1
39	16146	19.47	-101.75	211,253.05	2,154,843.93	1850	1947-2006	59	11.2
40	16243	20.06	-101.90	198,346.05	2,219,683.92	1920	1981-2007	26	67.3
41	16247	19.67	-101.38	250,075.90	2,176,413.24	1708	1981-2007	26	46.2
42	16248	19.92	-101.86	201,584.03	2,204,856.09	1523	1981-2007	26	4.1
43	16250	19.82	-101.27	262,534.89	2,192,853.96	2285	1982-2011	29	23.5
44	16254	19.78	-101.47	241,521.91	2,189,456.51	2350	1982-2011	29	1.9
45	16257	19.53	-101.62	225,371.49	2,162,007.65	2550	1982-1988	6	32.2

A partir de esta información se procedió a realizar la selección de las estaciones principales a partir de la ponderación de peso para las variables consideradas (tabla 14).

Dichas variables son:

- ✓ Número de años
- ✓ Periodo de Información
- ✓ % de Vacíos

Tabla 14. Rangos de ponderación.

Intervalos de tiempo		Peso
1977	1980	1
1981	1984	2
1985	1988	3
1989	1992	4
1993	1996	5
1997	2000	6
2001	2004	7
2005	2008	8
2009	2012	9
2013	2016	10

% Vacíos		Peso
0	7.5	10
7.5	15	9
15	22.5	8
22.5	30	7
30	37.5	6
37.5	45	5
45	52.5	4
52.5	60	3
60	67.5	2
67.5	>	1

No. Años		Peso
0	10	1
10	20	2
20	30	3
30	40	4
40	50	5
50	60	6
60	70	7
70	80	8
80	90	9

Determinándose en la tabla 15, las estaciones que por su mayor puntaje (20-30) de selección de variables son consideradas para formar parte del estudio.

Tabla 15. Resultado de la selección de estaciones principales para el estudio.

Estación	No. Años	% Vacíos	Int. Tiempo	Suma
11010	7	10.00	9	26.00
11133	3		7	10.00
11146	4	9.00	10	23.00
11151	5	10.00	10	25.00
16005	10	9.00	10	29.00
16017	7	9.00	10	26.00
16023	4	8.00	7	19.00
16027	9	10.00	8	27.00
16050	7	9.00	8	24.00
16057	5	10.00	10	25.00
16084	6	9.00	8	23.00
16086	5	5.00	10	20.00
16100	5	10.00	5	20.00
16104	7	6.00	8	21.00
16117	7	8.00	9	24.00
16118	5	9.00	9	23.00
16159	4	10.00	9	23.00
16171	10	10.00	10	30.00
16188	3	10.00	7	20.00
16225	3	8.00	9	20.00
16231	4	4.00	10	18.00
16234	3	7.00	8	18.00
16240	3	1.00	9	13.00
11001	7	10.00	10	27.00
11047	10	1.00	10	21.00
11054	5	6.00	10	21.00
11079	10	8.00	10	28.00
11091	7	4.00	4	15.00
11097	9	9.00	10	28.00
11137	4	9.00	10	23.00
11142	4	10.00	10	24.00
11158	4	8.00	9	21.00
16015	6	6.00	8	20.00
16024	9	10.00	10	29.00
16066	10	6.00	10	26.00
16103	4	10.00	3	17.00
16119	5	2.00	9	16.00

16133	5	10.00	9	24.00
16146	6	9.00	8	23.00
16243	3	2.00	8	13.00
16247	3	4.00	8	15.00
16248	3	10.00	8	21.00
16250	3	7.00	9	19.00
16254	3		9	12.00
16257	1	6.00	3	10.00

Los resultados para las pruebas de homogeneidad a las estaciones principales se describen a continuación.

A continuación, se presentan los resultados de las pruebas estadísticas aplicadas (tabla 16).

Tabla 16. Resultados de las pruebas de homogeneidad y Límites de Anderson.

ESTACIONES									
#	CÓDIGO	PRUEBAS			#	CÓDIGO	PRUEBAS		
		SECUENCIAS	HELMERT	LIMITES ANDERSON			SECUENCIAS	HELMERT	LIMIMITES ANDERSON
1	11010	HOMOGENEA	HOMOGENEA	INDEPENDIENTE	19	16188	NO HOMOGENEA	NO HOMOGENEA	DEPENDIENTE
3	11146	NO HOMOGENEA	NO HOMOGENEA	DEPENDIENTE	20	16225	HOMOGENEA	NO HOMOGENEA	INDEPENDIENTE
4	11151	NO HOMOGENEA	NO HOMOGENEA	INDEPENDIENTE	24	11001	HOMOGENEA	HOMOGENEA	INDEPENDIENTE
5	16005	HOMOGENEA	HOMOGENEA	DEPENDIENTE	25	11047	HOMOGENEA	NO HOMOGENEA	INDEPENDIENTE
6	16017	HOMOGENEA	HOMOGENEA	INDEPENDIENTE	26	11054	HOMOGENEA	NO HOMOGENEA	INDEPENDIENTE
8	16027	HOMOGENEA	HOMOGENEA	DEPENDIENTE	27	11079	HOMOGENEA	HOMOGENEA	INDEPENDIENTE
9	16050	HOMOGENEA	HOMOGENEA	INDEPENDIENTE	29	11097	NO HOMOGENEA	NO HOMOGENEA	INDEPENDIENTE
10	16057	NO HOMOGENEA	NO HOMOGENEA	INDEPENDIENTE	30	11137	HOMOGENEA	HOMOGENEA	INDEPENDIENTE
11	16084	HOMOGENEA	HOMOGENEA	DEPENDIENTE	31	11142	NO HOMOGENEA	HOMOGENEA	INDEPENDIENTE
12	16086	NO HOMOGENEA	NO HOMOGENEA	INDEPENDIENTE	32	11158	HOMOGENEA	NO HOMOGENEA	INDEPENDIENTE
13	16100	HOMOGENEA	HOMOGENEA	INDEPENDIENTE	33	16015	HOMOGENEA	NO HOMOGENEA	INDEPENDIENTE
14	16104	HOMOGENEA	HOMOGENEA	INDEPENDIENTE	34	16024	NO HOMOGENEA	NO HOMOGENEA	INDEPENDIENTE
15	16117	HOMOGENEA	HOMOGENEA	DEPENDIENTE	35	16066	HOMOGENEA	NO HOMOGENEA	INDEPENDIENTE
16	16118	NO HOMOGENEA	NO HOMOGENEA	DEPENDIENTE	38	16133	HOMOGENEA	HOMOGENEA	INDEPENDIENTE
17	16159	HOMOGENEA	HOMOGENEA	INDEPENDIENTE	39	16146	HOMOGENEA	NO HOMOGENEA	INDEPENDIENTE
18	16171	NO HOMOGENEA	NO HOMOGENEA	DEPENDIENTE	42	16248	HOMOGENEA	NO HOMOGENEA	INDEPENDIENTE

Dado que en las pruebas de homogeneidad para algunas estaciones resultan No Homogéneas, será necesario aplicar T de Student y Cramer para comprobar su homogeneidad. En caso de que las series de precipitación lleguen a mostrar error de Independencia indican que los datos no se comportan como una serie aleatorio, por lo cual no deben ser utilizadas dentro de la modelación, como las que se muestran de color rojo en la tabla 17.

La prueba aplicada a una de las estaciones principales se muestra a continuación.

Tabla 17. Límites de Anderson y coeficiente de auto correlación para la estación meteorológica con clave 11010.

Desfases	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
ρ	0.13	-0.01	-0.01	-0.15	0.16	0.12	-0.03	0.03	-0.04	0.15
Lim. Inferior	-0.40	-0.42	-0.43	-0.45	-0.48	-0.50	-0.54	-0.58	-0.63	-0.69
Lim. Superior	0.33	0.34	0.35	0.36	0.38	0.39	0.41	0.43	0.46	0.49

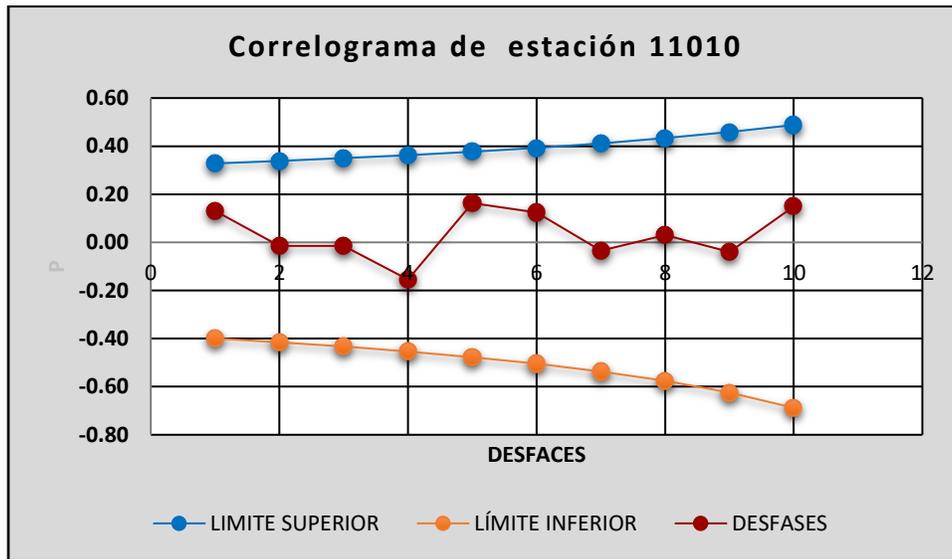


Figura 24. Correlograma de estación 16050 mostrando la independencia temporal de acuerdo a los límites de Anderson.

A través de este método se realizó el llenado de las estaciones meteorológicas dentro del área de estudio. Donde los estadísticos de la serie original son comparados con los de las series llenadas para determinar cuanta incertidumbre han generado al incorporarse en estas.

Tabla 18. Comparación de estadísticos antes y después del llenado de la estación 16017.

ESTADISTICO	16017	
	ORIGINAL	LLENA
MEDIA	63.752	63.658
DESV. EST.	83.575	82.239
SESGO	1.550	1.529

6.2.6 Estaciones hidrométricas

A partir de los archivos espaciales de la CONABIO se pudo identificar las estaciones hidrométricas al interior del sistema de cuenca de las cuales se seleccionaron aquellas que se ubicarán en diferentes posiciones a lo largo de la red hidrográfica de tal manera que se contara con una estación en la parte alta, media y en la salida de la cuenca (Figura 25).

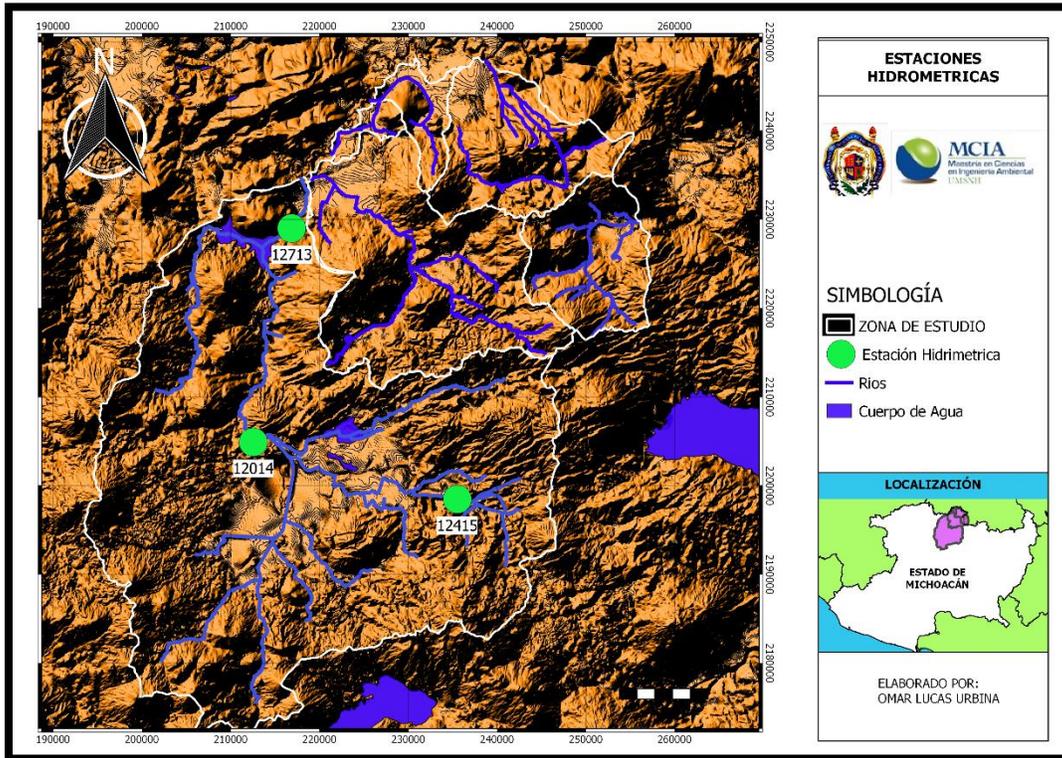


Figura 25. Ubicación espacial de las estaciones hidrométricas.

Tabla 19. Estaciones hidrométricas seleccionadas de acuerdo a su ubicación en la cuenca

EST. HIDRO.	NOMBRE	CORRIENTE	ESTADO	Latitud	Longitud
12014	PASARELA VILLA JIMENEZ	RIO ANGULO	MICHOACAN	19.923611	-101.745833
12713	ANGAMACUTIRO II	RIO ANGULO	MICHOACAN	19.858333	-101.525
12415	PUENTE SAN ISIDRO	RIO DE LA PATERA	MICHOACAN	20.1375	-101.70833

6.2.6.1 evaluar dependencia de la serie histórica

De la base de datos de Banco Nacional de Datos de Aguas Superficiales (BANDAS) se obtuvieron las series históricas de gastos de las estaciones anteriormente mencionadas, estas deben cumplir con un comportamiento dependiente, el cual puede probarse con el método anteriormente descrito de los límites de Anderson.

Tabla 20. Límites de Anderson y coeficiente de auto correlación de la estación hidrométrica 12713.

Desfaces	1.00	2.00	3.00	4.00	5.00	6.00
ρ	0.46	0.37	0.77	0.54	0.61	0.53
Superior	0.39	0.41	0.43	0.46	0.49	0.52
Inferior	-0.504	-0.536	-0.576	-0.625	-0.688	-0.773

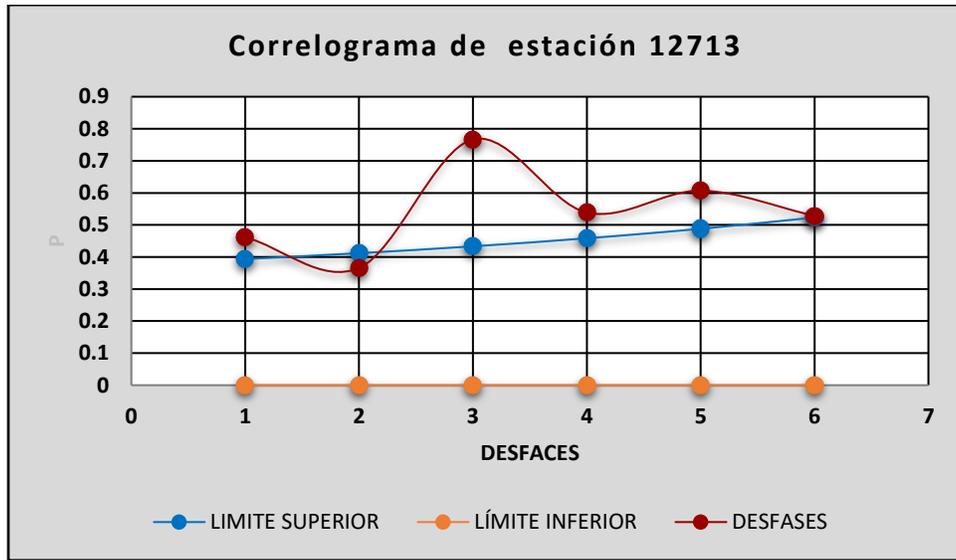


Figura 26. Correlograma de dependencia de la estación hidrométrica 12713.

6.2.7 llenado de estaciones

El llenado de espacios vacíos de las estaciones se realizó una vez que pasaron las pruebas de consistencia, es decir, que fueron homogéneas en las pruebas de Secuencias y Helmer y independientes por los límites de Anderson como se mostró en la figura 27, para después realizar la matriz de correlación entre estaciones como se ve en la Figura 27.

Matriz de correlación entre estaciones meteorológicas. La imagen muestra una matriz de datos numéricos con columnas encabezadas por números de estación (12000 a 14200) y filas encabezadas por letras (C, O, R, R, E, L, A, C, I, Ó, N). El contenido de la tabla es una matriz de correlación densa.

Figura 27. Matriz de correlación entre estaciones meteorológicas.

Este valor de correlación entre estaciones nos permitirá obtener los valores o pesos de cada una de las estaciones para poder así obtener un porcentaje de precipitación para llenar un dato faltante de la serie de alguna estación.

Así mismo se requirió la matriz del inverso a la distancia al cuadrado (IDW), para lo cual fue necesario obtener las coordenadas UTM de las estaciones para poder realizar este proceso (Figura 28).



Figura 28. Matriz IDW entre estaciones.

Previo al llenado de los datos faltantes de las estaciones, para que estas fuesen consistentes y tener una serie de precipitación completa para un periodo en el cual el resto de estaciones tendrían información, se requiere de una última matriz la cual permitirá decidir el peso correspondiente para la estación (Figura 29), la cual está regida mediante otros rangos de ajuste, los cuales indican que si el valor de la matriz de correlación es mayor que 0.59 se pondrá el valor proveniente de la matriz de correlación y cuando sea menor a 1, y si no, se pondrá el valor proveniente de la matriz IDW, si no cumplieran estas restricciones se colocará cero, e indica que dicha estación no tiene influencia sobre el dato faltante de la estación a llenar.



Figura 29. Matriz de pesos para el proceso de llenado.

Finalmente, los datos faltantes de nuestras estaciones (Figura 30 y 31) fueron llenados con la matriz de pesos antes mostrada, mediante la suma del producto del peso y precipitación de las estaciones, entre la suma de las precipitaciones.

AÑO	WELL	1000	1100	1200	1300	1400	1500	1600	1700	1800	1900	2000	2100	2200	2300	2400	2500	2600	2700	2800	2900	3000	3100	3200	3300	3400	3500	3600	3700	3800	3900	4000	4100	4200	4300	4400	4500	4600	4700	4800	4900	5000
1980	1110	1111	1112	1113	1114	1115	1116	1117	1118	1119	1120	1121	1122	1123	1124	1125	1126	1127	1128	1129	1130	1131	1132	1133	1134	1135	1136	1137	1138	1139	1140	1141	1142	1143	1144	1145	1146	1147	1148	1149	1150	

Figura 30. Series de precipitación de las estaciones de la zona de estudio.

AÑO	WELL	1000	1100	1200	1300	1400	1500	1600	1700	1800	1900	2000	2100	2200	2300	2400	2500	2600	2700	2800	2900	3000	3100	3200	3300	3400	3500	3600	3700	3800	3900	4000	4100	4200	4300	4400	4500	4600	4700	4800	4900	5000
1980	1110	1111	1112	1113	1114	1115	1116	1117	1118	1119	1120	1121	1122	1123	1124	1125	1126	1127	1128	1129	1130	1131	1132	1133	1134	1135	1136	1137	1138	1139	1140	1141	1142	1143	1144	1145	1146	1147	1148	1149	1150	

Figura 31. Estaciones con series de precipitación completas.

6.3 Módulo EvalHid

A partir del MDE de la región se generó el sistema de drenaje de la cuenca y de éste se establecieron las microcuencas dentro de la zona estudiada como se muestra en la Figura 33.

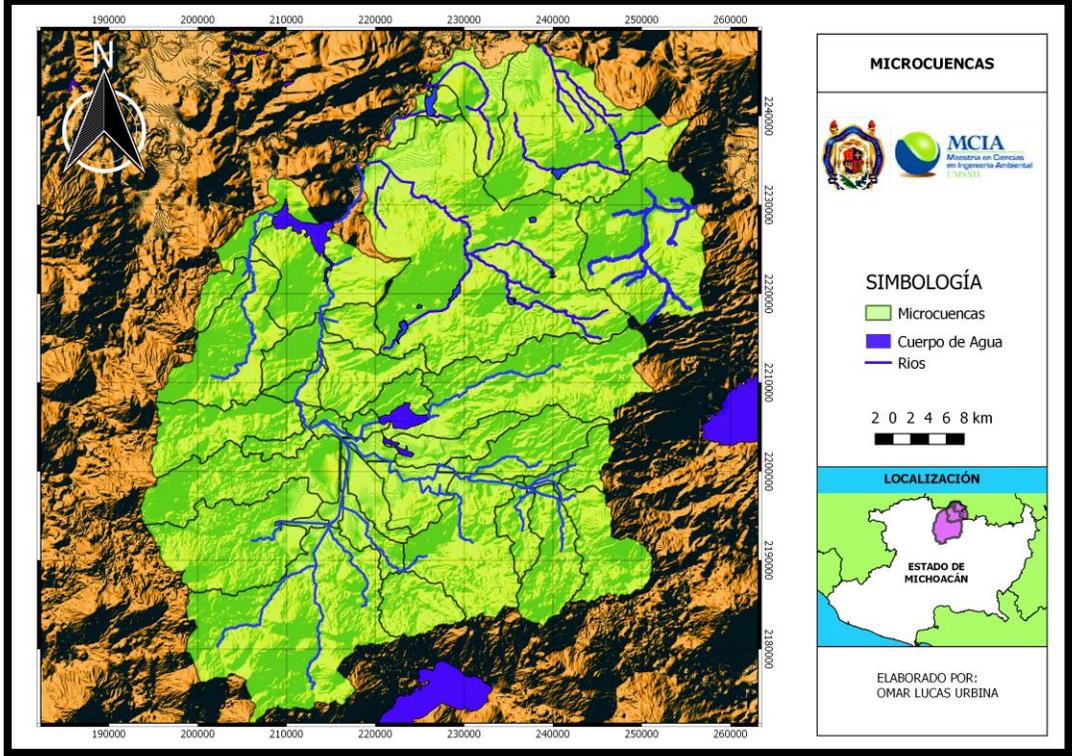


Figura 32. Establecimiento de microcuencas dentro del sistema de cuenca del Río Angulo y Río Lerma.

Las estaciones de monitoreo 12713, 12014 y 12415 ubicadas sobre los ríos de la Patera y el río Angulo, permitieron establecer las zonas de calibración (Figura 34), donde los datos históricos aforados se utilizan para las etapas de calibración y validación del modelo.

Se generaron polígonos de Thiessen para conocer las zonas de influencia de las estaciones meteorológicas, las cuales se muestran en la Figura 46.

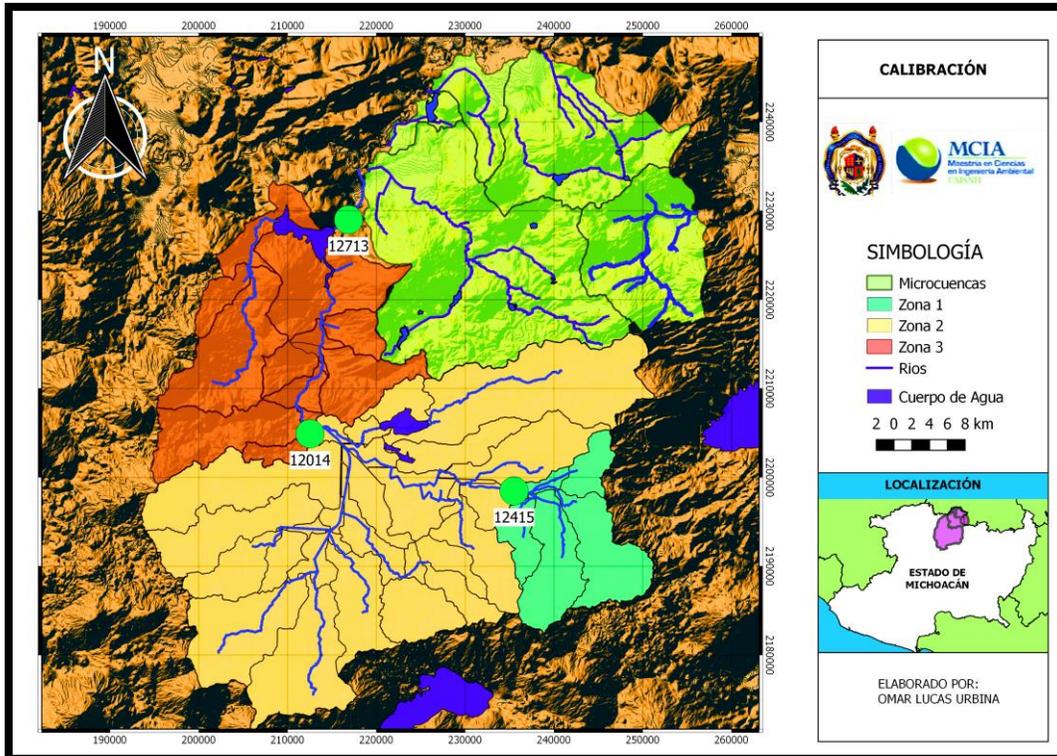


Figura 33. Zonas de calibración para la zona de estudio.

Al conocer la influencia que tiene cada estación sobre las microcuencas, se generan estaciones ficticias para los casos en que se presenta más de una zona de influencia mientras que los conjuntos de microcuencas bajo la misma afectación se unen en un solo sistema, llegando a la configuración de la Figura 35.

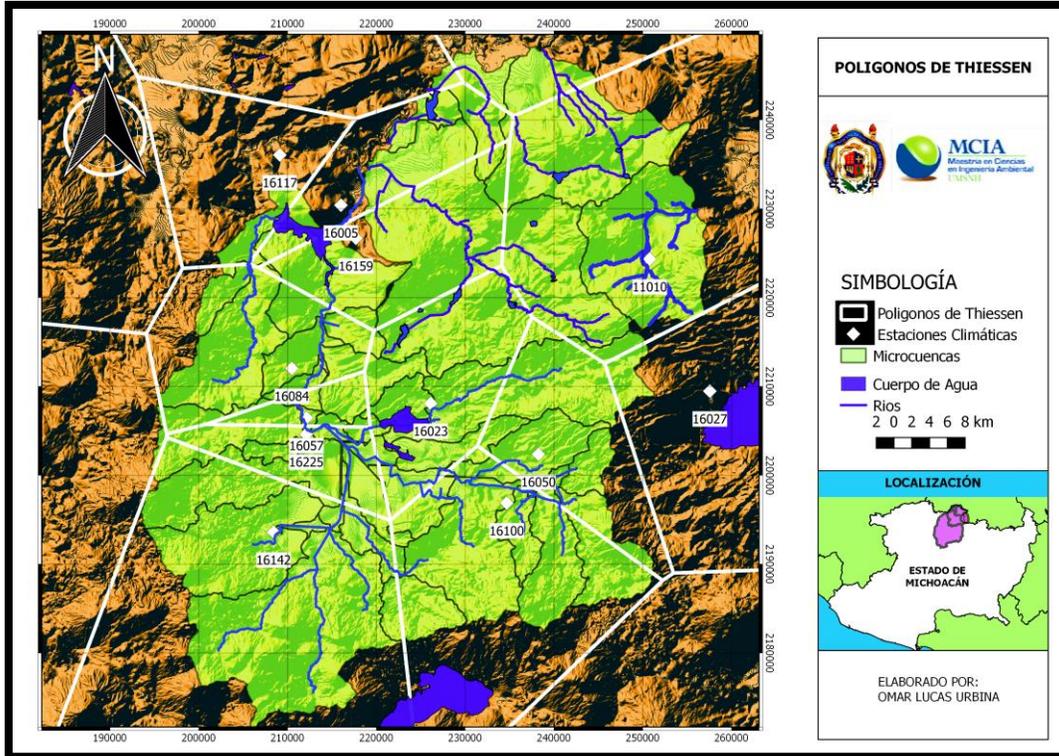


Figura 34. Polígonos de Thiessen de las estaciones meteorológicas seleccionadas.

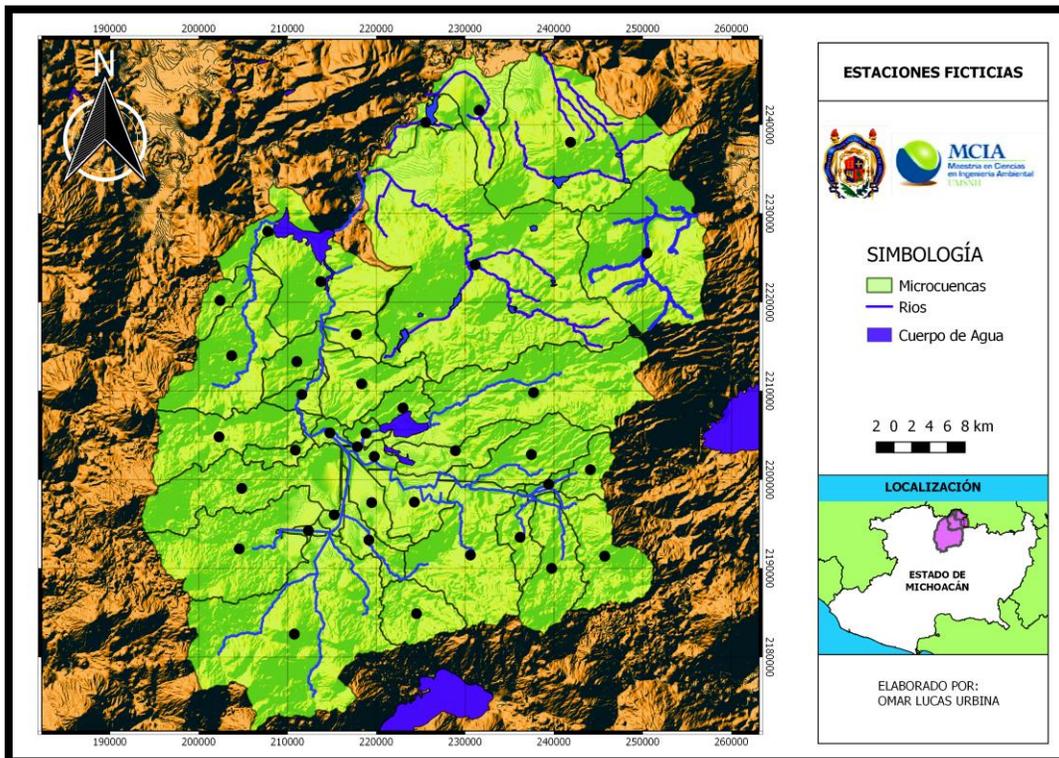


Figura 35. Zonas de calibración de acuerdo a las estaciones hidrométricas.

6.3.1 Simulación del módulo de EvalHid

La simulación se realizó en cinco etapas, dadas las estaciones hidrométricas localizadas en las zonas como se mostraron en la Figura 34, se realizó la primera simulación de la zona alta de la cuenca, teniendo como primer punto de desagüe la estación de aforo No. 12415. Los datos de entrada para EvalHid, son el archivo tipo “shp” con las microcuencas y el punto de desagüe, además de series de precipitación, evapotranspiración y observados creada con el generador de datos, el cual guarda la información en archivo “txt” con los Nombres “Apo_precip”, “Apo_Atp” y “Obs”, el archivo de observados será de ayuda para la calibración. Una vez calibrada la primera zona comprendiendo la parte Alta, se repite el proceso de generador de archivos para EvalHid de la segunda zona a la cual llegaran los escurrimientos generados de la primera zona más las microcuencas que comprendan la zona dos. Al momento de simular la segunda zona en el módulo de EvalHid se deben de colocar los parámetros antes calibrados de la primera zona a cada una de sus microcuencas, con la finalidad de que el proceso de calibrado de la segunda zona resulte más sencillo.

El proceso vuelve a repetirse para la tercera zona, dada la configuración de la zona de estudio en la Figura 34, fue necesario realizar similitud hidrológica para la cuarta etapa de simulación, colocando los parámetros calibrados de la zona dos a estas cinco microcuencas de la parte norte, puesto que es la que esta restituida a régimen natural. Finalmente, la quinta etapa comprende simular nuevamente para cada de una de las zonas de estudio el periodo completo el cual abarca de 1948 al 2016, puesto que en la calibración se recurrió al periodo que contaban las estaciones hidrométricas los cuales tenían entre 10 12 y 18 años.

Se designaron tres zonas (Z1-12415, Z2-12014 y Z3-12713) para el proceso de calibración tomando como referencia la ubicación de las estaciones hidrométricas cuyos datos servirán de punto de comparación (Figura 34).

La zona Z1-12415 se localiza en la parte alta de la cuenca, cuenta con una superficie de 216 km², cuenta con dos canales de riego en la zona, los cuales son monitoreados en las estaciones de aforo 12427 y 12440. La restitución a régimen natural en esta zona se realizó sumando los gastos aforados en las estaciones de dichos canales a la estación 12415.

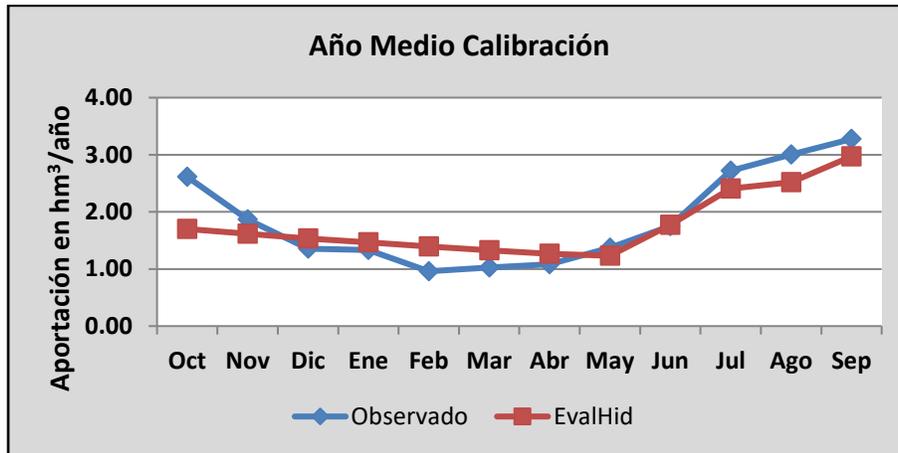


Figura 36. E scorrimiento de año medio resultante (Hm³) de la zona 1-12415.

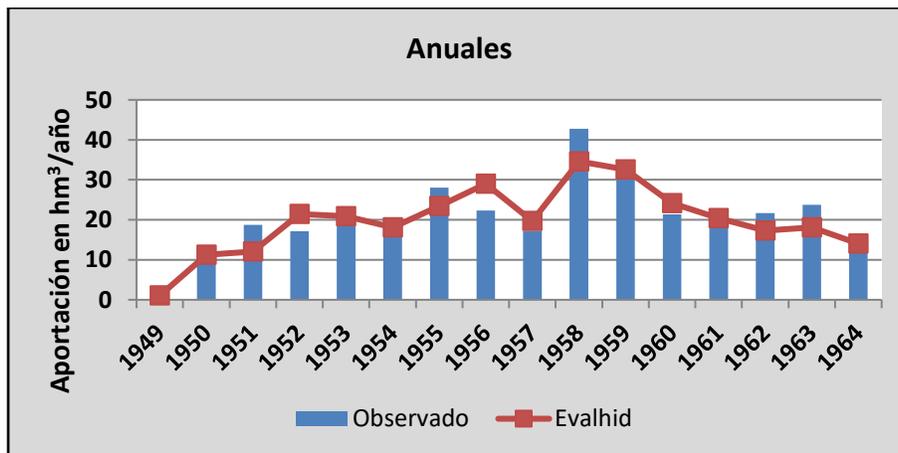


Figura 37. E scorrimientos anuales resultantes (Hm³) de la zona 1-12415.

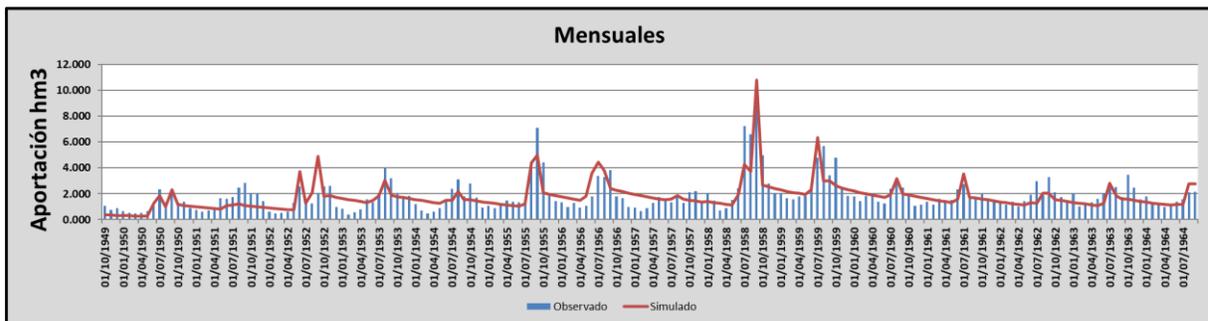


Figura 38. E scorrimientos mensuales resultantes (Hm³) de la zona 1-12415.

La zona Z2-12014 abarca la parte alta y media de la cuenca con una superficie aproximada de 1,475 km² y contiene a la localidad de Zacapu de mayor consideración poblacional dentro de la cuenca, el distrito de riego con el mismo nombre y se tienen también las presas Copándaro y Aristeo Mercado.

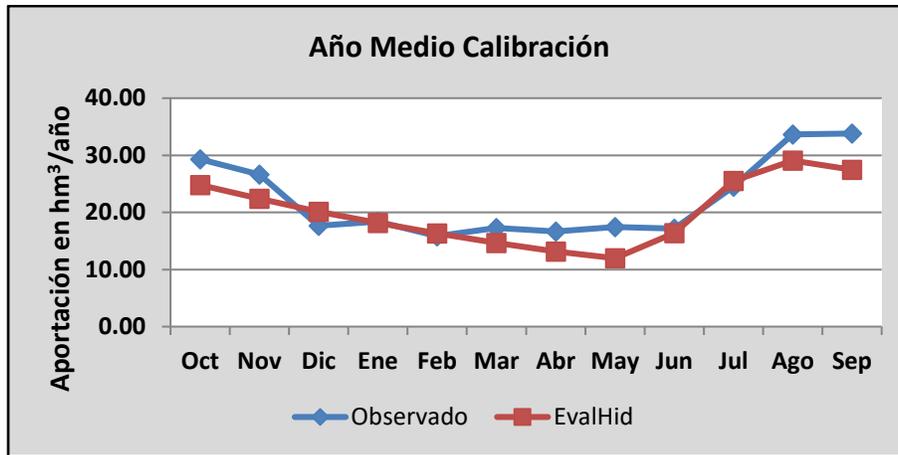


Figura 39. Esguerrimiento de año medio resultante (Hm³) de la zona 2-12014.

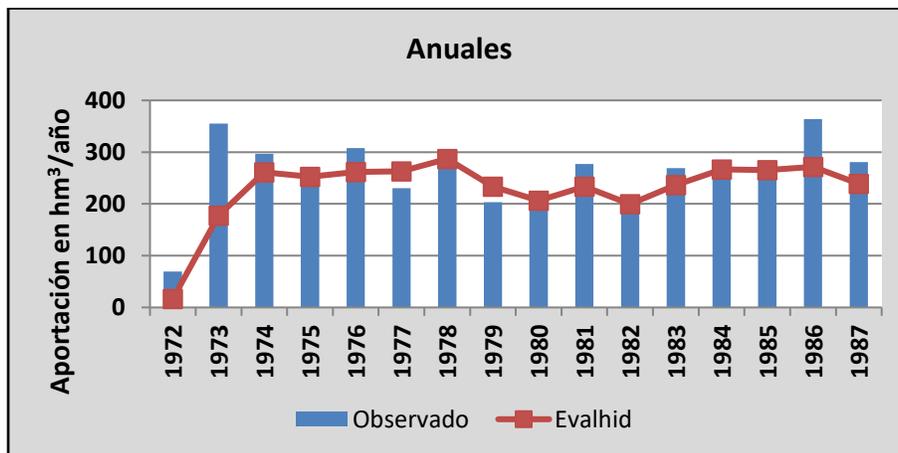


Figura 40. Esguerrimientos anuales resultantes (Hm³) de la zona 2-12014.

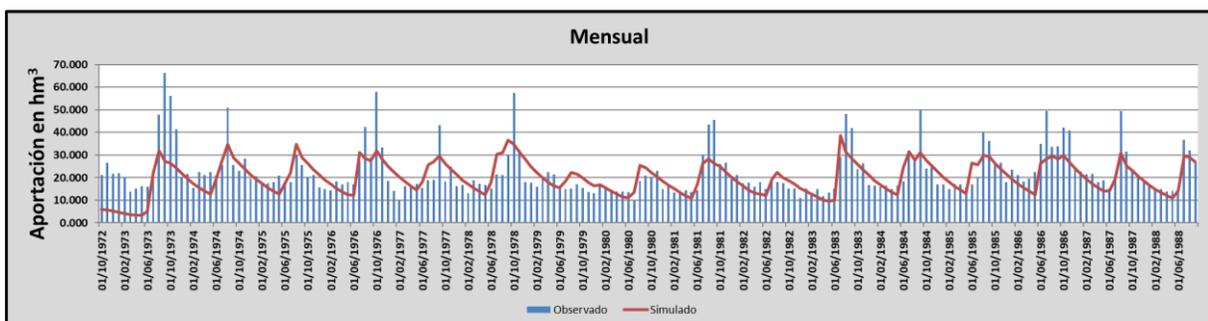


Figura 41. Esguerrimientos mensuales resultantes (Hm³) de la zona 2-12014.

La zona Z3-12713 comprende aproximadamente el 99 % de la superficie total de la cuenca con 2,040 km², abarca infraestructura hidráulica como la presa derivadora en la localidad de Villa Jiménez la cual abastece a la central hidroeléctrica Botello y la presa Melchor Ocampo.

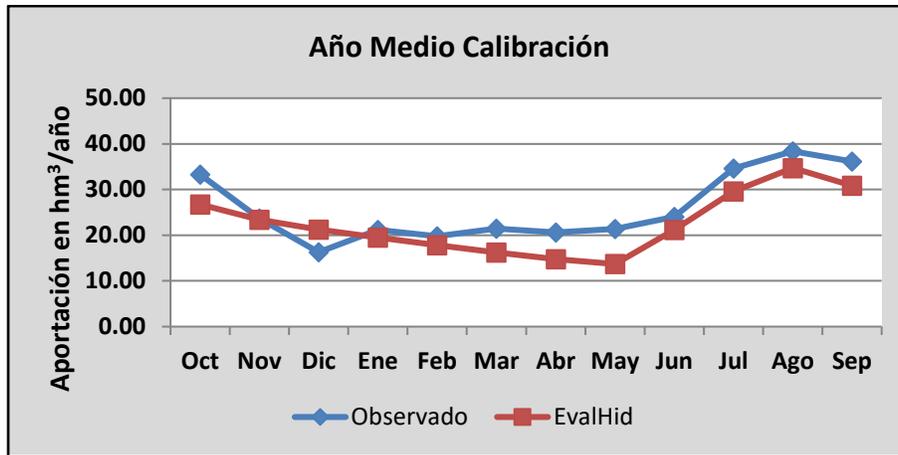


Figura 42. Esgurrimiento de año medio resultante (Hm3) de la zona 3-12713.

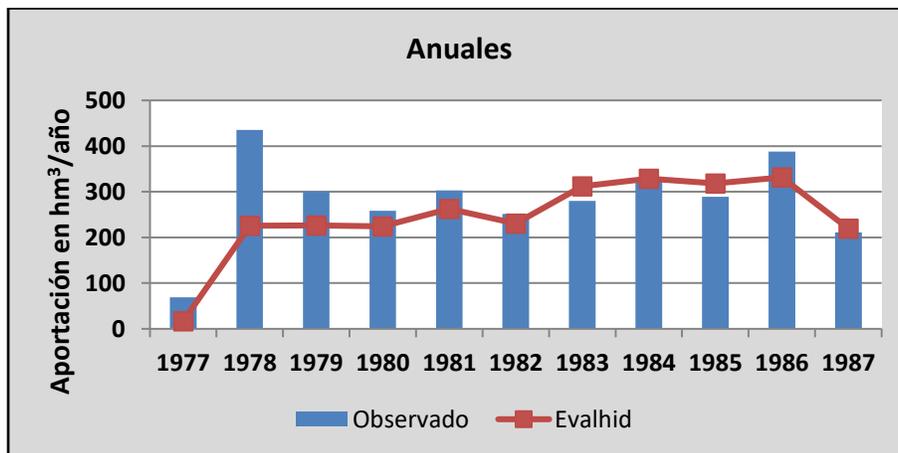


Figura 43. Esgurrimientos anuales resultantes (Hm3) de la zona 3-12713.

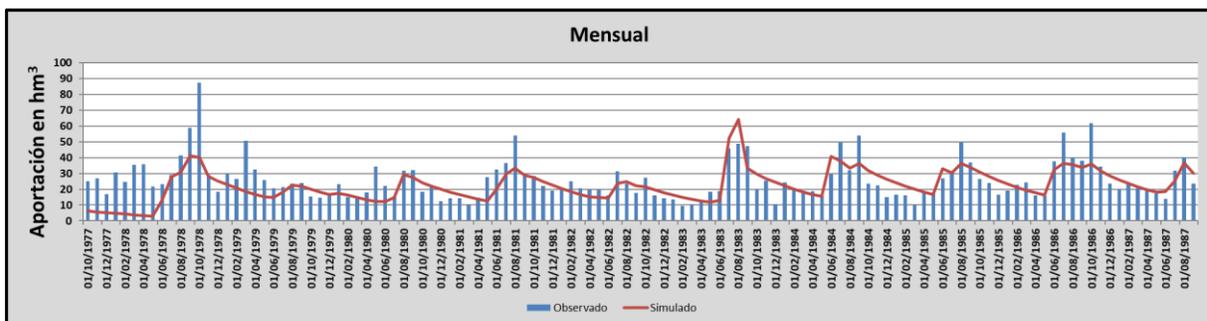


Figura 44. Esgurrimientos mensuales resultantes (Hm3) de la zona 3-12713.

A continuación, se presenta para los gráficos anteriores los valores de los indicadores de ajuste utilizados para la calibración y los parámetros correspondientes de humedad máxima, Infiltración máxima, el coeficiente de excedente C y el parámetro α .

Tabla 21. Parámetros de calibración del modelo hidrológico e indicadores de ajuste.

DESCRIPCIÓN	PARÁMETROS DE CALIBRACIÓN				INDICADORES DE AJUSTE				
	Hmax	C	Imax	ALFA	NSE	ln NSE	r ²	MEDIA DE SIMETRIA	PROM
ZONA 1	549.99	0.085	202.01	0.050	0.623	0.526	0.791	0.999	0.735
ZONA 2	342.66	0.050	574.99	0.113	0.513	0.508	0.717	0.999	0.685
ZONA 3	349.41	0.101	509.99	0.011	0.529	0.461	0.673	0.999	0.666

Ante los resultados es posible admitir bajo ciertas consideraciones que el modelo reproduce de manera apropiada los escurrimientos que se presentan naturalmente, permitiendo obtener los volúmenes de infiltración o recarga hacia los acuíferos como parte de los resultados acumulados del modelo, los cuales son necesarios como parámetros de entrada de las acciones elementales de la modelación hidrológica subterránea.

6.3.2 Comparativa de resultados de estudios previos

Comparando los resultados obtenidos de la modelación superficial, con el estudio realizado en 2016 Figura 46 (Flores Fernández 2016) "Evaluación del cambio climático en el funcionamiento hidráulico de los acuíferos Zacapu y Pastor Ortiz". Se observan mejores ajustes de calibración con respecto a los que aquí se presentan, las posibles diferencias pueden deberse a los datos de precipitación, los cuales fueron actualizados a octubre de 2016, además de llevar una calibración conforme al calibrador SCEUA, dejando un periodo de calentamiento, calibrando un periodo aproximado de 10 a 15 años, y dejando el periodo para la validación, procurando que la validación estuviera dentro de los rangos de ajuste en buenos y muy buenos.

ZONA DE MODELACIÓN	PARÁMETROS DE CALIBRACIÓN				INDICADORES DE AJUSTES		
	Hmáx (mm)	C	Imáx (mm)	α	NSE	ln NSE	r ²
Z1-12415	534.00	0.10	207.75	0.064	0.68	0.55	0.84
Z2-12014	383.20	0.10	500.00	0.085	0.70	0.73	0.84
Z3-12713	327.00	0.20	237.20	0.027	0.56	0.51	0.75

Figura 45. Parámetros de calibración e indicadores de ajustes resultantes para las zonas de modelación del estudio de 2016 (Flores Fernández 2016).

6.4 Modelo MODFLOW

Para la modelación de las dos unidades hidrogeológicas es necesario realizar una caracterización, refiriendo para esto al estudio: “Actualización hidrogeológica de los acuíferos Maravatío - Contepec - Epitacio Huerta, Zacapu, Morelia – Queréndaro y Pastor Ortiz Estado de Michoacán. Informe final Convenio De Colaboración CNA-OCLSP-JAL-CONV-008-2007”, elaborado por el Organismo de Cuenca Lerma Santiago Pacífico de la Comisión Nacional del Agua (CNA) junto al Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA) en noviembre del 2007, con el fin de establecer diversos parámetros necesarios para la modelación.

6.4.1 Caracterización del acuífero Pastor-Ortiz

- Localización

El acuífero Pastor Ortiz se localiza en la porción Norte del Estado de Michoacán, llegando hasta la margen izquierda del río Lerma, entre los paralelos 19° 48'57.6" y 20° 19'22.8" de latitud norte, y entre los meridianos 101° 22'48" y 101° 56'38.4" de longitud oeste, contando con una superficie de 1798 Km².

- Estudio previo

Se determina un valor de recarga media anual de unos 28 Mm³/año, siendo cerca del 70% de ella originada por infiltración natural, y 30% corresponde a retornos de riego.

En el periodo 1990 a 1993 la extracción del acuífero resultó 37 a 64 Hm³/año y el volumen concesionado por el Registro Público de Derechos de Agua era 127,434, 114 m³/año

La disponibilidad de agua subterránea se estimó en -98, 840,114 m³/año, siendo el signo negativo indicativo de una pérdida continua importante en las reservas almacenadas, implicando que el acuífero esta sobreexplotado y por tanto de disponibilidad nula.

- Hidrografía

El acuífero Pastor Ortiz se ubica en la Región hidrológica No. 12 (RH-12) “Lerma-Chapala-Santiago, en la subcuenca denominada “Río Angulo”, el cual representa el escurrimiento principal, formado por el río La Patera originado en las estribaciones occidentales del cerro Jendo (El Picacho), y por el dren mayor de la ciénaga Zacapu, donde se asienta el Distrito de Riego no. 22 “Zacapu”

La unidad Pastor Ortiz domina 6507 ha mediante el canal principal revestido Santa Ana que alimenta a los canales Santa Ana y Zurumuato con un 7.0 m³/s de capacidad.

Dicha unidad localizada en la margen izquierda del río Lerma, cuenta con la derivadora Marcazusa, y los almacenamientos pequeños, presas Tres Mezquites y El Arco.

La superficie agrícola de la unidad Angamacutiro tiene 6986 ha, se divide en cinco secciones donde se asientan 2675 usuarios; es alimentada con la presa Melchor Ocampo con 200 y 185 Hm³ de capacidad total y útil, al año se utilizan 300 Hm³ parte de los cuales transitan por el río Lerma para alimentar otras unidades de riego, los canales principales margen derecha e izquierda tienen 39.5 y 8.1 km de largo, respectivamente.

- Geología

El Estado de Michoacán se constituye geológicamente por rocas con basamento metamórfico vulcano-sedimentario, sedimentarias del Mesozoico e ígneas intrusivas y extrusivas del Cenozoico.

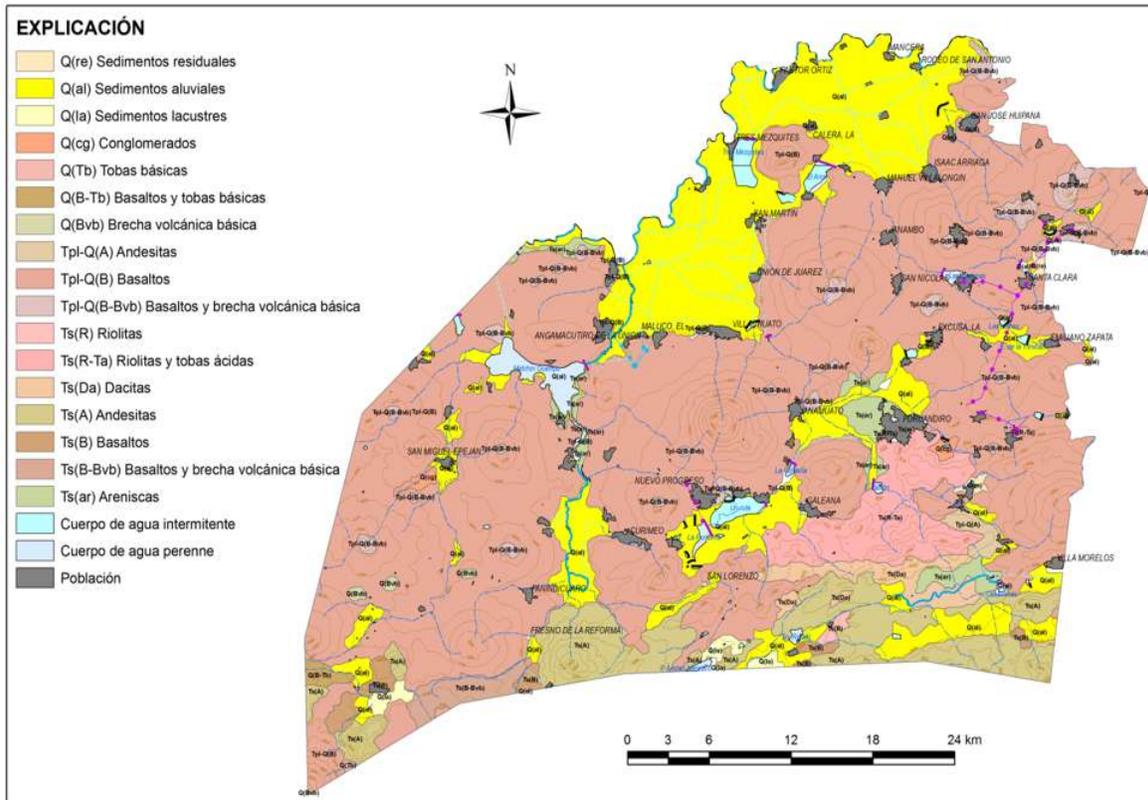


Figura 46. Geología general del acuífero Pastor Ortiz (CONAGUA-IMTA-SEMARNAT, 2007).

- Geología de Subsuelo

Para la determinación de la geología del subsuelo se analizaron los cortes litológicos y perfiles geoelectrónicos más representativos.

Dentro de estos se encuentran dos pozos de uso agrícola en el Ejido Galeana, municipio de Puruándiro, al que se le realizó sondeo eléctrico vertical (SEV), encontrándose que el subsuelo se conforma por una capa de 2 m de espesor aproximadamente de suelo orgánico y material arcilloso, subyaciendo un sustrato roca basáltica con matriz arcillo-limosa con unos 3 m, descansa sobre una capa de 80m de espesor y 3.0 ohm-m de resistividad, en la parte inferior se detectan tobas arenosas de compacidad intermedia con 28 ohm-m de espesor indeterminado por la dificultad de medición de la base de la roca.

Otro es del Ejido La Calera, municipio José Sixto Verduzco, que también cuenta con SEV de calibración, cuenta con 6 m de suelo arcilloso con 4 ohm-m de resistividad, 20 m de material piroclástico intercalado con derrames volcánicos fracturados de composición intermedia, 67 m con 105 ohm-m de roca volcánica extrusiva de composición ácida, moderadamente fracturada y finalmente derrames riolíticos y tobas compuestas por arena fina a media.

Litológicamente el pozo de agua potable de la Unidad Deportiva de Panindícuaro arroja la siguiente descripción.

Prof., m	Material
0 – 6	Suelo Residual
6 – 83	Basalto
83 – 96	Arena empacada en arcilla
96 – 102	Piroclastos
102 – 108	Arena empacada en arcilla
108 – 118	Piroclastos
118 – 123	Basalto
123 – 130	Piroclastos
130 – 140	Basalto
140 – 150	Piroclastos con boleos
150 – 155	Basaltos
155 – 160	Arena Volcánica con boleos
160 – 185	Basalto
185 – 203	Boleos con Arenas
203 – 290	Andesita Alterada y Fracturada
290 – 305	Arcillas
305 – 310	Arena Empacada en Arcilla

El marco geológico subterráneo para el acuífero Pastor Ortiz muestran un origen compuesto por derrames, tobas, brechas y piroclastos de naturaleza riolítica, andesítica y especialmente basáltica, seguidos por depósitos lacustres.

Durante la formación de rocas riolíticas, basálticas y andesíticas, tobas, brechas, aglomerados y piroclastos, se produjo de forma paralela períodos alternantes de erosión y depósito de sedimentos continentales, lacustres y aluviales, estos se

caracterizan por formar mesetas hasta cierto punto horizontales, con pseudo-estratificación, alcanzando un grosor de 500m de forma conjunta.

A partir de los rasgos geológicos analizados, los cortes de pozos y reconocimientos de campo se determinaron que poseen dimensiones considerables en superficie y cientos de m de espesor en el subsuelo, formando unidades espaciales de carácter regional.

- Hidrogeología

Se identifican dos medios acuíferos, uno de tipo libre, en material volcánico y sedimentario, regularmente consolidado, así como en basalto y arenisca, de porosidad y permeabilidad media, con buena oportunidad de recarga, y otro profundo de carácter semiconfinado, constituido en basalto o andesita fracturada y piroclastos asociados, de porosidad secundaria y conductividad hidráulica intermedias

El acuífero libre tiene rendimiento específico regional de 0.10 o 0.15 con drenaje retrasado, y 0.008, o mayor para tiempos largos de bombeo, el semiconfinado.

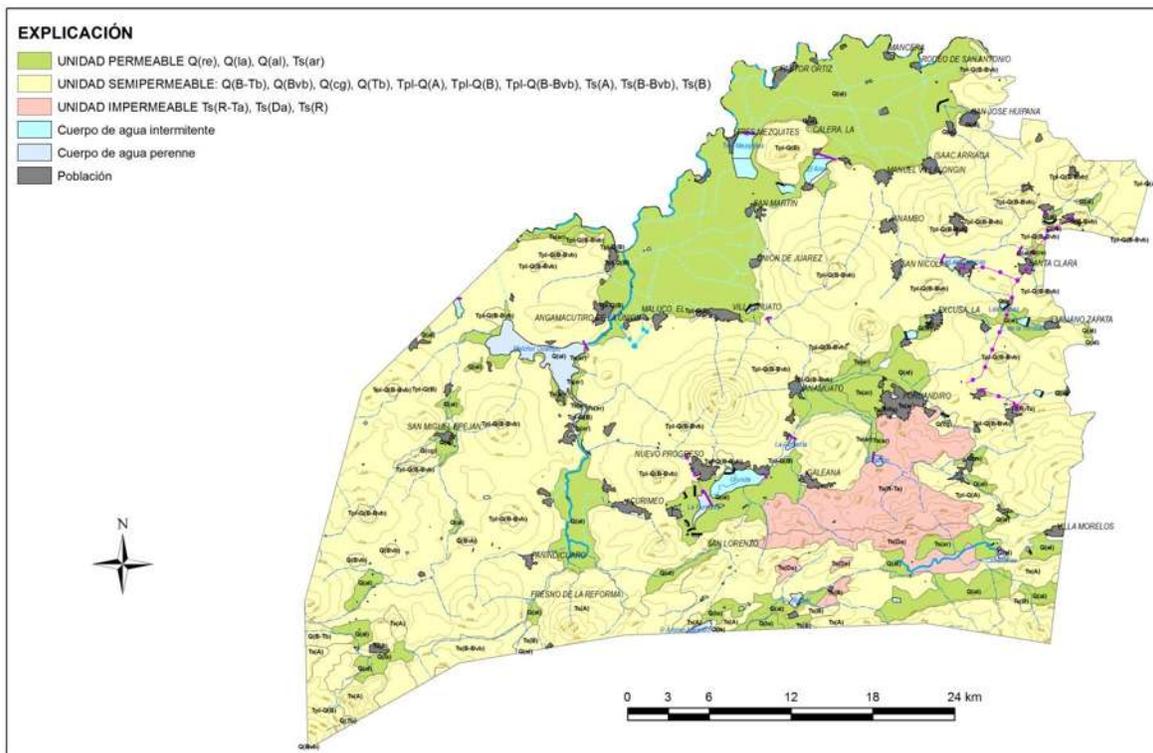


Figura 47. Unidades hidrogeológicas del acuífero Pastor Ortiz (CONAGUA-IMTA-SEMARNAT, 2007).

- Modelo conceptual de funcionamiento

El esquema dinámico formula tres grupos de elementos variables que en su descripción conceptual simple corresponden a entradas, cambio de almacenamiento y salidas.

Las entradas o recarga corresponden a infiltración natural por lluvia, pérdidas en redes de agua potable, retornos de riego y flujo lateral subterráneo. Las salidas o descarga se refieren a bombeo, evapotranspiración de aguas freáticas, gasto base y flujo lateral subterráneo.

El cambio de almacenamiento representará pérdida o ganancia de las reservas dinámicas, si en el intervalo de tiempo y área de balance ocurre abatimiento o recuperación de la carga hidráulica, influyendo principalmente la recarga y el bombeo.

La vinculación entre entradas y salidas son los parámetros de tipo distribuido que definen las propiedades del sistema de agua subterránea.

6.4.1.1 parámetros hidrogeológicos

Las características hidráulicas del acuífero se estimaron a partir de pruebas de bombeo a gasto constante y variable, en régimen transitorio, para acuíferos confinados o libres de espesor saturado mucho mayor que los descensos provocados por el bombeo (CONAGUA 2007). A continuación, se describen los resultados para los diferentes parámetros:

- Coeficiente de transmisividad (T)

La transmisividad es el producto de la permeabilidad y el espesor saturado, representa la cantidad de agua que fluye en el acuífero.

El promedio de este coeficiente es $4.82E-03 \text{ m}^2/\text{s}$ para unos 100 m de espesor efectivo cerca de los pozos, siendo el del acuífero considerablemente mayor.

En los bordes del acuífero varía entre 0.5 y $6.0E-03 \text{ m}^2/\text{s}$, entre 0.5 y 4.0 en el valle de Angamacutiro, de 0.5 a 10.0 en el sector norte; estimándose localmente 25.3, 28.7 y $58.3E-03 \text{ m}^2/\text{s}$.

El acuífero es de tipo libre con 0.13 de rendimiento específico, con drenaje dependiente de la granulometría.

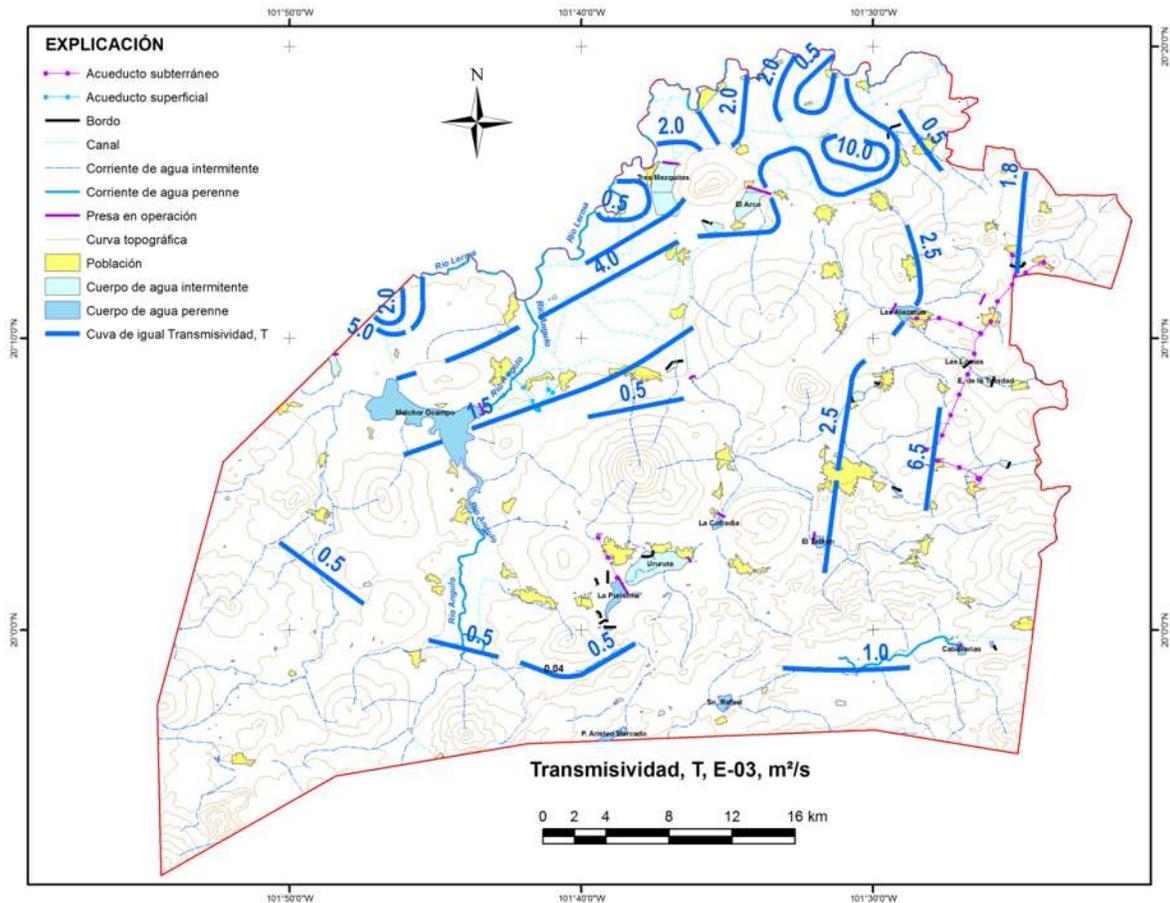


Figura 48. Distribución de transmisividad del acuífero Pastor Ortiz (CONAGUA-IMTA-SEMARNAT, 2007).

- Coeficiente de almacenamiento y rendimiento específico (S y Sy)

Por la naturaleza litológica cambiante se detectan acuíferos semiconfinados locales con 0.075 de coeficiente de almacenamiento aproximadamente.

Para fines de balance geohidrológico se adopta 0.10 como dato representativo de la condición regional.

- Conductividad hidráulica (K)

También denominada descarga específica porque representa un gasto que pasa a través de una sección transversal unitaria; tiene unidades de velocidad, [m/s] en el sistema M.K.S adoptado.

En la zona central del acuífero varía entre 0.5 y 10.0E-05 m/s, es del orden de 0.3 en su costado sur, de 3.0 a 7.0 en el lado oriente, y entre 2.0 y 10.0 en el poniente, por la parte norte, en el valle de Pastor Ortiz, entre 2.0 y 10.0E-05 m/s. Con promedio general deducido de aforos y pruebas de bombeo que resulta de 5.31E-05 m/s.

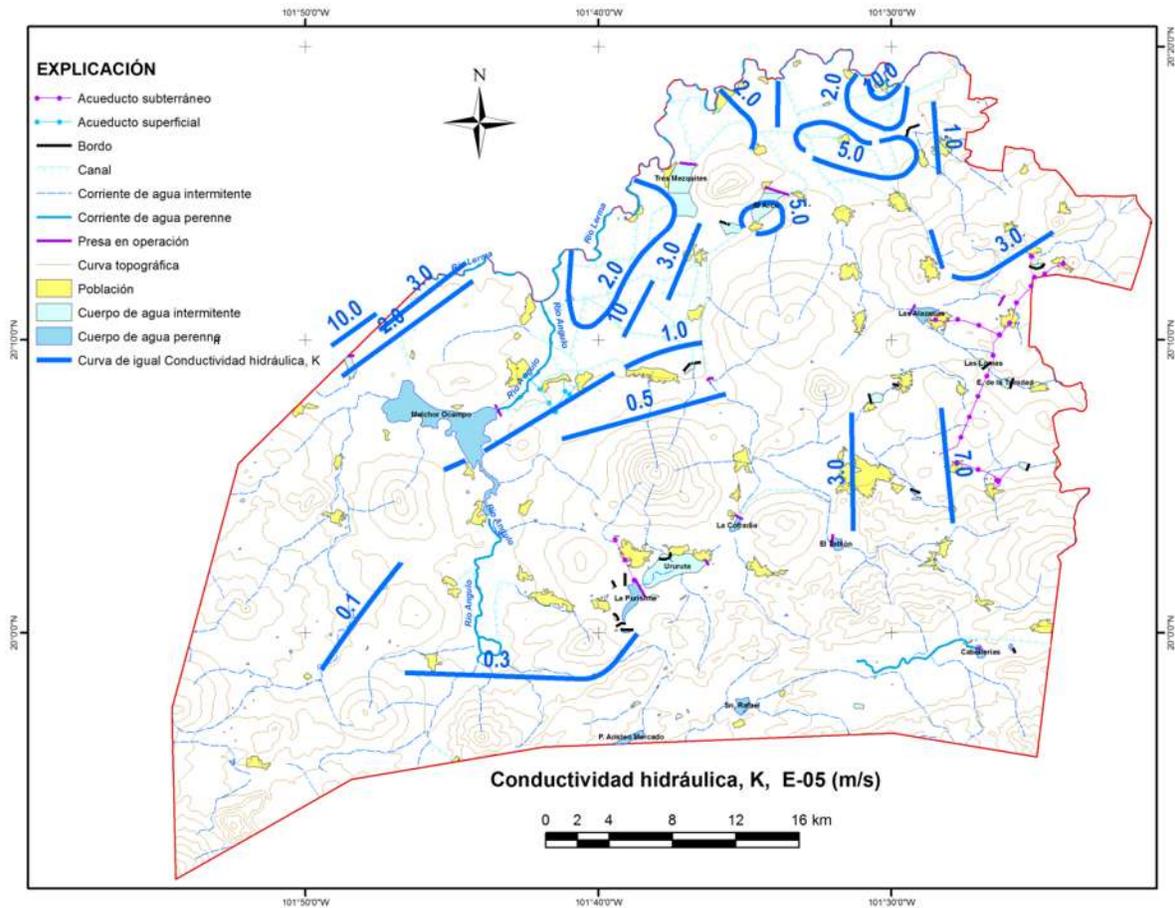


Figura 49. Distribución de la conductividad hidráulica del acuífero Pastor Ortiz (CONAGUA-IMTA-SEMARNAT, 2007).

- Gasto específico (q)

Varía con el caudal y los tiempos de bombeo de pozos, y con la permeabilidad del acuífero; equivale al rendimiento de aquellos.

- Comportamiento hidráulico

El acuífero es libre o freático, o puede ser semiconfinado en zonas locales por la interdigitación de material fino embebido en el acuífero principal.

Su coeficiente de almacenamiento regional se aproxima a 0.10.

La salida subterránea es por los valles Pastor Ortiz al N y Añichuácuaro al Noroeste, se infiere el comportamiento efluente del río Angulo sobre los acuíferos marginales, los gradientes hidráulicos del flujo resultan moderados o relativamente fuertes, las sierras volcánicas permeables por fracturamiento limítrofes actúan como áreas de recarga, tampoco se observan depresiones piezométricas significativas debido al bombeo, si existe sobreexplotación cabe esperar un descenso uniforme regional del nivel, poco probable por las variaciones hidrodinámicas e hidrométricas del acuífero.

- Evolución de nivel estático

La evolución de nivel estático para 1992–2007(Figura 51) abarca un lapso considerable para involucrar ciclos de lluvia, recarga y bombeo promedio o por arriba y debajo de éste, así que tal configuración caracteriza con razonable aproximación las condiciones piezométricas específicas del acuífero.

El nivel ha descendido hasta 25m en Pastor Ortiz, unos 20 en Tres Mezquites y Santiago Conguripo, por Panindícuaro el nivel se abatió 10 m y 15 en Angamacutiro, pero se ha mantenido constante hacia las estribaciones cerriles con escasa o nula extracción.

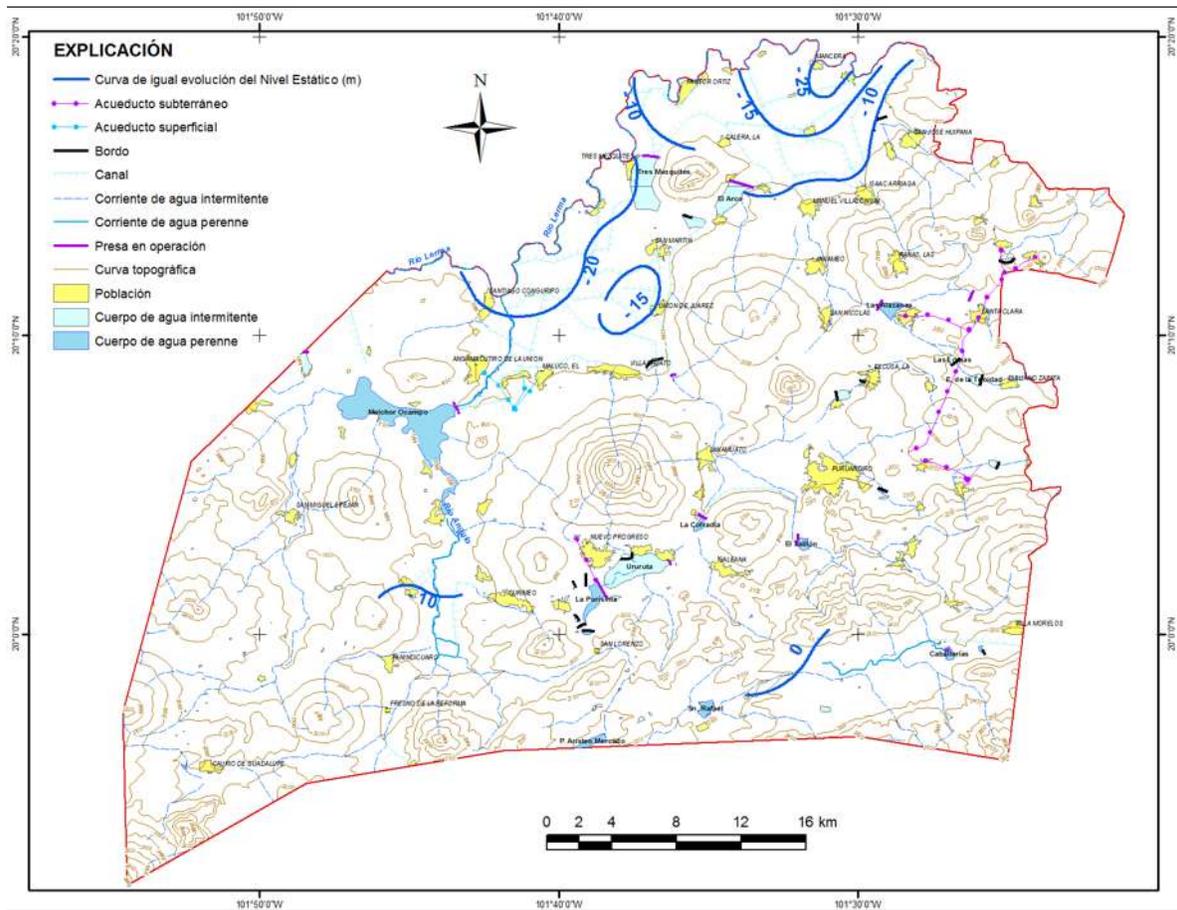


Figura 50. Evolución del nivel freático.

- Piezometría

A mayor número de pozos y rango de tiempo de registro mejor el discernimiento sobre la recuperación y descenso de niveles, así como de su comportamiento relevante por ciclo en diferentes sectores del acuífero.

El volumen anual de extracción se clasifica de acuerdo al uso a que se destina como, por ejemplo: agrícola, potable, pecuario, doméstico, industrial, servicios y comercial.

La estimación de la hidrometría de extracciones se vale de cualquiera o una combinación de los métodos citados según la información disponible, con el fin de lograr la cifra más precisa en cada caso específico; la extracción total resulta de 113.45 Hm³/año.

6.4.2 Caracterización del acuífero Zacapu

- Localización

El acuífero Zacapu se localiza en la porción centro-norte del Estado de Michoacán, entre los paralelos 19°37' y 19°57' latitud norte y los meridianos 101°24' y 101°55' longitud oeste; cubre 1239 km² de extensión superficial aproximadamente.

- Estudios Previos

Geológicamente el acuífero Zacapu se encuentra ubicado en un graben o fosa tectónica, actualmente cubierta por material clástico no consolidado; geohidrológicamente parece corresponder a una cuenca semi-cerrada, con salida por Villa Jiménez.

El flujo subterráneo es radial convergente, proviene de las sierras limítrofes, llega a las zonas bajas y sale en dirección SE-NW, por el poblado Villa Jiménez.

De las pruebas de bombeo se estiman valores de 0.52 a 3.91 x 10⁻³ m²/s para la transmisividad y la capacidad de aporte excede el volumen descargado, con unos 4.8 Hm³/año de disponibilidad adicional del acuífero.

Los aforos realizados de la descarga de manantiales, bombeo de pozos y norias resulta 17.12 y 4.89 Hm³/año respectivamente.

La geología predominante son las rocas volcánicas con secuencia alternante de tobas, brechas y piroclastos, de naturaleza basalto andesítico, así como por depósitos lacustres y aluviales, de granulometría y compacidad variables, que comprenden de terciario al reciente.

- Hidrografía

El acuífero Zacapu se ubica dentro de la Región hidrológica No. 12, Lerma-Chapala-Santiago, su límite coincide aproximadamente con el parteaguas hidrográfico de las montañas circundantes del acuífero, donde se encuentra el río La Patera que confluye poco antes de llegar a Villa Jiménez, por la margen derecha al río Angulo el cual es uno de los afluentes más importantes del río Lerma.

El río La Patera tiene dirección noreste, es el dren principal de la ciénaga de Zacapu; por Villa Jiménez se asienta el Distrito de Riego No. 22 "Zacapu". El Angulo nace

de la descarga de manantiales, los más caudalosos son los que forman la Lagunas Zacapu y Tarajero.

De datos hidrométricos mensuales de 1979 y 1980, de la estación Villa Jiménez, se determinan escurrimientos sensiblemente uniformes durante el estiaje y las lluvias, deduciéndose buena permeabilidad y consecuentemente alta capacidad de infiltración de los materiales superficiales del acuífero.

Se estima un escurrimiento de 1.65 m³/s que aporta la Laguna Zacapu al río Angulo, este funciona como colector general de la cuenca y se une por la margen izquierda al Lerma, a lo largo de 60km de recorrido recibe descargas de una extensa red de drenes agrícolas en la Ciénaga y en los valles de Panindícuaro y Angamacutiro, más adelante la Presa Melchor Ocampo aprovecha al Angulo para su embalse.

- Geología

Es carácter explosivo similar al eje Neovolcánico, cuyas emisiones cubrieron el basamento preexistente y están representadas por rocas de composición basalto andesítica. La composición andesítica se transforma en andesítica con alternancia de derrames brechas y piroclásticos finos a medios durante el Terciario y Cuaternario.

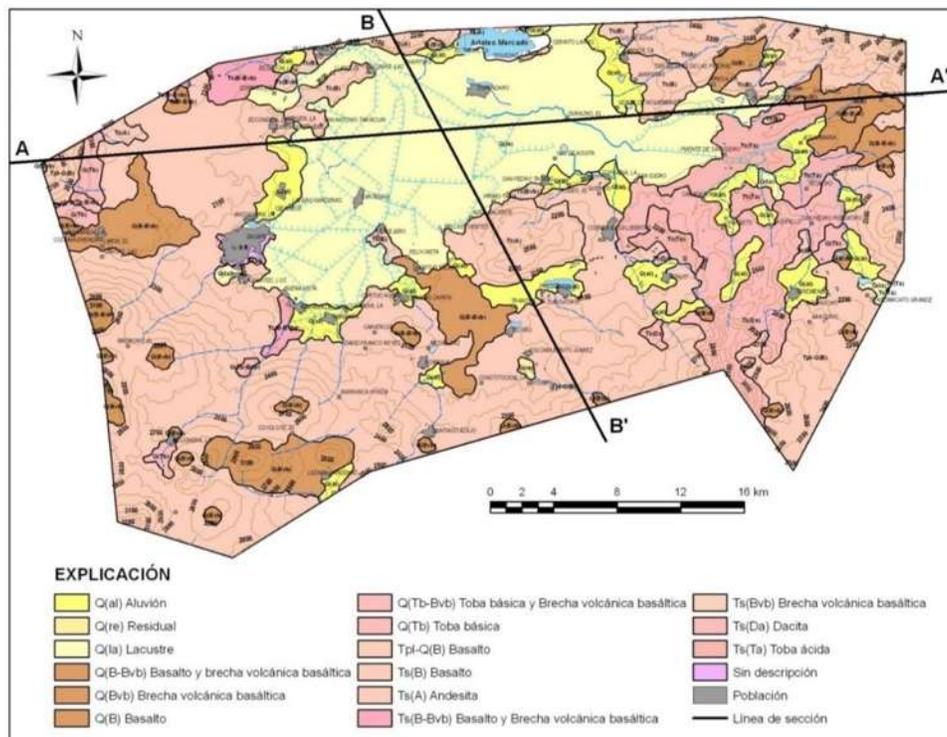


Figura 51. Geología general del acuífero Zacapu (CONAGUA-IMTA-SEMARNAT, 2007).

- Geología del subsuelo

La siguiente es una descripción de la estratigrafía en el subsuelo del área de estudio con secciones esquemáticas representadas en las Figuras 53 y 54.

El basamento litológico originado en el Cretácico Superior se encuentra ubicado aproximadamente a 1000m de profundidad está constituido por rocas marinas de origen carbonatado y clástico Ks, como caliza, lutita y marga.

De manera discordante sobreyacen rocas terciarias de composición basáltica Ti(B) de unos 200 m de espesor, mientras que en el oriente se acuña una estructura formada por derrames y piroclastos andesíticos Ti(A).

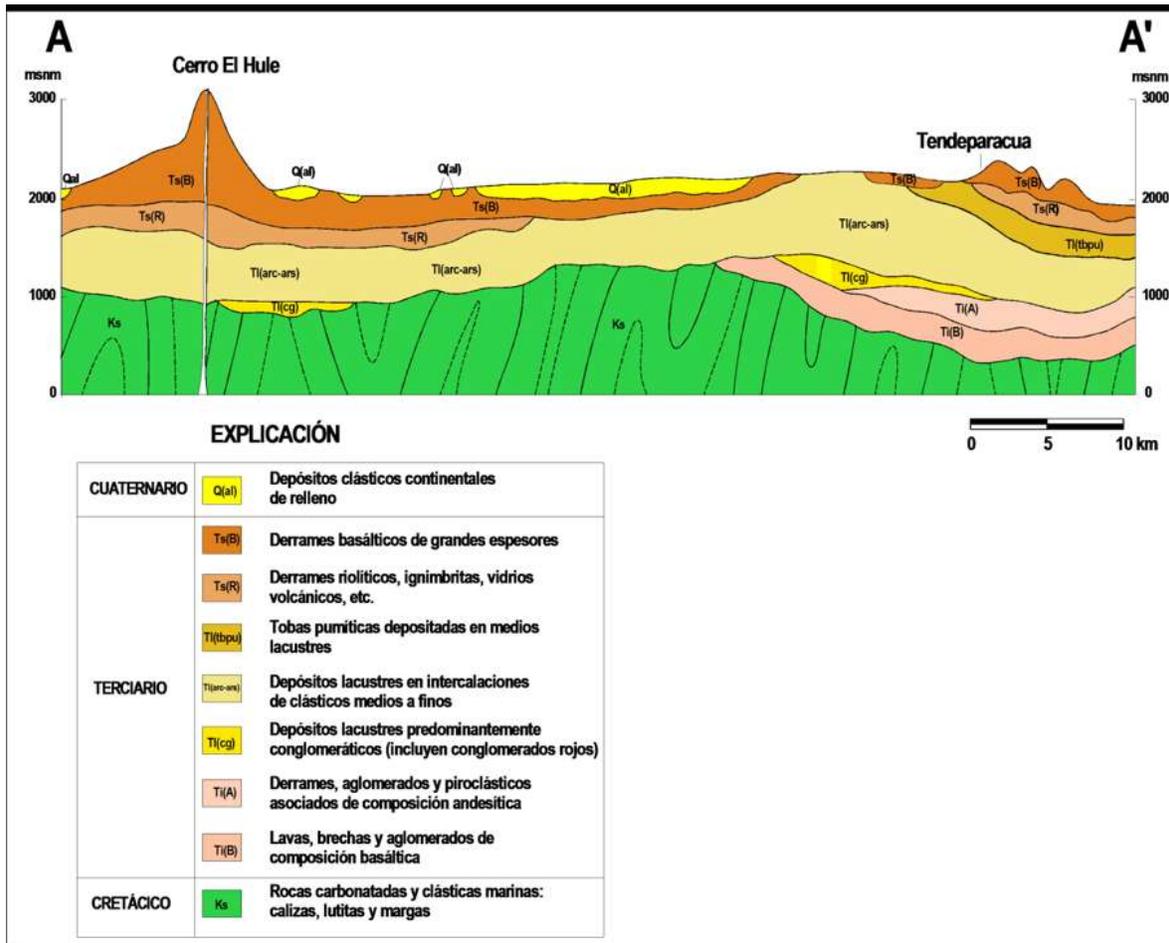


Figura 52. Sección geológica A – A' (CONAGUA-IMTA-SEMARNAT, 2007).

Con geometría irregular también descansan depósitos lacustres TI(cg), con abundancia de conglomerados rojos de poco espesor, en forma alternante se encuentran estos mismos depósitos lacustres con intercalaciones de clásticos medios a finos TI(arc-ars), aflorando al oeste de Huaniqueo, con un espesor estimado de 500 m.

Los lacustres son cubiertos por una franja de tobas pumíticas Tl(tbpu) de igual origen, de aproximados 200 m de espesor, a estos le siguen piroclastos Ts(R), derrames, ignimbritas y vidrios volcánicos de composición riolítica, con cerca de 500m de espesor. Se muestran a continuación derrames y piroclastos basálticos Ts(B) de gran espesor correspondientes al Terciario Superior.

Finalmente, en la parte superior se encuentran basaltos y sedimentos lacustres del Cuaternario Q (Ia), bien expuestos en las zonas bajas.

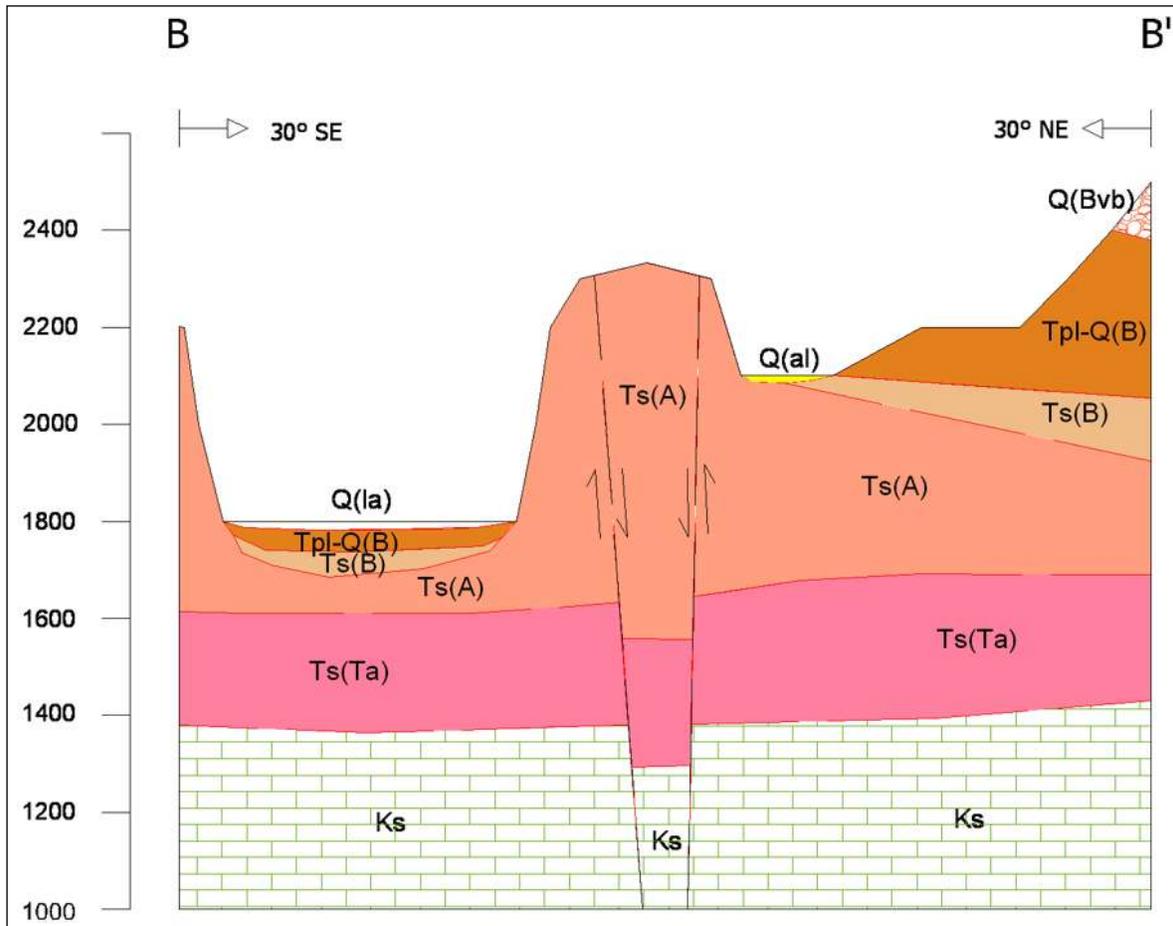


Figura 53. Sección geológica B – B' (CONAGUA-IMTA-SEMARNAT, 2007).

- Hidrogeología

Del análisis geológico, geofísico, hidrodinámico y piezométrico se determina que los acuíferos son de tipo libre o freático a escala regional, o semi-confinados localmente. Con una posible interconexión de los materiales del subsuelo saturado y permeable funcionando como unidad hidrogeológica

Por sus enormes dimensiones y grado de fracturamiento relativamente desarrollado revisten más importancia hidrológica las rocas de origen volcánico que los materiales lacustres o de relleno.

Un acuífero libre tiene rendimiento específico regional de 0.10 o 0.15 y de 0.075 en promedio es el coeficiente de almacenamiento del semiconfinado.

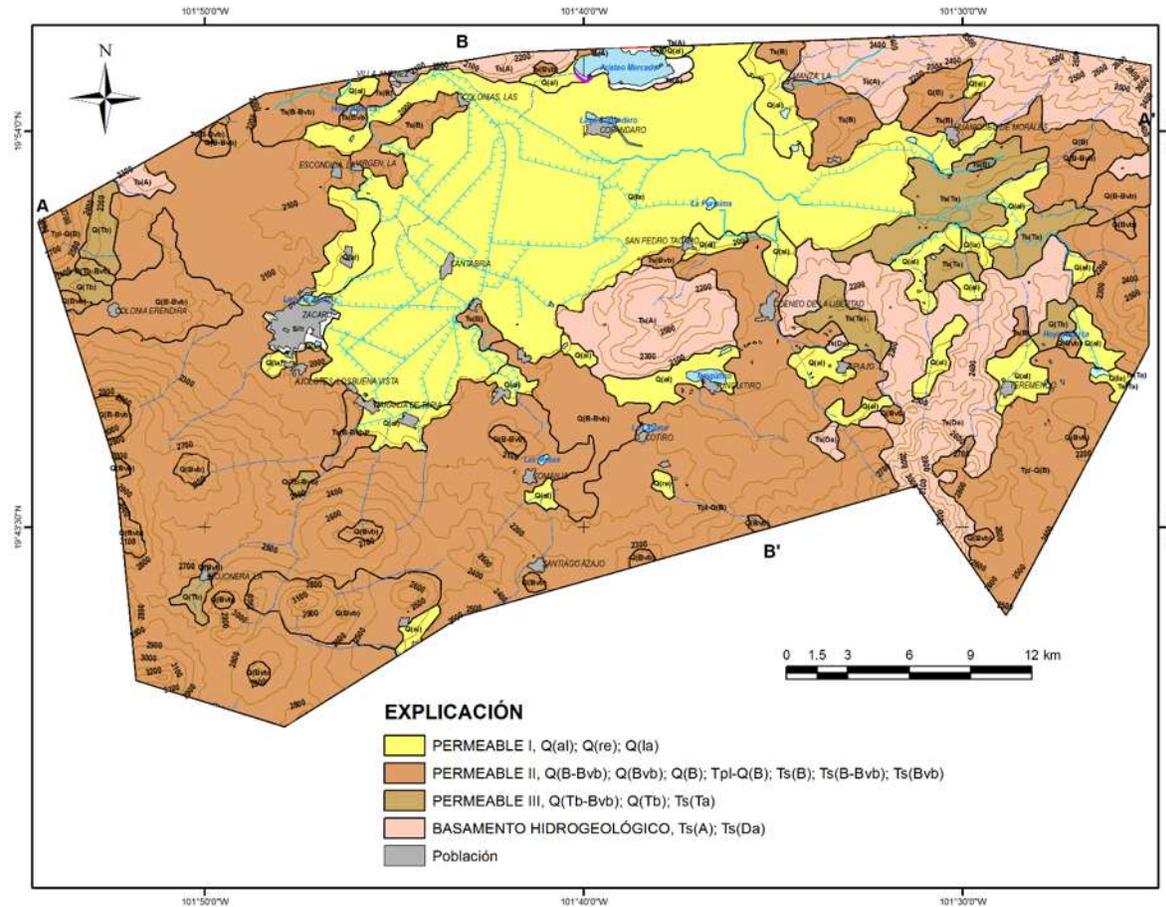


Figura 54. Hidrogeología general del acuífero Zacapu (CONAGUA-IMTA-SEMARNAT, 2007).

- Modelo conceptual del funcionamiento

El esquema dinámico diferencia tres grupos de elementos variables que corresponden a entradas, cambio de almacenamiento y salidas.

Las entradas corresponden a recarga natural vertical, recarga por pérdidas en redes de agua potable, recarga por retornos de riego y recarga por flujo lateral subterráneo.

Las salidas son por bombeo, evapotranspiración, flujo lateral subterráneo y gasto base.

El cambio de almacenamiento representa la pérdida o ganancia de las reservas dinámicas, ya sea que en el intervalo y área de balance haya ocurrido abatimiento o recuperación de los potenciales piezométricos, respectivamente.

El enlace entre entradas y salidas son los parámetros de tipo distribuido que definen las propiedades hidrodinámicas del sistema.

La alimentación subterránea a las lagunas de la porción centro norte del acuífero provienen de las zonas elevadas perimetrales, definidas por los cerros Tule, Tecolote y Caja, donde se origina el flujo subterráneo radial concéntrico hacia el valle.

En términos generales se considera al acuífero con gran potencial y recarga superior a las extracciones, mostrado en algunos sitios artesianos de la planicie.

6.4.2.1 parámetros hidrogeológicos

Las características hidráulicas de los acuíferos se estimaron a partir de pruebas a gasto constante y escalonado, en régimen transitorio, para acuíferos confinados o libres de espesor saturado mucho mayor que los descensos provocados por el bombeo, las pruebas corresponden a pozos representativos del acuífero en estudio.

Son ensayos útiles para estimar la conductividad hidráulica horizontal, el coeficiente de transmisividad, las pérdidas de carga de formación y construcción, así como el grado de eficiencia del pozo de bombeo en relación con aspectos de diseño o problemas de obturación y deterioro de la rejilla.

- Coeficiente de transmisividad (T)

Por Zacapu, en la porción centro poniente del acuífero, varía entre 2.0 y 20.0, con distribución local de 40.0 a 90.0E-03 m²/s, de 1.5 a 30.0E-03 en la parte sur oriental, entre 2.0 y 15.0E-03 en la zona norte, y de 2.0 a 5.0E-03 m²/s en el límite noreste.

El promedio pesado regional es 6.8E-03 y 35.1E-03, o 20.95E-03 m²/s como media global.

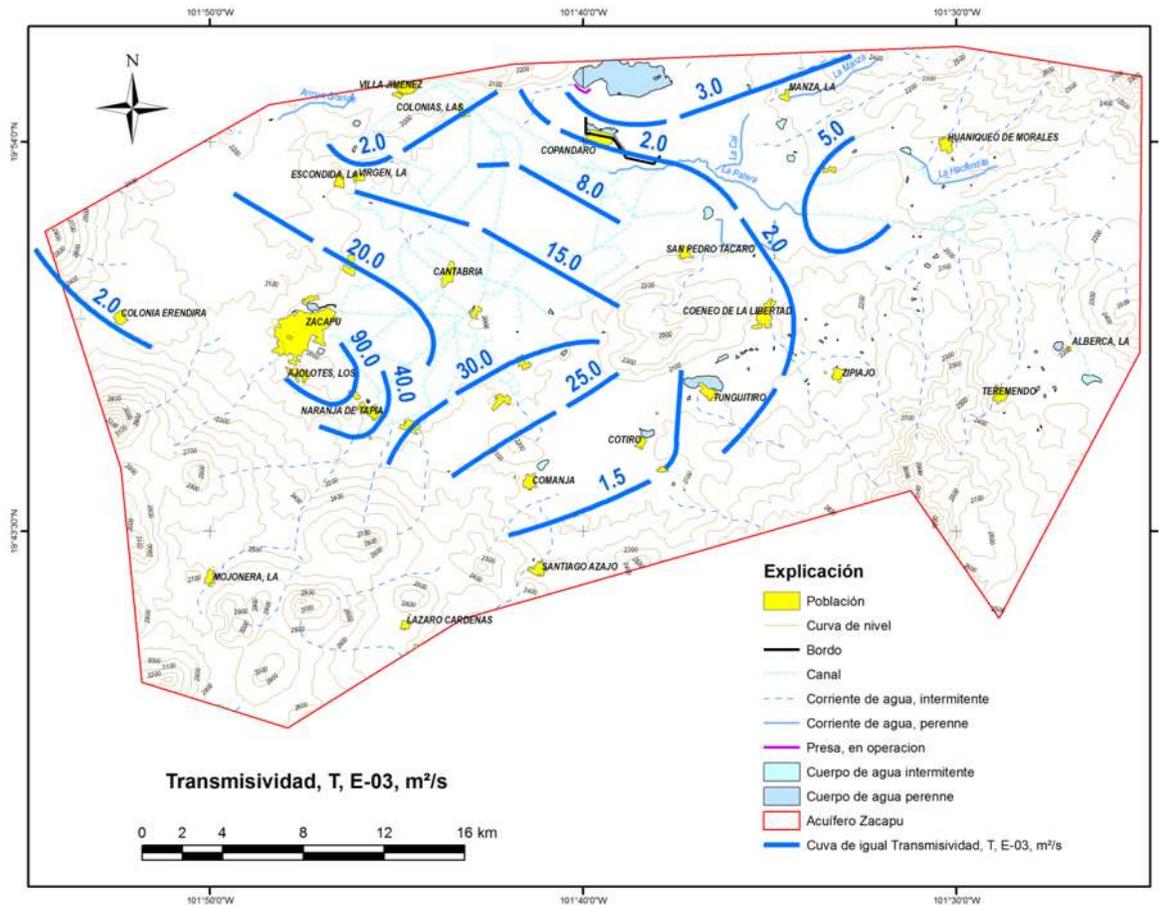


Figura 55. Distribución de transmisividad del acuífero Zacapu (CONAGUA-IMTA-SEMARNAT, 2007).

- Coeficiente de almacenamiento y rendimiento específico (S y Sy)

Desde el punto de vista local se detectan acuíferos semi-confinados cuyo coeficiente de almacenamiento se aproxima a 0.075.

- Conductividad hidráulica (K)

En los lados norte y oriental del acuífero varía entre 1.00 y 5.00E-05 m/s, de 5.00 a 20.00E-05 en la zona de riego de la porción central del valle, en el costado sur entre 2.00 y 30.00E-05, y entre 2.00 y 50.00E-05 m/s en la porción oeste, por Zacapu se encuentran las rocas más permeables.

Los promedios son 3.64E-04 para las pruebas de aforo y 8.86E-05 para las de bombeo, con 22.63E-05 m/s de valor medio general. El caudal específico y gasto de pozos es directamente proporcional a la permeabilidad y los resultados pueden variar conforme a la naturaleza de los materiales.

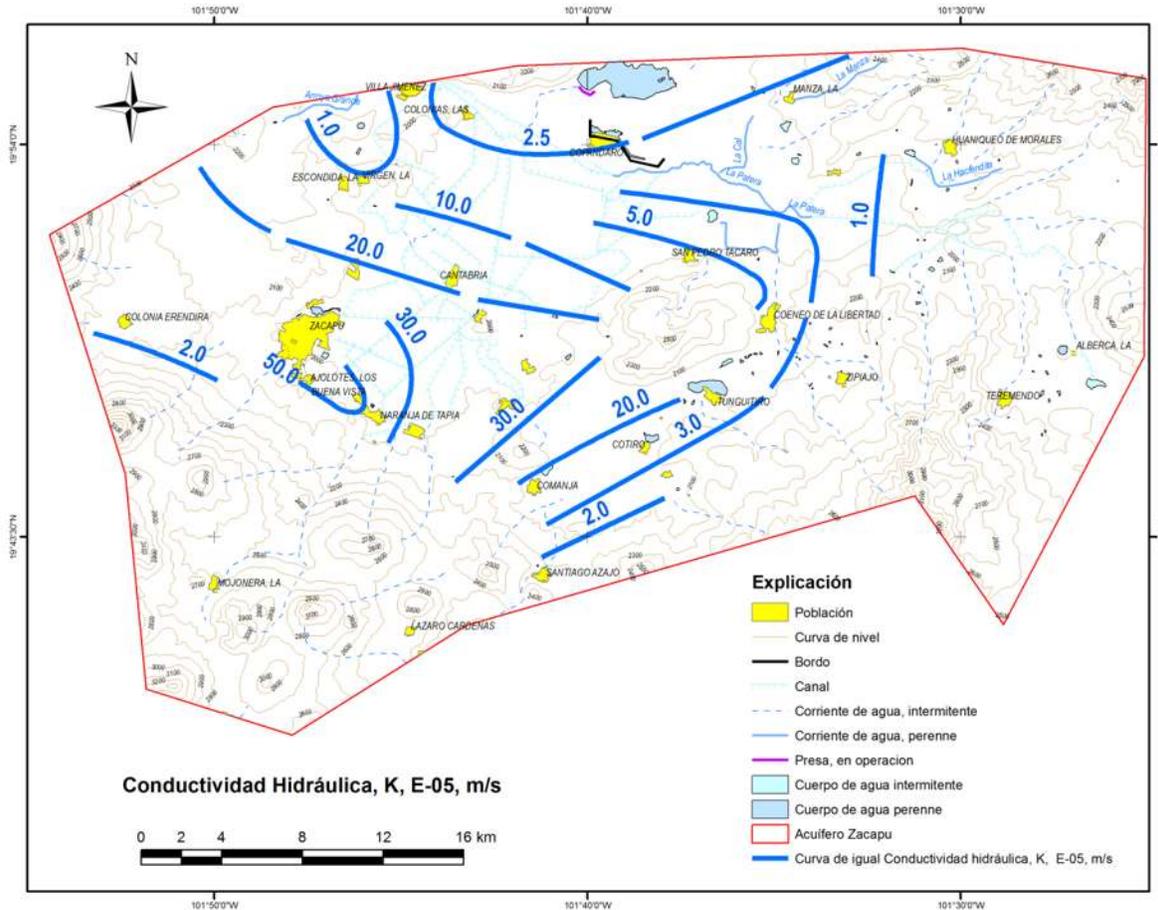


Figura 56. Variación de la conductividad hidráulica del acuífero Zacapu (CONAGUA-IMTA-SEMARNAT, 2007).

- Gasto específico (q)

Su comportamiento es análogo al de la permeabilidad y transmisividad, en general adoptan valores muy aceptables todos ellos; a nivel de cuenca fluctúa entre 0.5 y 90.0 lps/m, con valores medios de 35.1 en los afloros y 4.3 lps/m de abatimiento en la prueba de gasto constante; su promedio global es 19.7 lps/m.

Este parámetro varía con el caudal instantáneo y con los tiempos de bombeo, a medida que el gasto específico se incrementa el acuífero es más permeable, son menores los niveles de bombeo y los costos de operación se reducen.

- Comportamiento hidráulico

A escala regional, el acuífero de Zacapu es de tipo libre, y localmente de tipo semiconfinado. Las rocas de origen volcánico, por su amplia distribución y grado de fracturamiento muy desarrollado, son las que presentan mayor importancia hidrológica, por encima de los materiales lacustres o de relleno.

- Evolución de nivel estático

Existen pocos registros de niveles de agua, solo se identifican unos cuantos pozos con datos piezométricos a partir de los cuales se elabora la configuración relativa al lapso 1982 - 2007, (Figura 58). La evolución piezométrica sugiere condiciones estables de la posición de nivel o recuperaciones entre 0.5 y 5.0 m, entre 0.5 y 4.0 m y del orden de 0.5 m, al noreste, sur y zona central del acuífero, respectivamente; en su flanco sur occidental se infiere una posición constante del nivel sin cambio apreciable.

En las partes altas se observa localmente 11.00, 5.35 y 6.28 m de recuperación, y 0.30 m en el valle; el periodo de análisis es 1982-2007.

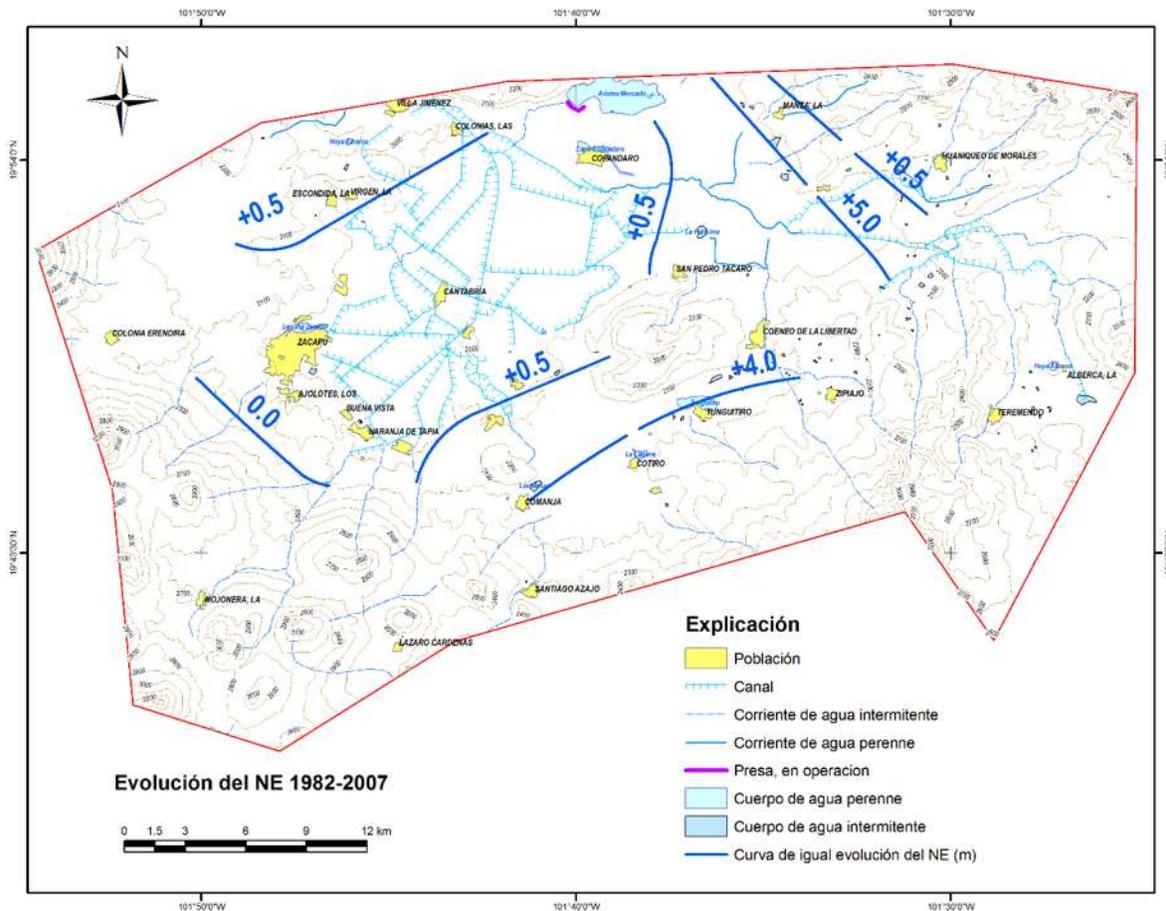


Figura 57. Evolución de los niveles estáticos del acuífero Zacapu (CONAGUA-IMTA-SEMARNAT, 2007).

- Piezometría

Se utiliza la información piezométrica obtenida durante el levantamiento del censo de pozos, actividad realizada durante los meses de noviembre y diciembre de 2007, y los niveles estáticos anteriores disponibles de obras piloto que se correlacionaron razonablemente con la numeración actual asignada. Se estiman 47.06 Hm³/año de extracción total.

6.4.3 Monitoreo de niveles piezométricos

El monitoreo de niveles piezométricos se realizó en dos temporadas del año 2017, siendo la primera en temporada de estiaje (marzo) y temporada de lluvias (septiembre). Dicho monitoreo se logró con la ayuda de la brigada de la Comisión Nacional del Agua, y la brigada por parte de la Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo (UMSNH), monitoreando un total de 37 pozos por temporada (Figura 59), teniendo algunos problemas de medición, debidos al equipo, el cual no contaba con el cable necesario para llegar al nivel piezométrico, por otro lado, algunos pozos ya no estaban en funcionamiento y estaban derrumbados, otros no contaban con aberturas para poder introducir la sonda o cable de nivel piezométrico, por mencionar algunas.

En las siguientes Figuras se muestra las mediciones de nivel piezométrico las cuales deben de realizarse a partir del brocal de la bomba, el cual ya está nivelado, y que dichos datos los tiene la CONAGUA.

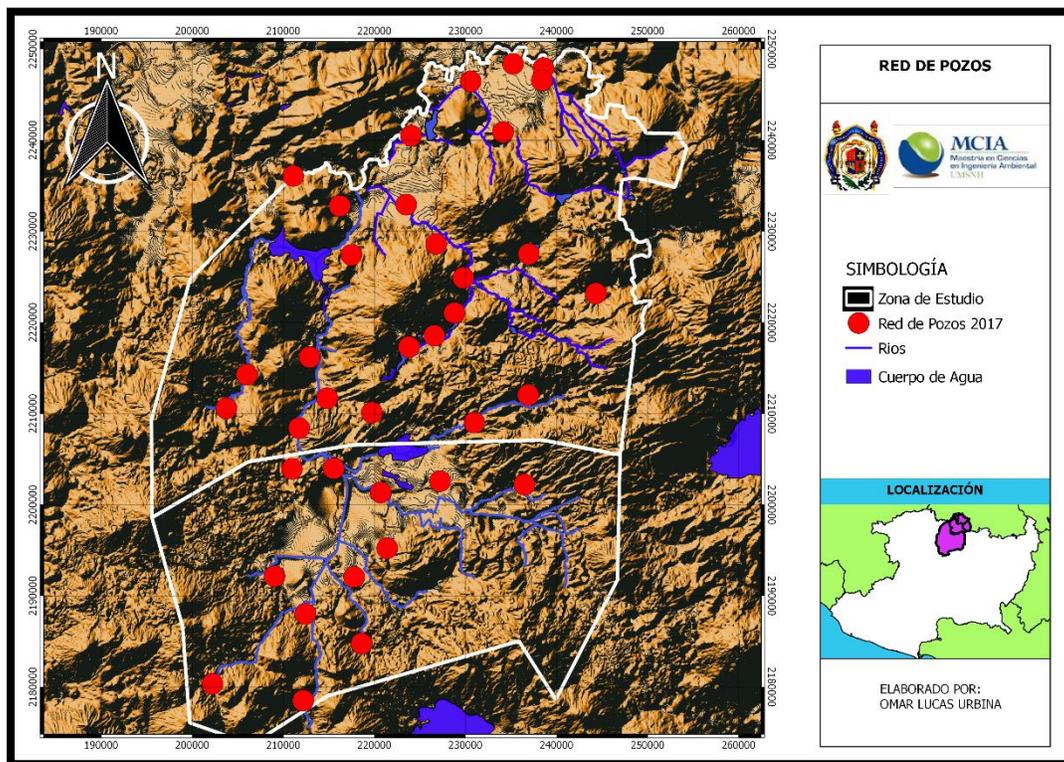


Figura 58. Red de monitoreo para esta investigación.



Figura 59. Medidores para nivel piezométrico.



Figura 60. Medición de niveles piezométricos en diversos pozos.

6.4.4 Análisis de niveles piezométricos

Cabe mencionar que todos los pozos que se monitorearon contaban con brocal nivelado, es decir, cuentan con elevación con respecto del nivel medio del mar. Una vez capturado los registros de niveles y ubicados en un SIG, se procedió con el análisis de la evolución piezométrica, teniendo así registros de 2007, 2012, 2014 y 2017, por lo que en las siguientes Figuras 62, 63, 64 y 65 se muestran la evolución de los niveles estáticos de la zona de estudio, y obteniendo un perfil longitudinal incluyendo el nivel del terreno y el nivel estático. Con dichos perfiles, y creación de archivos tipo ráster fue posible realizar los isopiezas para cada año mostrados en las Figuras 67 y 68, y con ello determinar la confiabilidad de los niveles piezométricos de los registros anteriores, ya que algunos de ellos, se encontraban en nivel dinámico, es decir, al momento de la lectura del nivel, el pozo se encontraba prendido, bombeando agua, ocasionando un descenso importante en el nivel, y dando que nos interesa conocer el nivel estático estos datos eran sacados del análisis y no se requerían para dichas isopiezas.

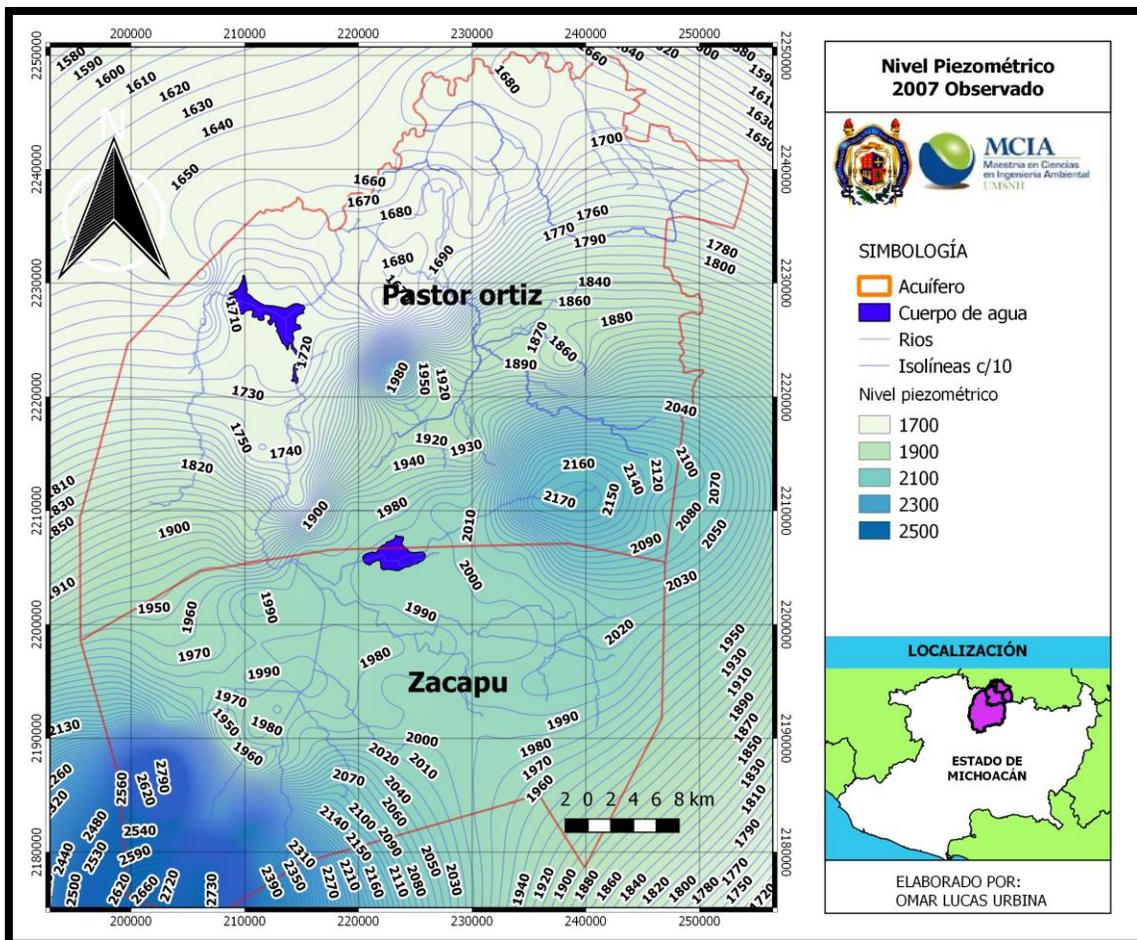


Figura 61. Líneas piezométricas observadas para el año de 2007.

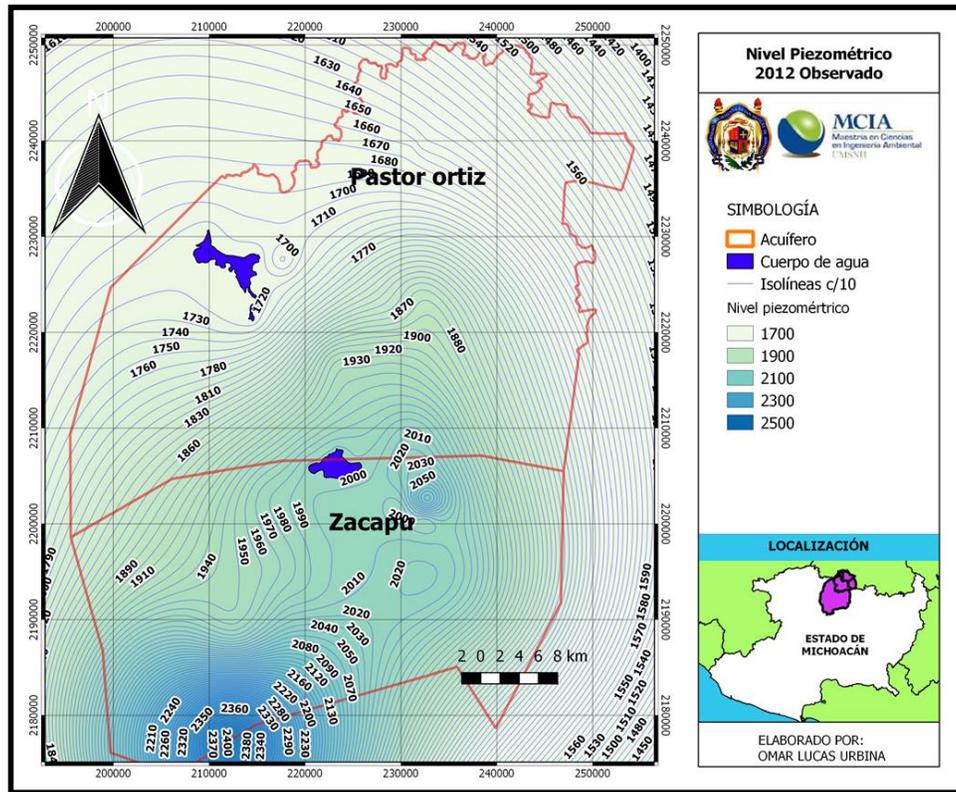


Figura 62. Líneas piezométricas observadas para el año de 2012.

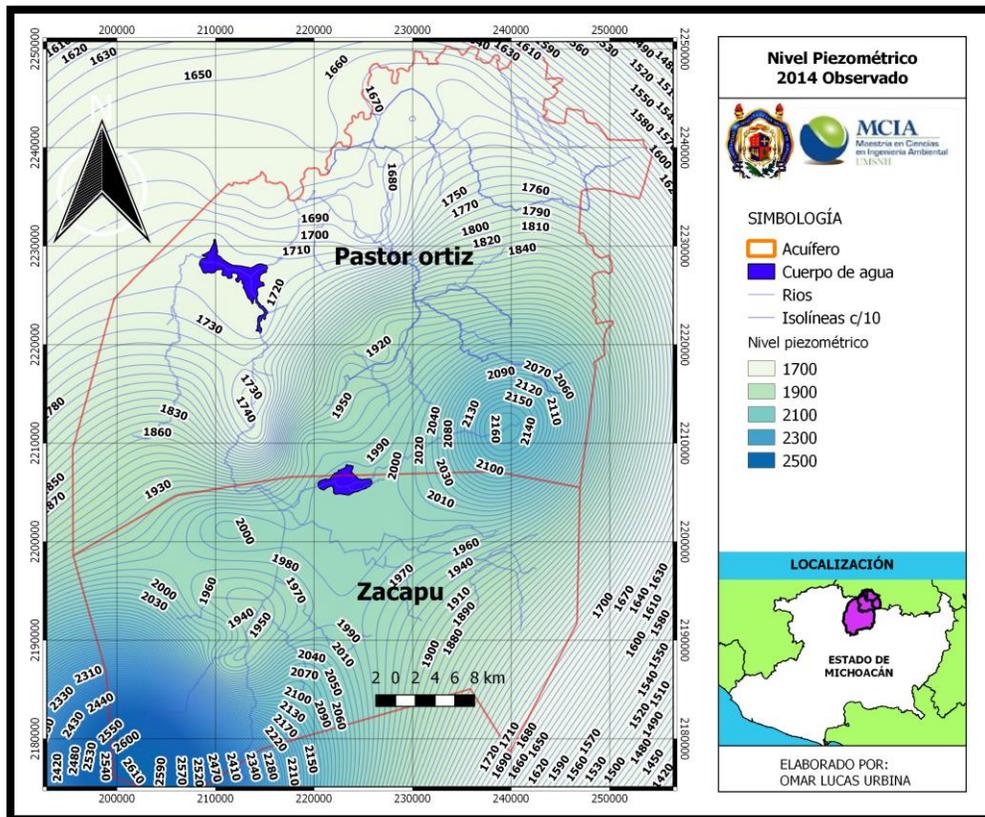


Figura 63. Líneas piezométricas observadas para el año de 2014.

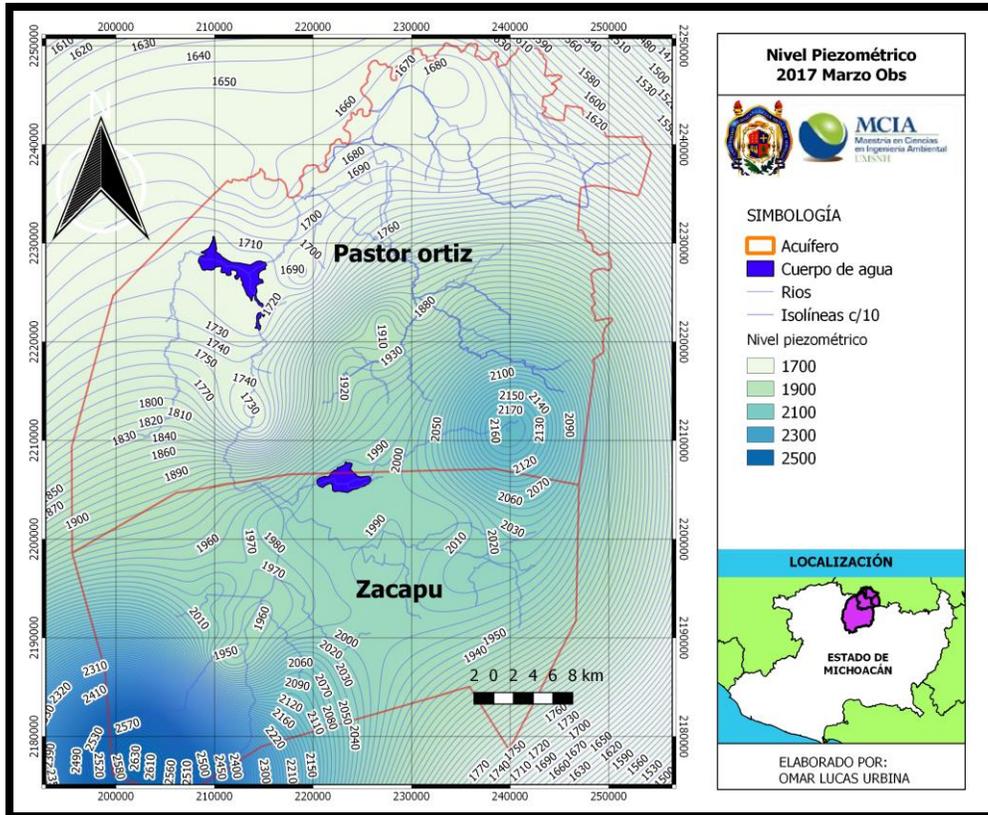


Figura 64. Líneas piezométricas observadas para el año de 2017.

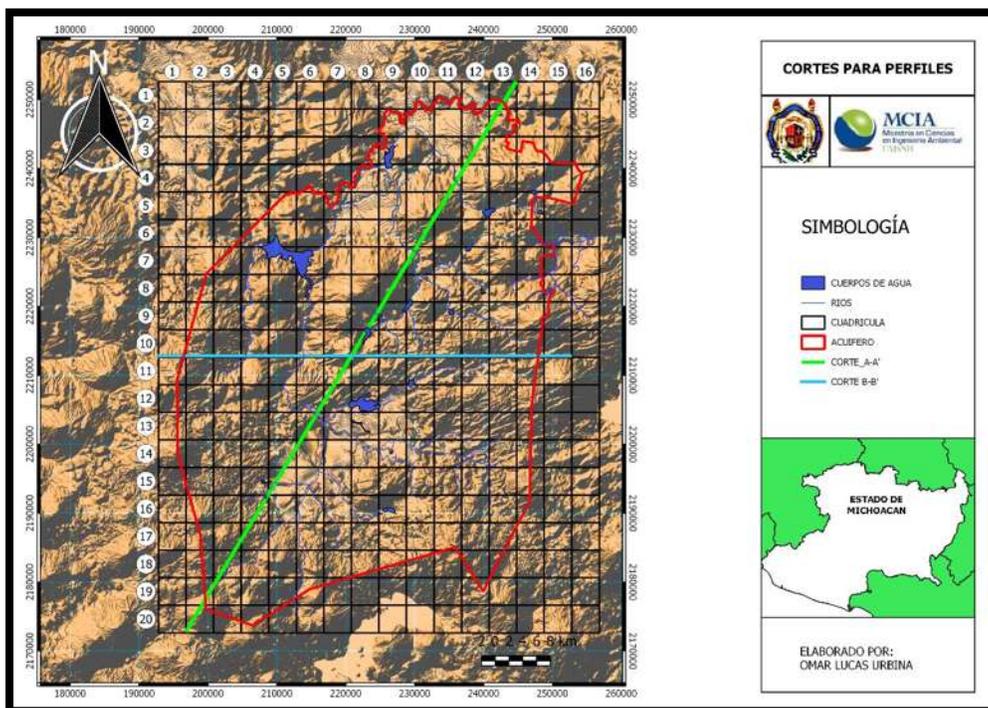


Figura 65. Cortes para la evolución del nivel estático.

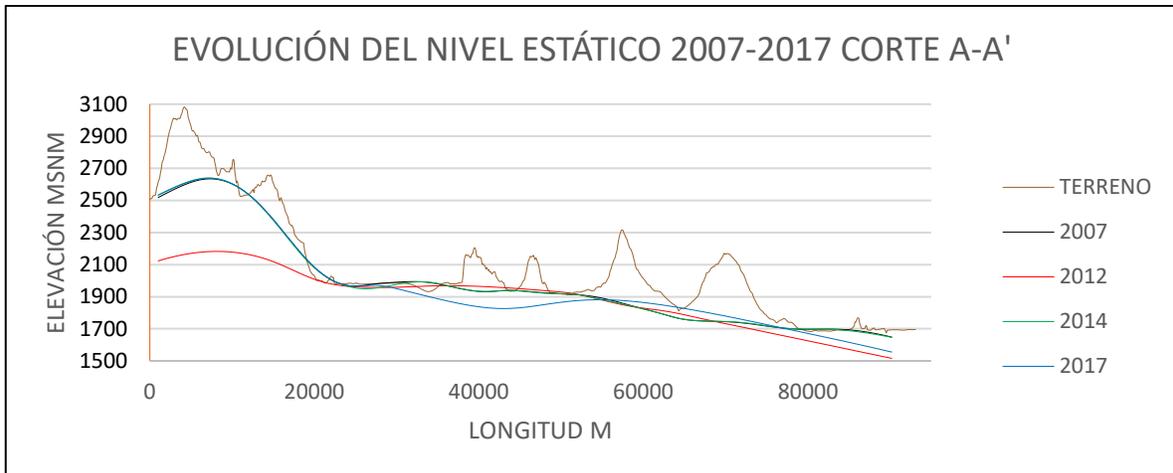


Figura 66. Corte A-A' de la evolución del nivel estático de la zona de estudio.

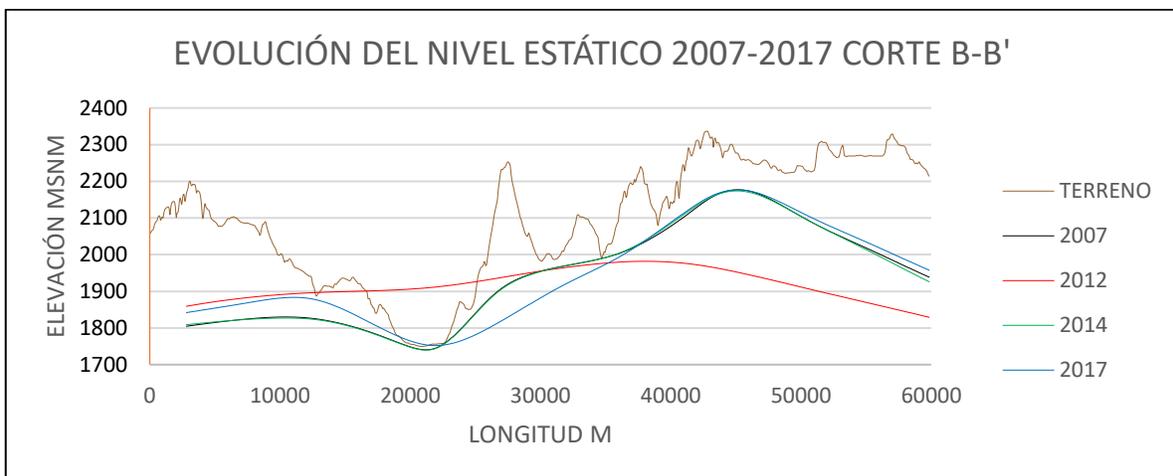


Figura 67. Corte B-B' de la evolución del nivel estático de la zona de estudio.

Se observa que en los diferentes perfiles de la Figura 67 y 68, los perfiles de los 4 años con registros de niveles piezométricos siguen una tendencia de descenso del nivel, cabe mencionar que en donde se observa un nivel más bajo es para el año 2012, el cual es debido a que en dicho año no se tuvieron registros en esas zona, por lo que al momento de hacer la interpolación resultan niveles muy bajos. Para la calibración del modelo en MODFLOW se tomaran los lugares en donde los perfiles son muy parecidos. Para el corte B-B' sucede que para los registros de 2012 resultan no ser muy confiables que son lo que se muestran en la línea roja. En cuestión de los otros tres años su tendencia es muy similar. En general se aprecia

que en las zonas altas es donde el nivel piezométrico se mantiene, siendo estas zonas de recarga.

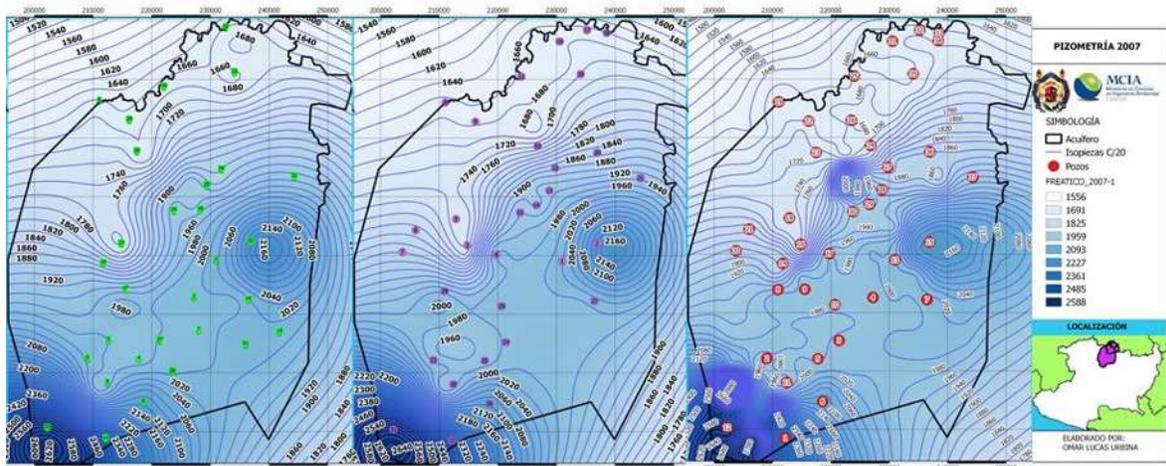


Figura 68. Variación del nivel piezométrico de los acuíferos Zacapu y Pastor Ortiz.

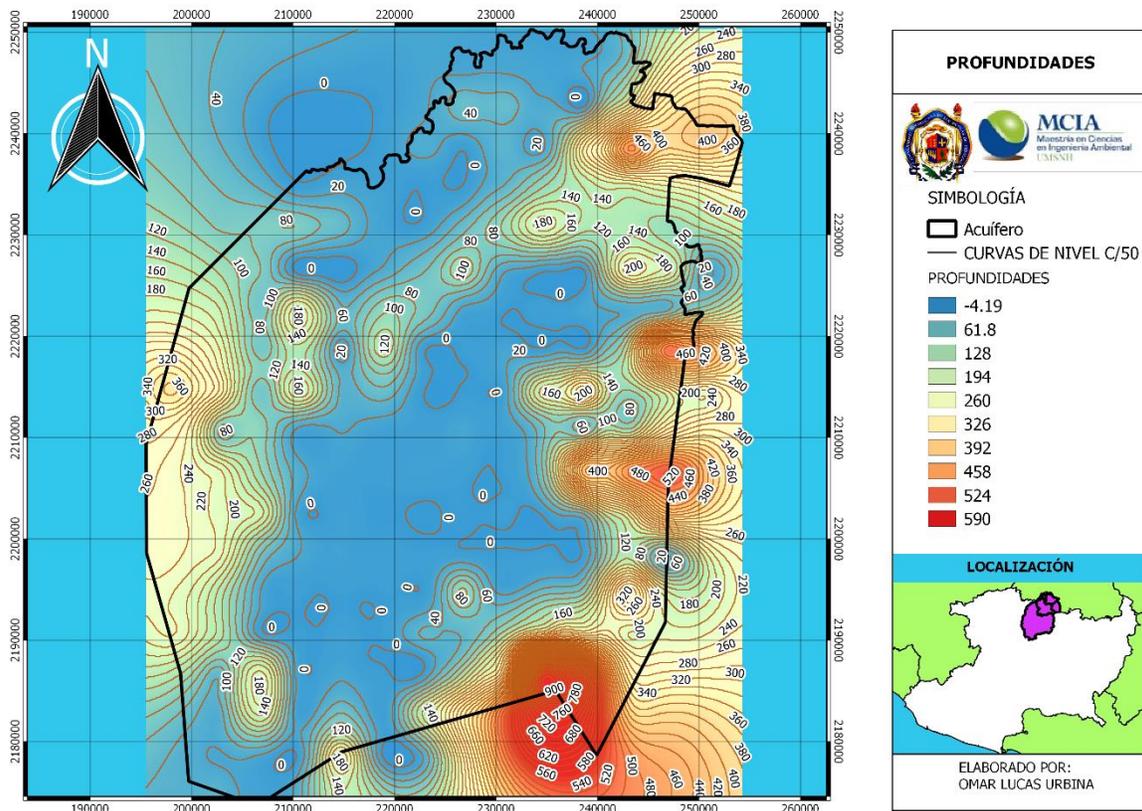


Figura 69. Profundidades del nivel piezométrico.

6.4.5 Configuración del modelo matemático

Siguiendo la estructura de la metodología la modelación de los acuíferos Zacapu y Pastor Ortiz se desarrolló de la siguiente manera:

- Definición de geometría y parámetros hidrodinámicos.

La geometría del modelo comprende un mallado con celdas de 4000m x 4000m compuesto por 16 columnas y 20 filas en las cuales se abarcaron ambos sistemas hídricos subterráneos Figura 71, siendo un total de 320 celdas, de las cuales 115 fueron del tipo inactivas, las 205 restante fueron activas Figura 72.

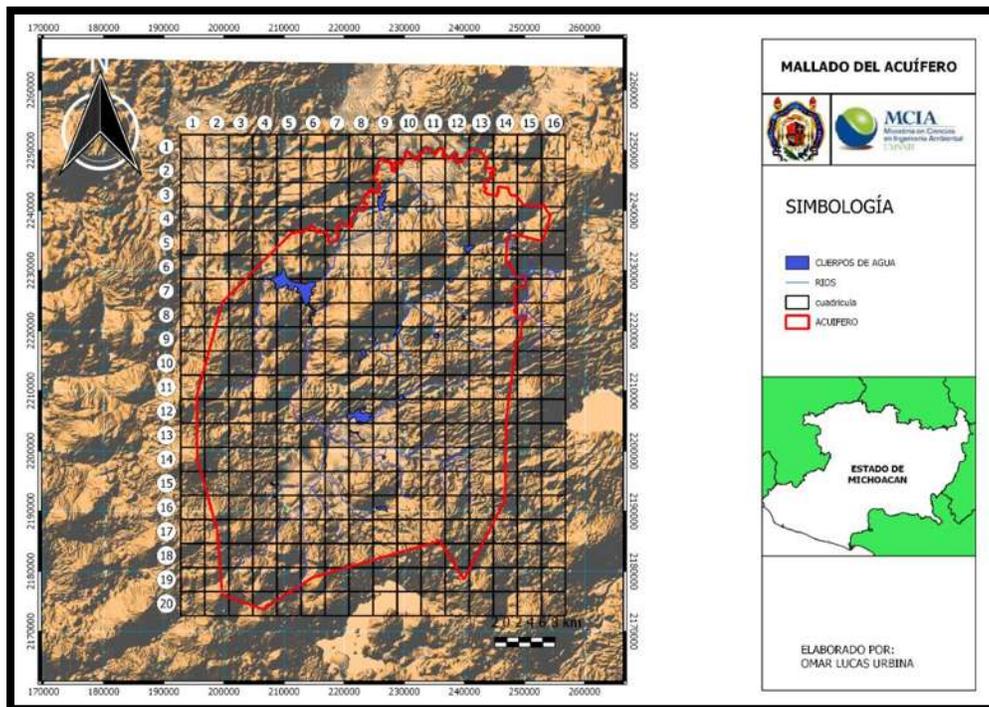


Figura 70. Rejilla de 4000m por 4000m ajustada a los acuíferos Zacapu y Pastor Ortiz.

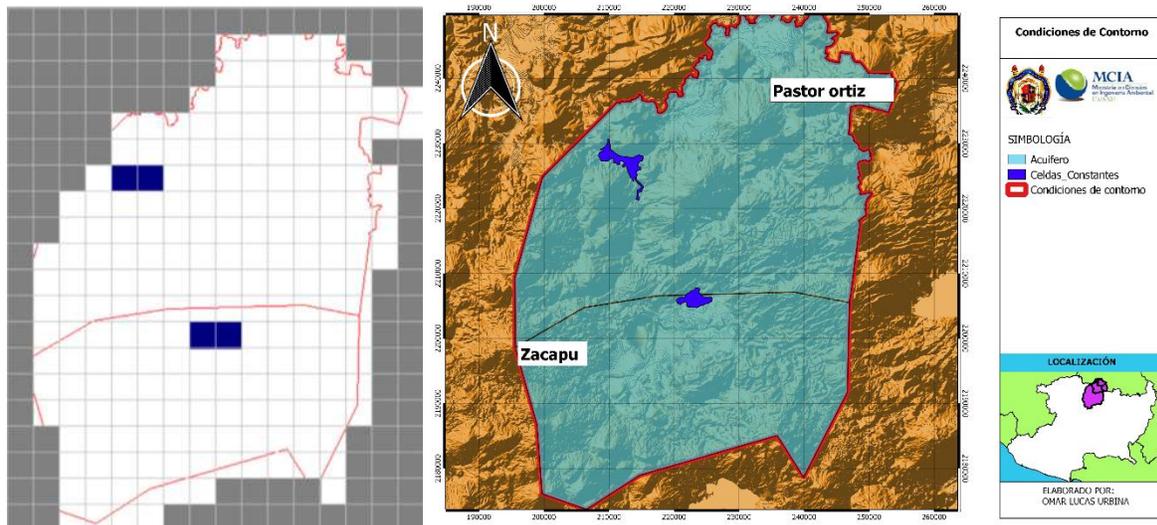


Figura 71. Configuración del acuífero en PMWIN - MODFLOW.

La distribución del nivel de terreno fue obtenida a partir del MDE, el cual proporciona las alturas para cada una de las celdas, previo procesamiento en QGIS, tal como se aprecia en la Figura 73.

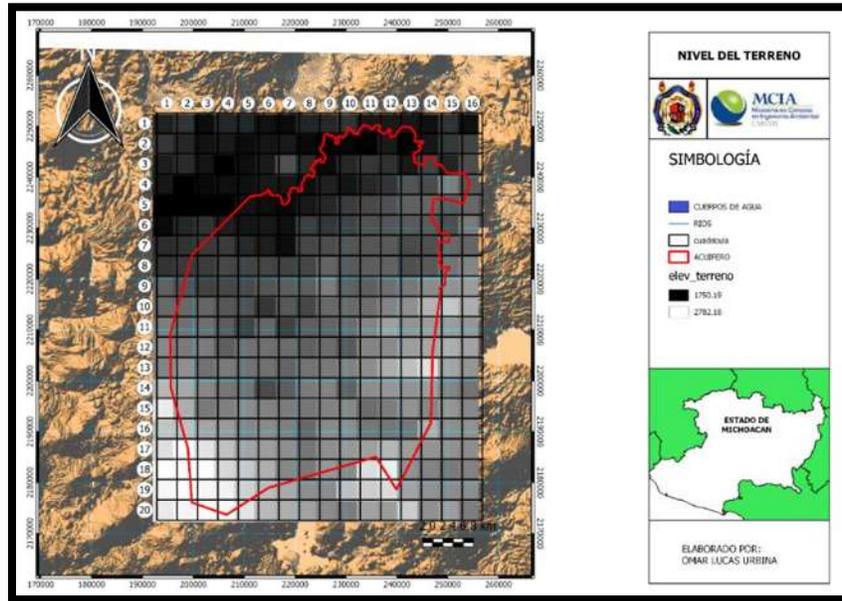


Figura 72. Nivel del terreno para cada una de las celdas del sistema subterráneo.

Se deben de ingresar la información de conductividad hidráulica, la cual fue extraída del estudio realizado en 2007 (CONAGUA-IMTA-SEMARNAT, 2007), (Figura 74).

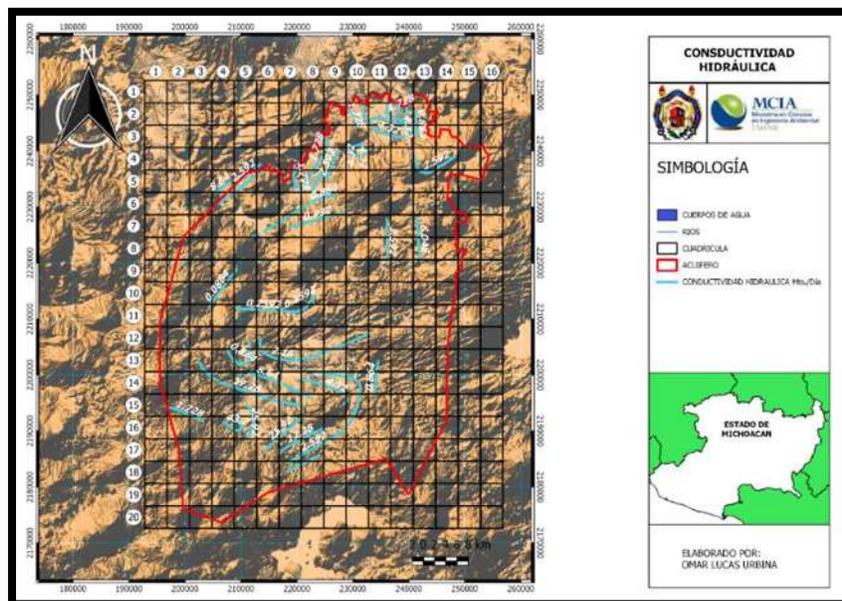


Figura 73. Conductividad hidráulica para el sistema subterráneo en metros/día.

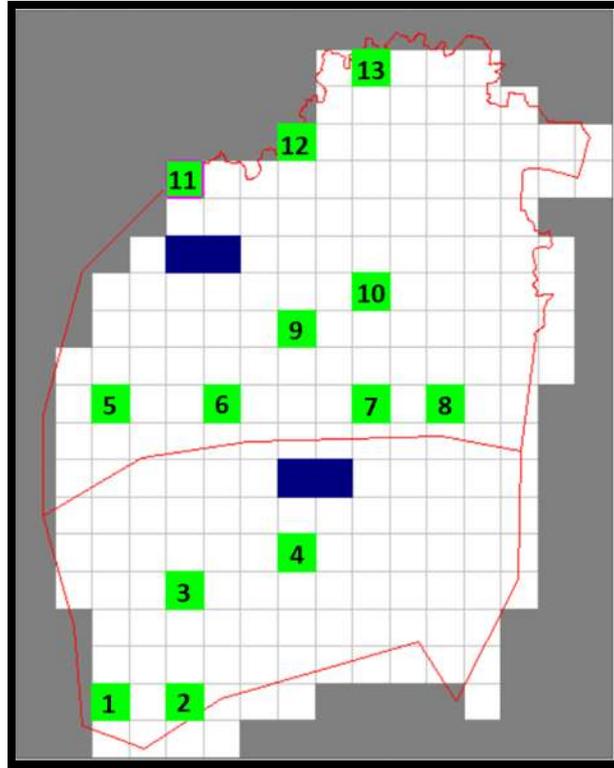


Figura 74. Distribución espacial de celdas para la calibración.

- Selección de celdas para la calibración

Dado el análisis realizado del nivel piezométrico observado de 4 periodos referidos a los años 2007, 2012, 2014 y 2017, se descartó la información del año 2012 por carecer de suficiente información que abarcara en su totalidad el acuífero. Así se llegó a la selección de 13 celdas para la calibración, realizando una correlación entre los datos del 2014 y 2017 con los del 2017, resultando un resultado cercano a uno, estadísticamente indicando que la información tiene una tendencia muy similar. Su distribución se aprecia en la Figura 75.

- Entradas y salidas

La información necesaria para armar el modelo consistió en preparar la información en archivos de “texto delimitado por tabulaciones”, con valores para las 320 celdas del modelo; de los archivos generados fueron:

- Recarga al acuífero
- Recarga inducida por el distrito de riego
- Extracciones del acuífero por el método de bombeo, incluyendo todos los usos
- Salidas por manantiales

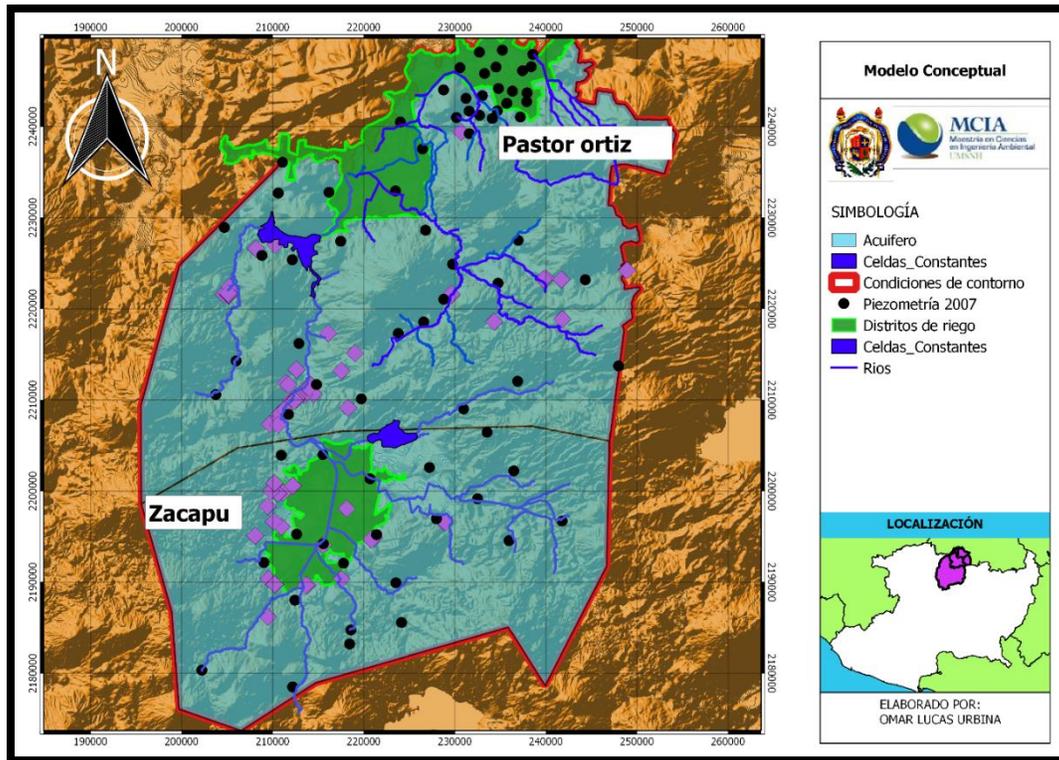


Figura 75. Entradas y salidas naturales y artificiales.

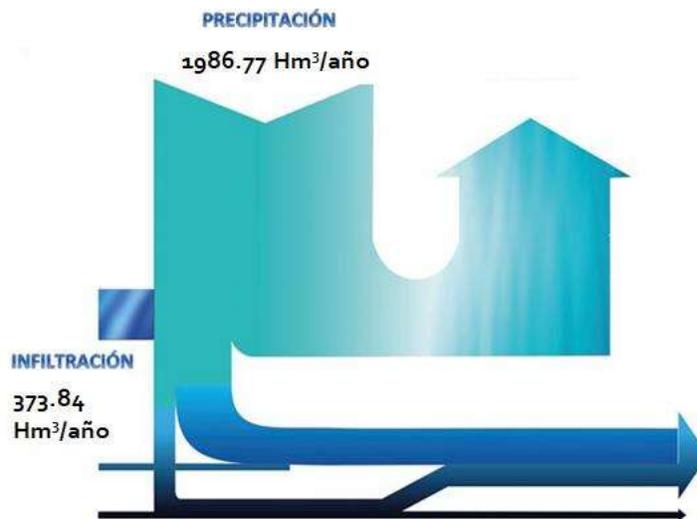


Figura 76. Recarga por infiltración a los acuíferos de Zacapu y Pastor Ortiz.

Los parámetros de calibración son la conductividad hidráulica, almacenamiento y para el transporte la porosidad.

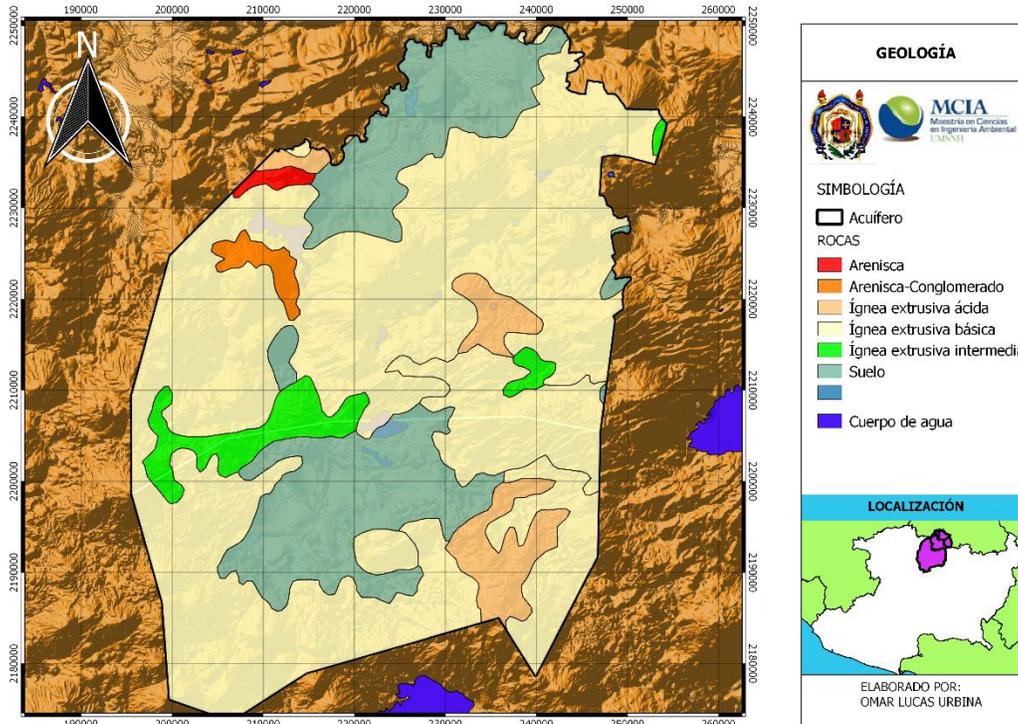


Figura 77. Geología de la zona de estudio.

- El balance y modelo conceptual de los acuíferos es el siguiente:
- Se tiene una recarga de agua de lluvia de 373.84 Hm³/año
- Recarga inducida por retornos de 0.95 Hm³/año
- Salidas por manantiales de 9.57 Hm³/año
- Extracciones por bombeo de 85.2 Hm³/año

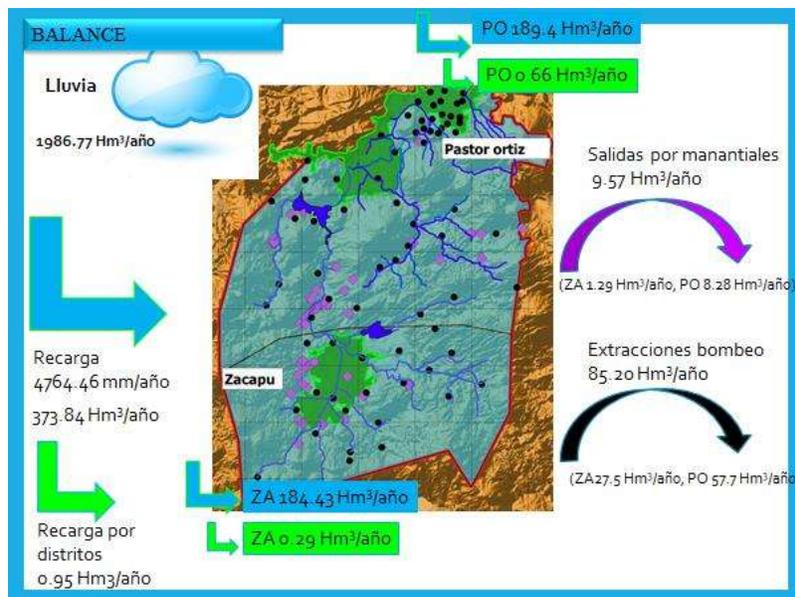


Figura 78. Balance general y modelo conceptual de los acuíferos.

- Modelación

La modelación se realizó en estado transitorio, con unidades de tiempo en días, para 159 lapsos de tiempo, los cuales representan un periodo de 13 años, siendo el primer periodo octubre de 2004 y finalizando en diciembre de 2017. Se definieron los coeficientes de almacenamiento, porosidad y conductividad hidráulica, así para cada celda, y referido a la información obtenida de INEGI, específicamente los que hacen referencia a la geología de la zona de estudio.

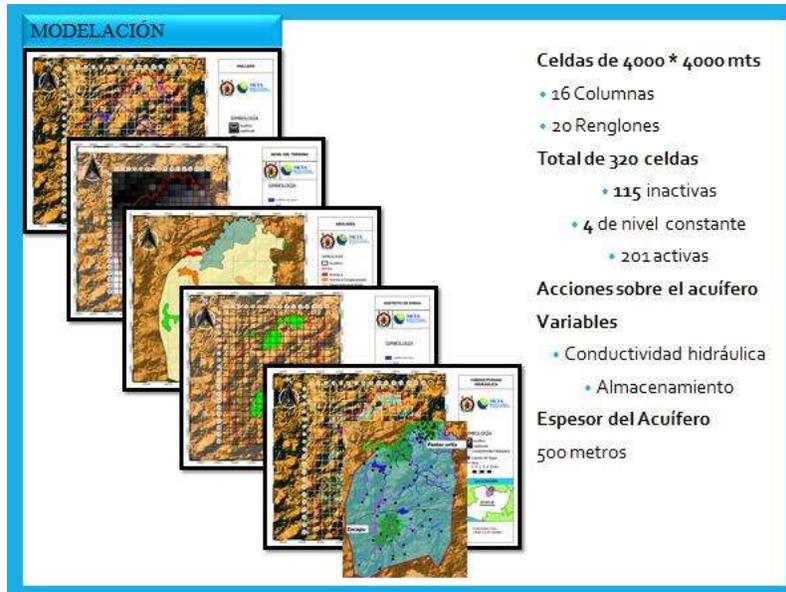


Figura 79. Modelación matemática de los acuíferos Zacapu y Pastor Ortiz.

6.4.6 Calibración de la modelación subterránea

Esta se realizó mediante el movimiento de los parámetros de conductividad hidráulica y capacidad de almacenamiento, realizando una comparativa de niveles calculados contra los observados, y definiendo un valor de error de aproximación del más menos 2%, y observando las 13 celdas seleccionadas previamente, así mismo utilizando índices estadísticos para analizar que tanto se acercaban a los datos observados, entre ellos el coeficiente de eficiencia de Nash-Sutcliffe (NSE), Nash-Sutcliffe modificado por el logaritmo (Ln NSE), correlación de Pearson, coeficiente de asimetría, entre otros, y realizando un gráfico para observar el comportamiento de ajuste que tuvo la simulación con los datos observados.

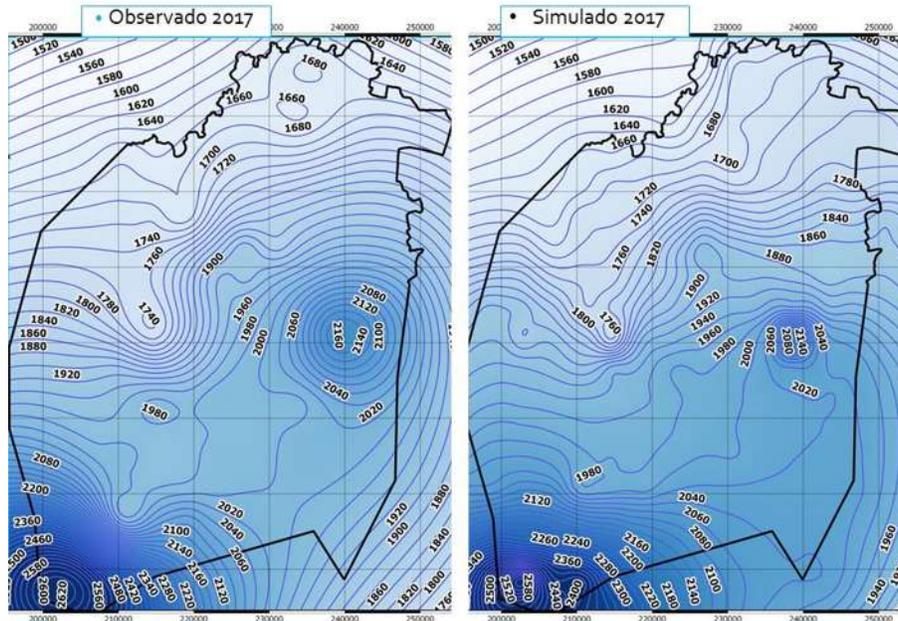


Figura 80. Calibración de niveles piezométricos.

6.4.7 Validación de la modelación subterránea

La validación se hizo para el periodo comprendido de julio de 2007 a julio de 2014, comparando las celdas con valores observados contra los simulados, aplicando los mismos índices de ajuste y gráficos utilizados para la calibración.

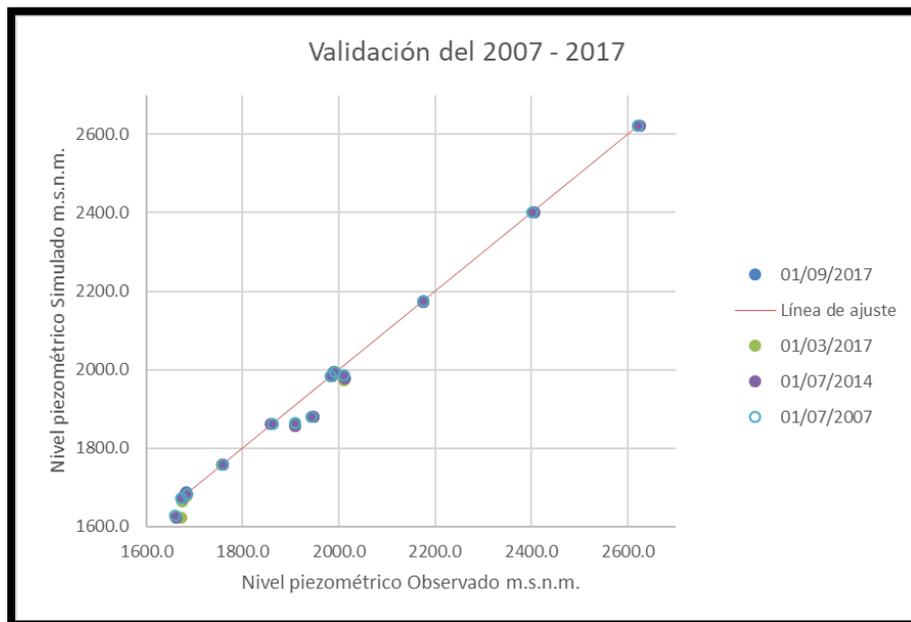


Figura 81. Gráfico utilizado para la validación con línea de ajuste.

NIVEL PIEZOMÉTRICO

01/07/2007		01/07/2014		01/03/2017		01/09/2017	
VALIDACIÓN		VALIDACIÓN		CALIBRACIÓN		CALIBRACIÓN	
NSE	0.992	NSE	0.990	NSE	0.988	NSE	0.991
LN NSE	0.990	LN NSE	0.987	LN NSE	0.985	LN NSE	0.989
Pearson	0.997	Pearson	0.997	Pearson	0.997	Pearson	0.997
C. Asimetría	1.000						
Promedio T	0.995	Promedio T	0.993	Promedio T	0.993	Promedio T	0.994
Corr	0.997	Corr	0.996	Corr	0.996	Corr	0.997
coef r2	0.994	coef r2	0.992	coef r2	0.993	coef r2	0.993

Figura 82. Índices para calibración del nivel piezométrico.

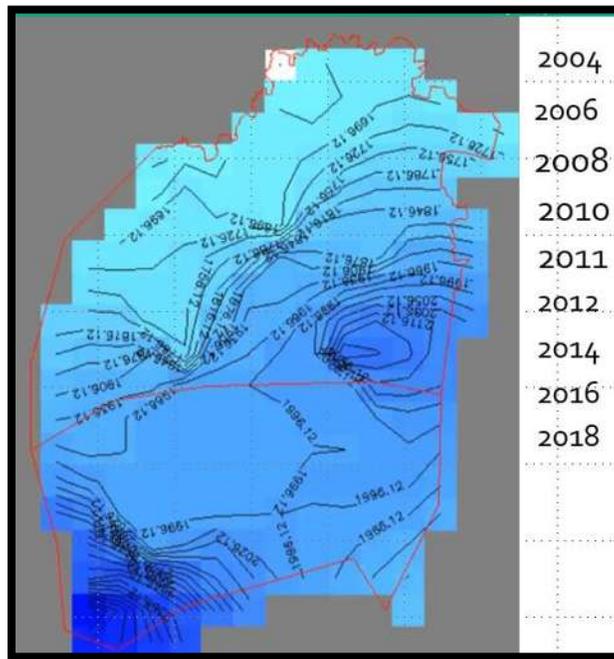


Figura 83. Comportamiento del nivel piezométrico del acuífero.

1ra Calibración

Última Calibración

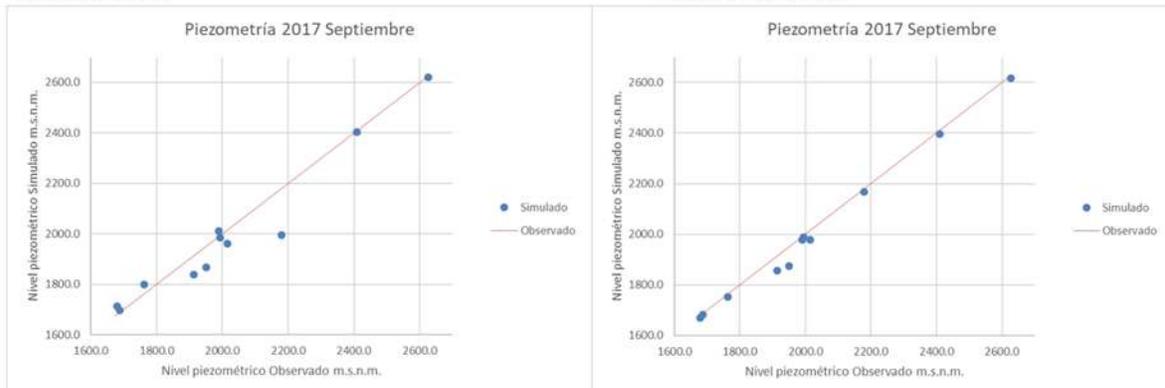


Figura 84. Gráfico comparativo de los valores observados y simulados al inicio y final del proceso de calibración.

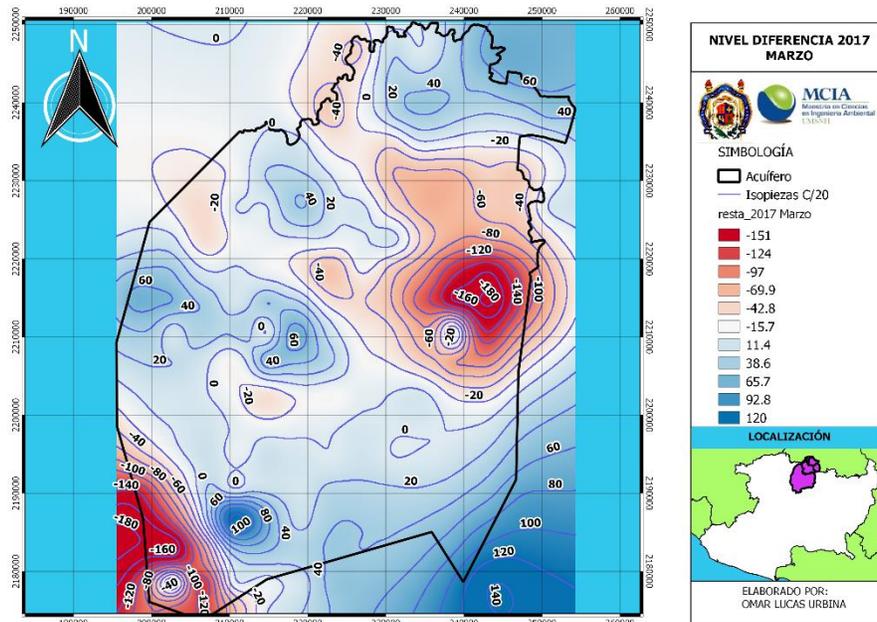


Figura 85. Diferencias del nivel piezométrico de marzo de 2017.

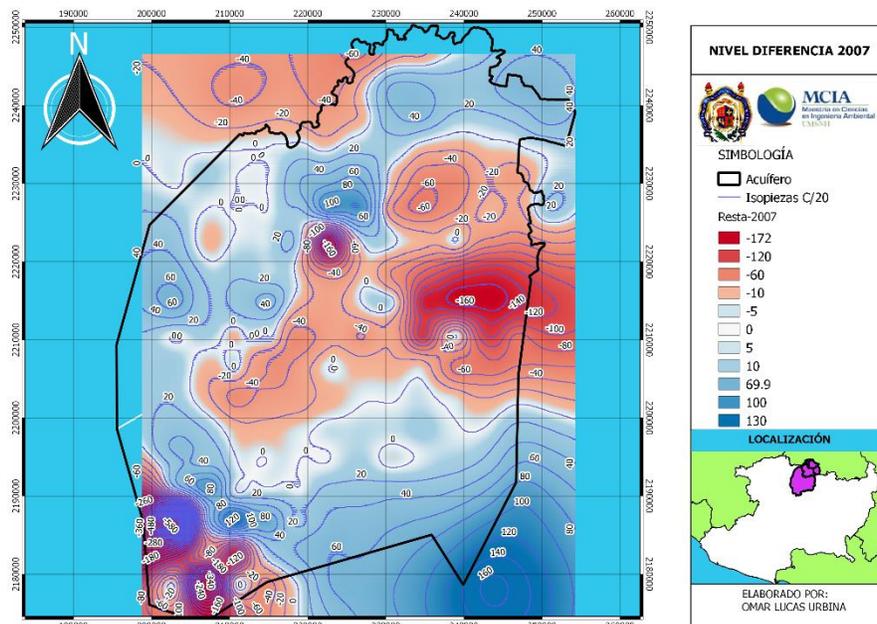


Figura 86. Diferencias del nivel piezométrico para la validación de julio de 2007.

6.5 Balance de nitrógeno en la agricultura de Michoacán

El balance de nitrógeno en la agricultura de Michoacán (BNAM), en la región de los acuíferos de Zacapu y Pastor Ortiz (BNAM) se realizó mediante la metodología Española, propuesta por el Ministerio de agricultura pesca, alimentación y medio ambiente (MAPAMA, 2016); dicha metodología fue creada por un grupo de trabajo expertos en producción vegetal, animal, fertilización, edafología, estadísticas agrarias etc., procedentes de la administración, centros de docencia e investigación y del sector privado. La forma de proceder cuando no hay datos del año de estudio es recurrir a los datos más recientes (año $n - 3$ en la mayor parte de los casos) y declarar provisional el balance del año $n-2$. Cuando se realice el estudio de la nueva campaña se procederá al recálculo con datos consolidados. Es decir, en el año 2016 se realiza el cálculo del año 2014 con datos provisionales y el recálculo del año 2013 con datos definitivos.

Esta determinación del nitrógeno en suelos agrícolas de la zona de estudio se realizó a nivel municipio, cuantificando las entradas de nitrógenos y las salidas específicamente en las zonas agrícolas, para así obtener el balance de nitrógeno, el cual queda depositado en dicho suelo y el cual es susceptible a trasportarse por el escurrimiento a los cuerpos superficiales o lixivarse a las aguas subterráneas.

El cálculo se realizó en función de la información que proporciona la dependencia de SAGARPA, encontrándose datos para el periodo 2011 al 2016; dicho balance se realiza de forma anual en kilogramos, y dividiendo los cultivos que son por riego en el año y los que son temporales pudiendo cambiar un tipo de cultivo para cada municipio y temporada de siembra.

- Información de partida

Entre los datos de entrada fue necesario ubicar los municipios que abarcan la región del acuífero de Zacapu y Pastor Ortiz, entre los cuales destacan nueve municipios, posteriormente se determinó las zonas de agricultura de riego y temporal, se obtuvieron los cultivos de cada municipio, así como sus producciones, coeficientes de extracción, coeficientes de volatilización, las cabezas de ganado, y las cantidades de fertilización, considerando dosis kg/Ha para cada tipo de cultivos.

- Entradas

Los rubros de entrada son los mostrados a continuación:



Figura 87. Entradas para el balance de nitrógeno en la agricultura de Michoacán.

- Salida

Los rubros de salida son los siguientes:



Figura 88. Salidas para el balance de nitrógeno en la agricultura de Michoacán.

Concepto	ANGAMACUITIRO	COEENO	HUANIQUEO	JIMENEZ	JOSE SIXTO VERDUSCO	MORELOS	PANINDICUARO	PURUANDIRO	ZACAPU	NAHUATZEN	ERONGARICUARO	QUIROGA
Superficie	9,748.00	17,629.96	8,054.40	10,762.92	18,940.00	2,347.67	15,466.00	19,227.52	13,971.00	5,824.50	3,615.00	3,389.00
Fertilización mineral	738,389.25	272,721.25	282,964.00	1,210,703.15	1,782,233.19	101,101.38	678,590.15	685,134.00	820,161.60	169,813.71	480,412.57	433,387.57
Abonado estiércol	67,931.81	25,090.36	26,032.69	111,384.69	163,965.45	9,301.33	62,430.29	63,032.33	75,454.87	15,622.86	44,197.96	39,871.66
Excremento de pastoreo	10,190.17	19,085.40	10,556.43	13,251.34	7,257.50	6,688.02	5,490.22	15,237.23	12,129.63	9,703.71	10,972.40	11,532.04
Semillas	10,947.99	26,891.20	9,976.64	20,703.60	37,057.68	1,053.47	9,326.33	12,494.29	11,760.05	7,358.73	5,109.09	5,518.06
Fijación biológica	16,804.69	5,330.39	5,142.89	42,023.71	6,842.48	38.42	15,682.47	3,620.96	32,324.35	3,009.42	3,200.05	4,542.76
Deposición atmosférica	119,659.86	52,692.60	44,871.14	126,198.68	522,621.28	12,481.90	48,757.12	65,655.03	70,239.42	9,976.78	8,373.93	8,904.40
Total de entradas	963,923.77	401,811.20	379,543.79	1,524,265.16	2,519,977.60	130,664.51	820,276.59	845,173.84	1,022,069.93	215,485.20	552,265.99	503,756.47
Retirada de cosecha	572,481.55	194,532.44	215,116.73	988,768.99	1,518,792.03	56,720.12	474,925.31	584,676.97	711,422.85	367,883.47	299,309.89	297,360.57
Retirada de paja-planta	21,869.21	13,593.31	16,793.25	14,362.07	60,943.59	2,508.18	28,910.84	28,290.98	33,316.81	11,022.00	54,292.85	30,164.86
Retirada de pastoreo	621.36	1,006.35	1,318.47	794.55	468.05	354.59	764.81	982.65	832.04	665.63	1,286.87	1,207.61
Volatilización del abonado	9,934.46	3,841.81	4,848.68	16,846.87	25,813.65	1,148.79	10,037.89	12,164.53	11,297.62	2,339.16	6,572.64	5,903.67
Volatilización del pasto	1,037.33	858.17	1,519.22	856.58	564.23	354.18	393.99	722.45	910.58	728.46	601.44	486.30
Gases del abonado	99.34	38.42	48.49	168.47	258.14	11.49	100.38	121.65	112.98	23.39	65.73	59.04
Gases del pastoreo	10.37	8.58	15.19	8.57	5.64	3.54	3.94	7.22	9.11	7.28	6.01	4.86
Gases de resto vegetales	758.25	268.33	919.54	1,214.12	1,869.59	91.27	823.90	862.09	1,759.52	428.15	621.07	336.62
Total salidas	606,811.87	214,147.40	240,579.57	1,023,020.21	1,608,714.92	61,192.15	515,961.06	627,828.55	759,661.50	383,097.55	362,756.50	335,523.52
Balance Kg	357,111.90	187,663.79	138,964.22	501,244.95	911,262.68	69,472.36	304,315.53	217,345.30	262,408.43	-167,612.35	189,509.49	168,232.95
Balance Kg/Ha	36.63	10.64	17.25	46.57	48.11	29.59	19.68	11.30	18.78	-28.78	52.42	49.64

Figura 89. Balance General de Nitrógeno en la Agricultura de Michoacán.

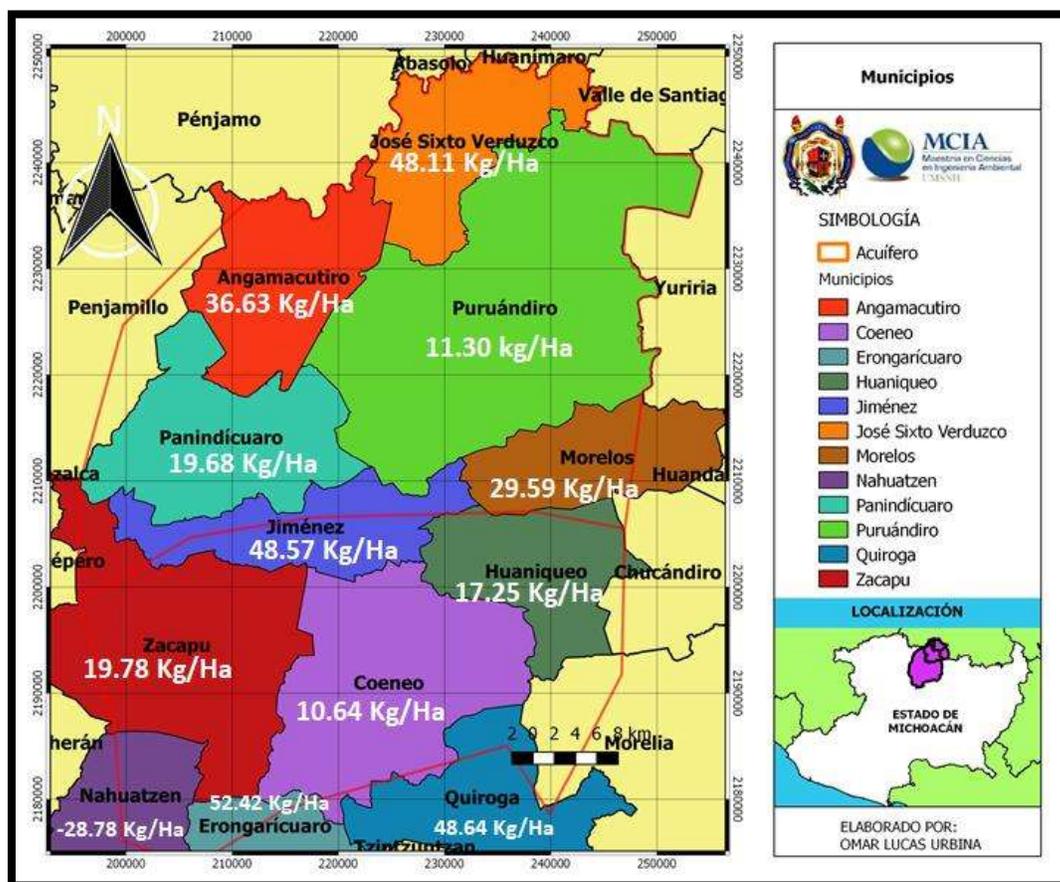


Figura 90. Balance general de Nitrógeno por municipio de la zona de estudio.

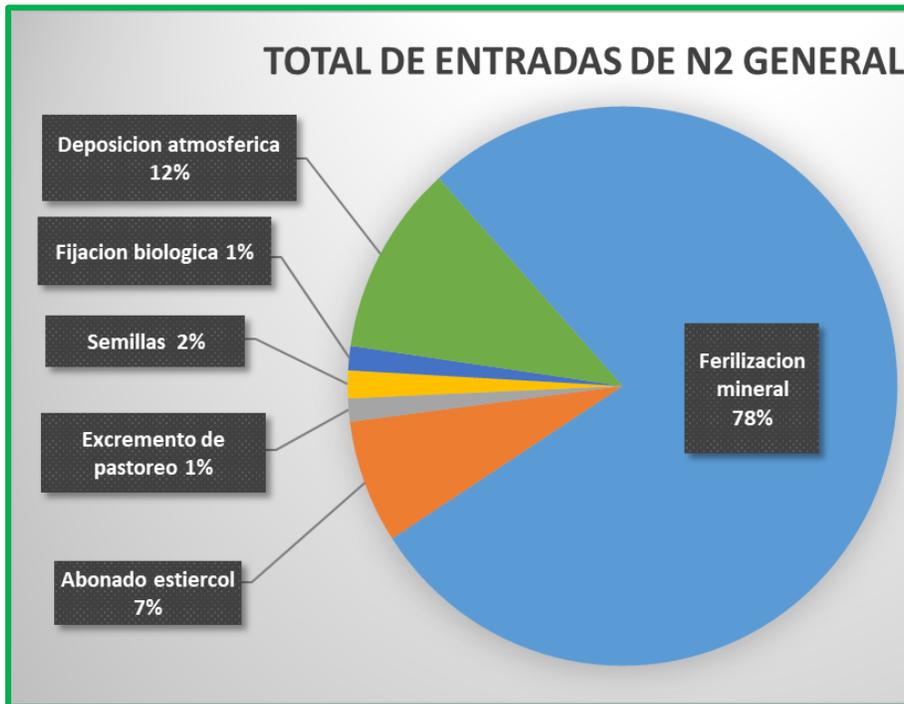


Figura 91. Porcentaje por entradas de Nitrógeno.

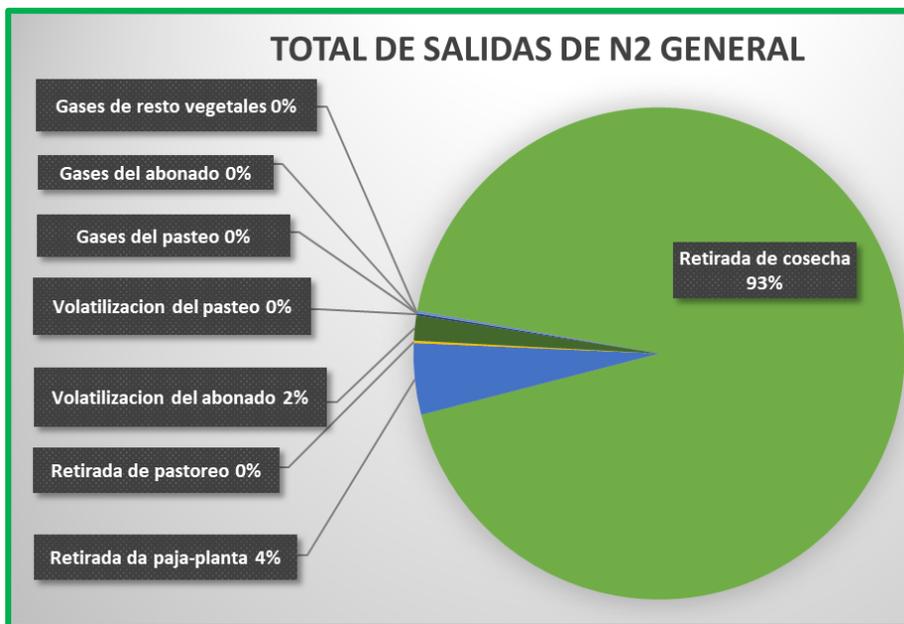


Figura 92. Porcentaje de Salidas de Nitrógeno.

Una vez determinado la información para el periodo histórico de modelación, se preparó la información para ingresarla al modelo e iniciar el transporte de dicho contaminante, para lo cual fue necesario la realización de archivos tipo “texto

delimitado por tabulaciones” con la configuración del acuífero el cual consta de 320 celdas

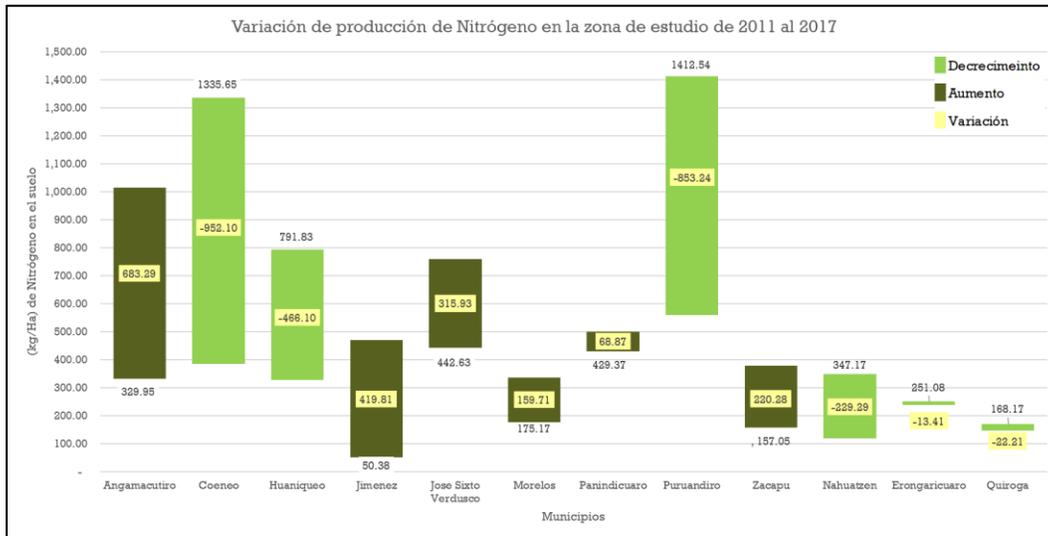


Figura 93. Producción anual municipal en el periodo comprendido del 2011-2016.

6.6 Transporte de contaminante modulo mt3d

Para la simulación del transporte de contaminante se requirió la discretización de las zonas agrícolas, entre la cual se divide en temporal y de riego, siendo temporadas en donde cada municipio siembra cierto tipo de cultivo de acuerdo a su ubicación geográfica, climática y tipo de suelo (Figura 95).

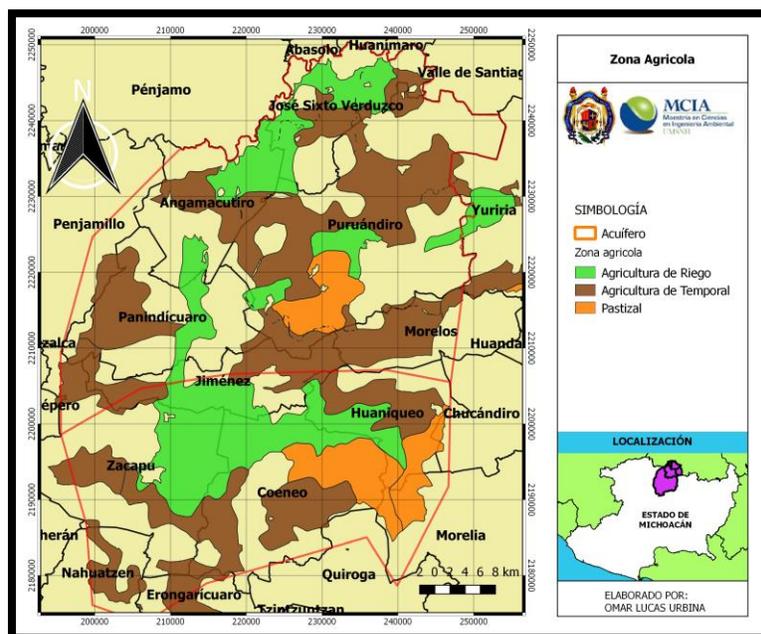


Figura 94. Zonas agrícolas pertenecientes a cada municipio de la zona de estudio.

Este primer paso permitió definir las celdas que estarán emitiendo el contaminante al acuífero.

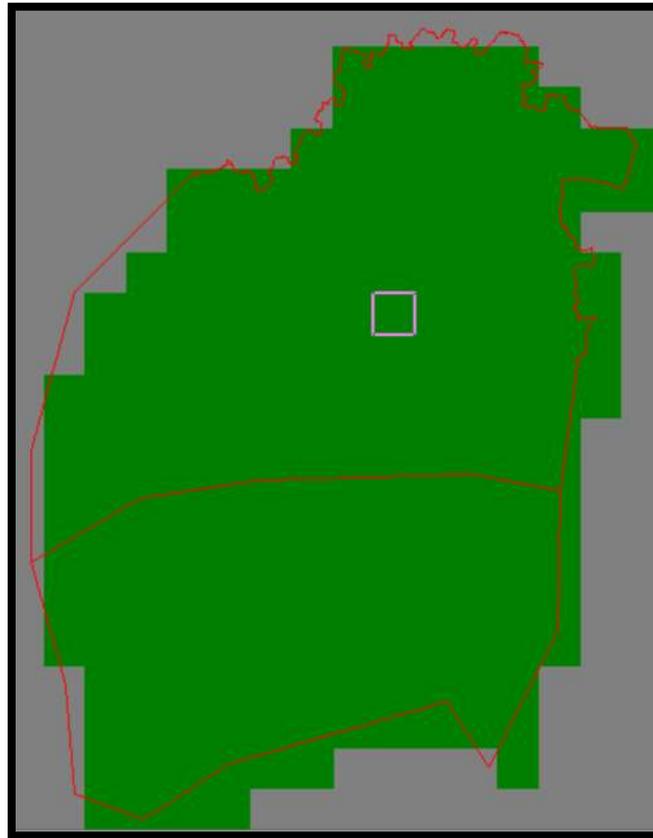


Figura 95. Condiciones de frontera para la simulación del transporte de contaminante.

La condición de frontera fue para las 205 celdas que conforman el acuífero como valor igual a 1, dicha condición permite el paso del contaminante a través de la celda, y a su vez la deposición y aumento de la concentración dependiendo la ubicación y condiciones físicas de la celda.

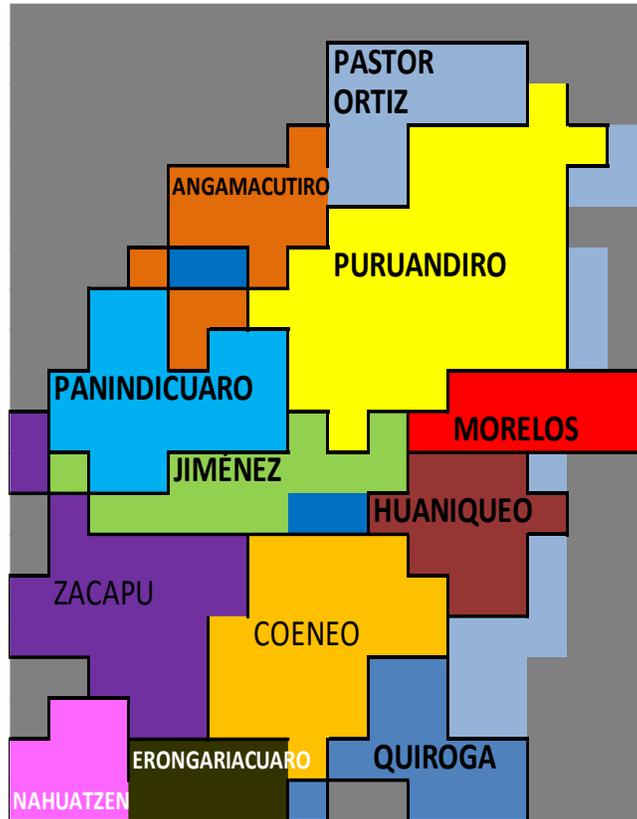


Figura 96. Regionalización de municipio en el acuífero.

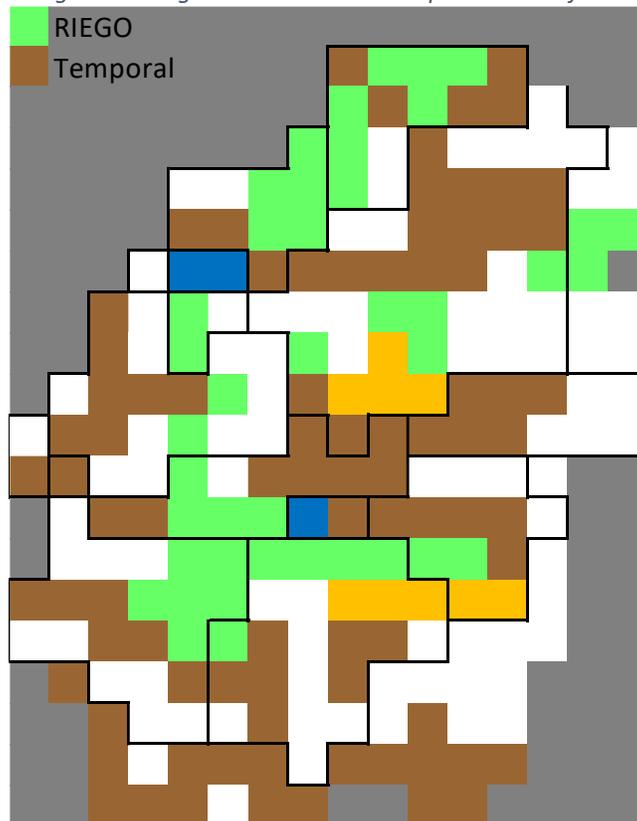


Figura 97. Identificación de las zonas agrícolas de riego y temporales.

6.6.1 Esquema de simulación del transporte de nitratos

El transporte de nitratos se realizó mediante la consideración de que, el 100% del balance de nitrógeno será transformado a la forma más móvil del nitrógeno que es el nitrato y que mediante el parámetro de porosidad, se podrá calibrar el modelo de transporte, se considera los fenómenos de advección y dispersión y lixiviación.

6.6.2 Monitoreo de la calidad del agua de pozos

El monitoreo de la calidad de pozos para la zona de estudio fue llevado a cabo en los meses de marzo y noviembre de 2017, recolectando las muestras necesarias de 8 pozos y 3 puntos del río ángulo con la finalidad de tener valores observados que nos permitieran calibrar el modelo de transporte por nitratos. Dicho análisis de calidad del agua fue llevado a cabo por el laboratorio del servicio climatológico del Estado de Michoacán perteneciente a CONAGUA.

Las muestras fueron recoletas en bidones de dos y un litro, la de un litro preservado con ácido sulfúrico, así como un frasco pequeño para bacteriológicos, y todas ellas preservadas en hielo tomadas en un día y llevadas para al análisis 24 horas después.

A continuación, se muestran las Figuras del proceso de recolección, así como resultados del análisis de calidad del agua para nitratos.

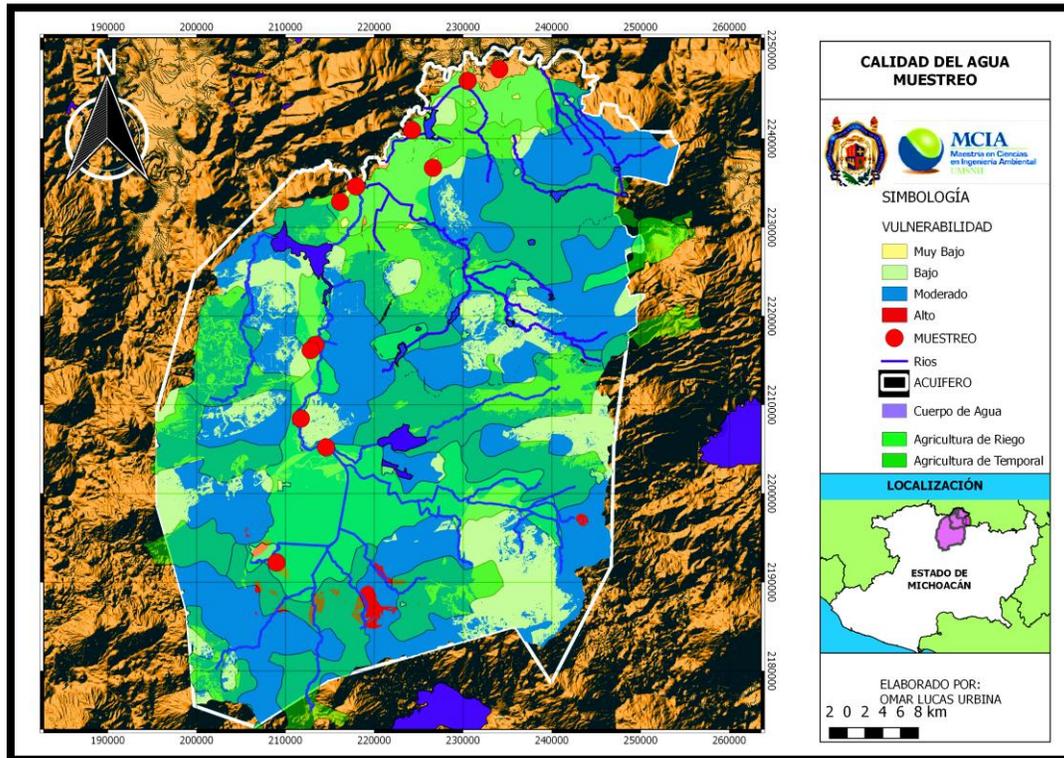


Figura 98. Pozos de monitoreo para calidad del agua.



Figura 99. Toma de muestras del pozo de Pastor Ortiz en la primera salida después de la bomba de succión.



Figura 100. Toma de muestra para el pozo de la Caja en Pastor Ortiz.



Figura 101. Toma de Muestras en la salida del río Angulo en su confluencia con el río Lerma.



Figura 102. Preservación de muestras y toma de parámetros físico químicos en campo.

Tabla 22. Resultados de calidad del agua por nitratos en los diversos pozos.

No	POZO	N-NO ₃	
		Marzo mg/l	Nov mg/l
1	PASTOR ORTIZ	1	/
2	LA CAJA	0.8	1.127
3	EL ZAPOTE	0.8	0.043
4	GUADALUPE NORTE	2.3	1.867
5	POMOCUARO PARCELAS	0.7	/
6	POMOCUARO	1.7	2.021
7	GUANDACUICA	1.2	1.793
8	ZACAPU POZO	0.7	0.233

6.6.3 Análisis de sensibilidad

En este apartado se han generado diversas simulaciones variando la concentración de contaminante, con la finalidad de identificar la cantidad de porcentaje de contaminante, sería más susceptible a ser lixiviada y transportada en el agua subterránea.

Adicionalmente se cuenta con tres diversas fuentes de información para la calibración, siendo la primera de acuerdo al año de realización nombrándolos de la siguiente manera:

1. Laboratorio privado 2007
2. CONAGUA 2012-2016
3. Muestreo realizado MCIA

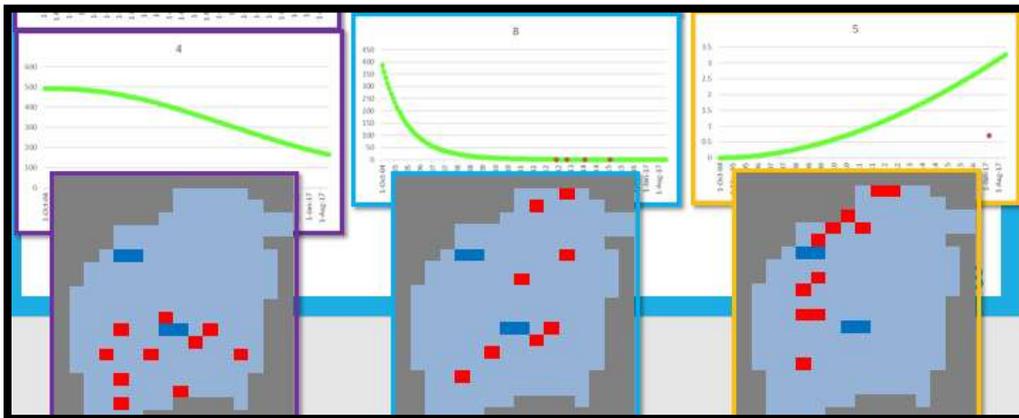


Figura 103. Comportamiento de las 3 fuentes de información para calibración.

Este análisis de sensibilidad nos muestra la forma en que el contaminante sale del acuífero principalmente por la extracción que se da en la zona de estudio.

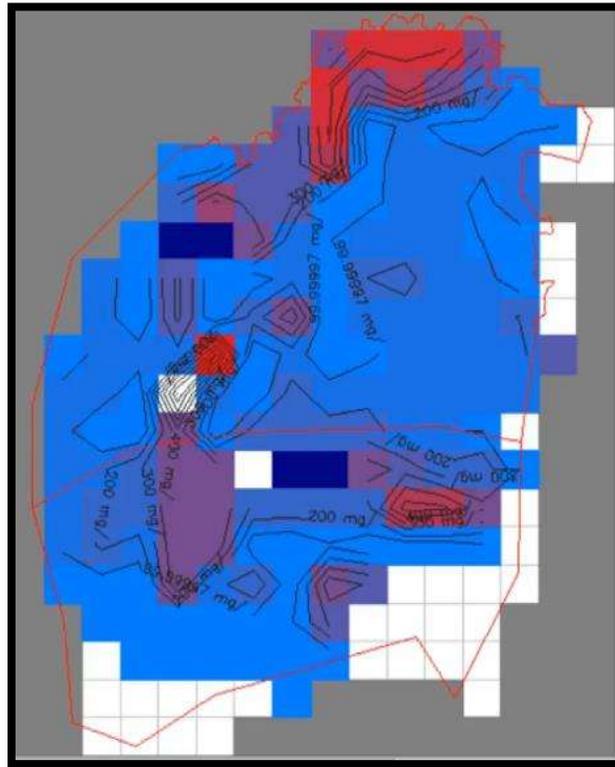


Figura 104. Comportamiento del contaminante finalizado el periodo histórico.

6.6.4 Calibración del transporte de contaminante

La calibración del transporte de contaminante por nitrato consistió en la comparación de valores observados, obtenidos de acuerdo al muestreo de calidad realizado en marzo y noviembre de 2017, contra los valores simulados provenientes de la simulación por el módulo MT3D.

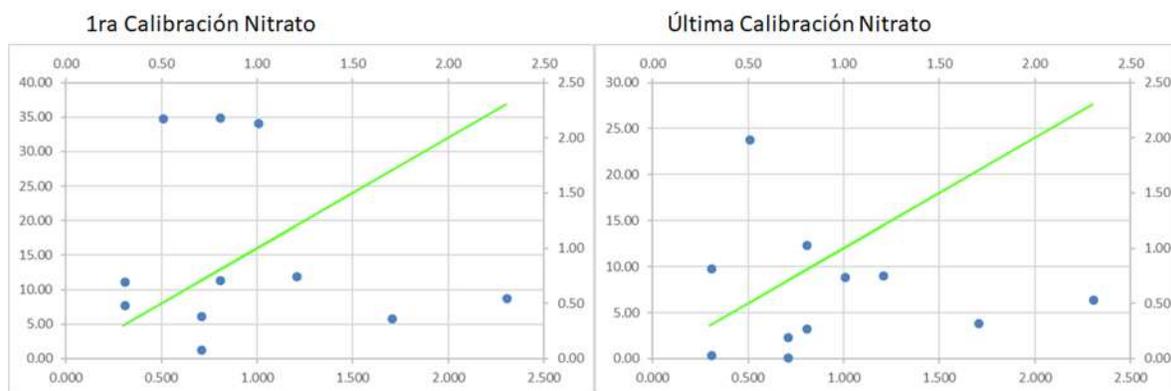


Figura 105. Gráfico comparativo de los valores observados y simulados al inicio y final del proceso de calibración.

01/03/2017		01/03/2017	
CALIBRACIÓN		CALIBRACIÓN	
NSE	- 1,083.877	NSE	- 254.440
LN NSE	- 19.304	LN NSE	- 10.410
C. PEARSON	- 0.174	C. PEARSON	- 0.119
C. ASIMETRÍA	- 239.041	C. ASIMETRÍA	- 46.742
Fmed	- 335.599	Fmed	- 77.928
PBIAS	38,607.456	PBIAS	9,090.314
Corr	- 0.174	Corr	- 0.119
coef r2	0.030	coef r2	0.014

Figura 106. Índices de ajuste para el transporte de nitratos.

6.7 Escenarios de transporte de nitratos

Para los escenarios de transporte de nitratos en los acuíferos de Zacapu y Pastor Ortiz se han considerado 5 escenarios Figura 108, en los cuales, mediante consideraciones técnicas permitió analizar el transporte de nitratos en dichos acuíferos para identificar las zonas con contaminación persistente en el tiempo y las más vulnerables a ser contaminadas, la evolución de las concentraciones que se pueden llegar a encontrar por las salidas naturales o artificiales del acuífero o en algún punto de interés.

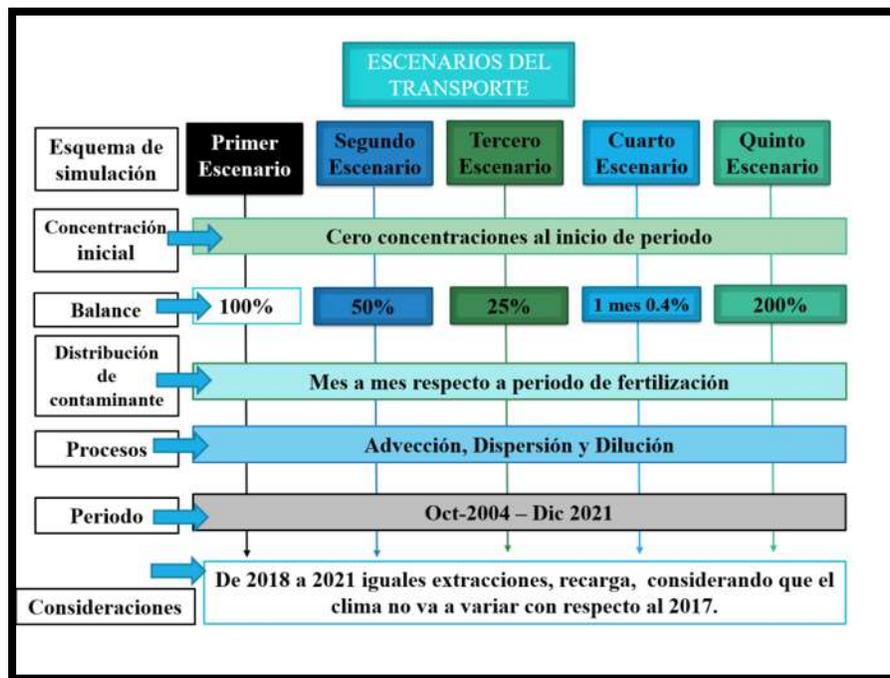


Figura 107. Esquema general de simulación para los cinco escenarios.

6.7.1 Primer escenario

En este primer escenario se ha considerado una contaminación equivalente a la concentración del BNAM calculado, es decir, el resultado del balance de nitrógeno que ha quedado como residuo en la superficie, el cual proviene de la producción agrícola en el periodo histórico, para el análisis del estado del acuífero, distribuyendo la concentración anual a mensual de acuerdo a los meses de fertilización dando mayor peso a estos y considerando que en el resto de los meses también se realiza dicha actividad pero en menor medida.

Esquema de simulación:

- Concentración inicial del módulo MT3D igual a cero.
- El 100% del balance de nitrógeno de la agricultura de Michoacán.
- Distribución de la concentración mes a mes (tabla 22), año a año mediante recarga.
- El periodo de simulación es de octubre de 2004 a corto plazo.
- Simulando Procesos de lixiviación, advección y dispersión.
- Para el análisis del corto plazo las entradas y salidas de flujo no cambian con respecto al año 2017.

Tabla 23. Distribución de la contaminación de un año de acuerdo a los porcentajes de fertilización.

% Fertilización	Mes	Concentración NO ₃ mg/l
9%	Enero	960.92
9%	Febrero	1,002.70
12%	Marzo	1,253.37
11%	Abril	1,148.92
11%	Mayo	1,128.03
7%	Junio	689.35
4%	Julio	438.68
10%	Agosto	1,065.37
9%	Septiembre	919.14
5%	Octubre	501.35
7%	Noviembre	752.02
7%	Diciembre	710.24
Total		10,570.10

En la siguiente imagen se muestra la evolución de la concentración en el periodo de simulación, en donde se aprecia el periodo de calentamiento y posteriormente el comportamiento de las concentraciones para cada paso de tiempo, donde se observa que para el mes donde es mayor la fertilización, las concentraciones en el acuífero son muy bajas con respecto a los meses donde la fertilización es menor, para estos las concentraciones son altas provenientes de los meses de mayor fertilización, por lo que la contaminación de nitratos es latente en la temporada de

lluvias y después de esta temporada el acuífero va recuperando su calidad. Por otra parte, la concentración global en el acuífero asciende a los 9 mgNO₃/l (Figura 109).



Figura 108. Evolución global del primer escenario de la concentración en los acuíferos de Zacapu y Pastor Ortiz.

Cabe mencionar que las concentraciones globales no nos dicen mucho, por eso se analiza el mes de abril de 2013, en el cual se tienen concentraciones de 0.5 mgNO₃/l hacia la parte Norte, y de aproximadamente de 0.1 mgNO₃/l en la parte central de los acuíferos y municipio de Zacapu (Figura 110).

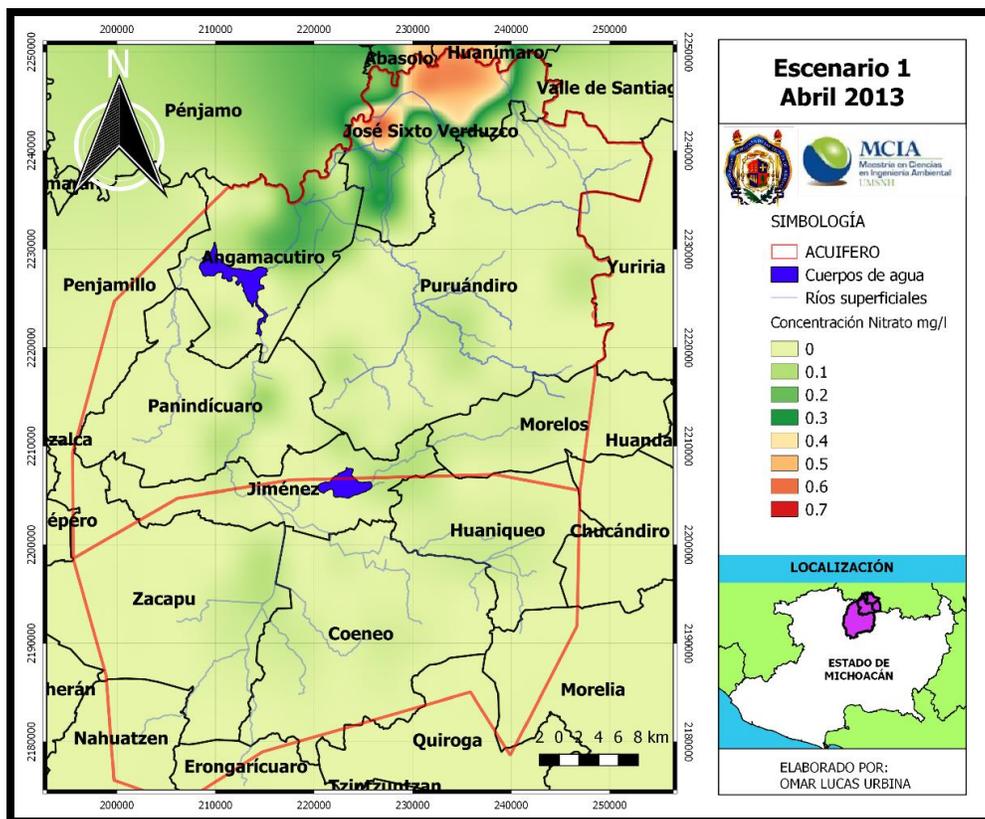


Figura 109. Distribución espacial del transporte de nitratos del primer escenario para abril de 2013.

Continuando con el periodo de simulación para septiembre de 2018, se observa que las concentraciones han aumentado en las zonas mostradas de abril de 2013, por ende, en la zona norte se tiene una concentración de 0.6 mgNO₃/l y en la central de 0.1 mgNO₃/l (Figura 111).

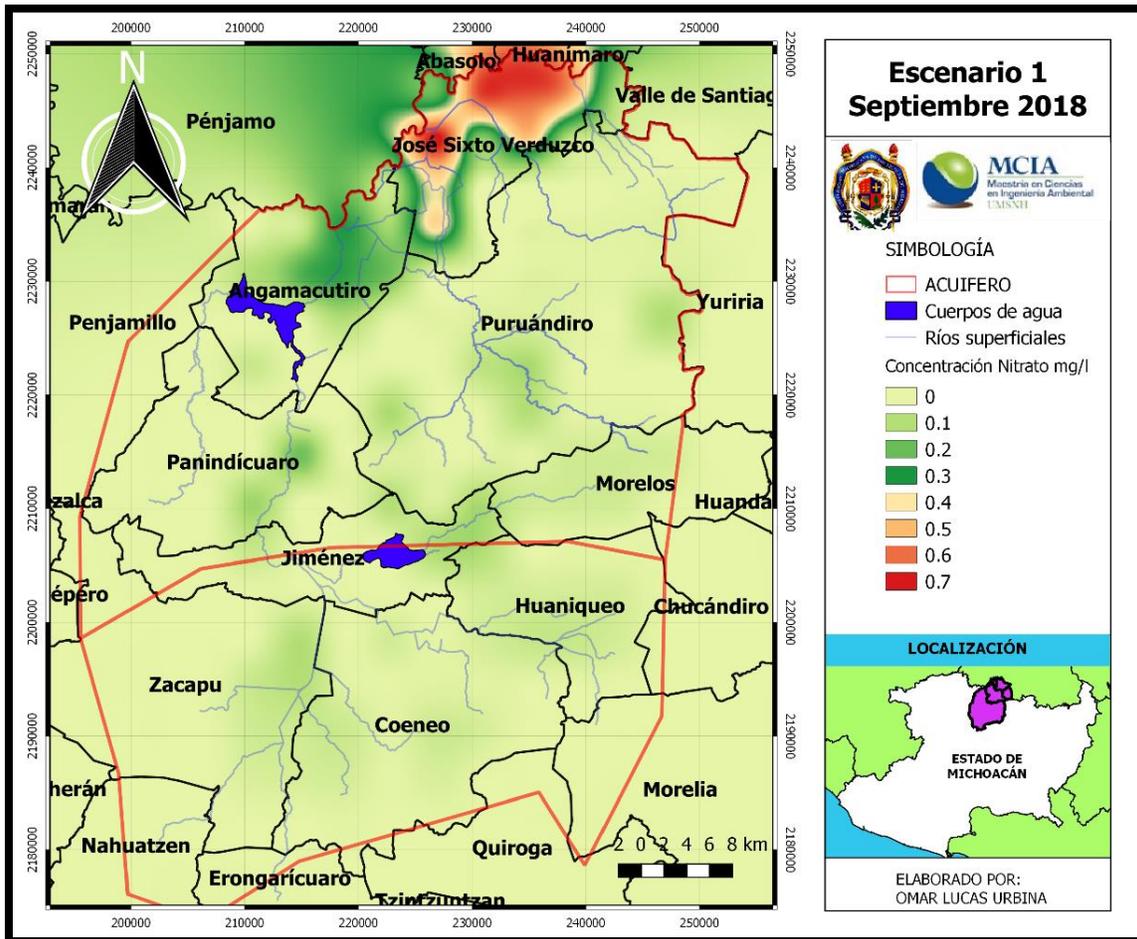


Figura 110. Distribución espacial del transporte de nitratos del primer escenario para el mes de septiembre de 2018.

Y para el final de la simulación se observa nuevamente un pequeño aumento de la concentración en las mismas zonas, para norte de 0.7 mgNO₃/l y la central de 0.15 mgNO₃/l (Figura 112).

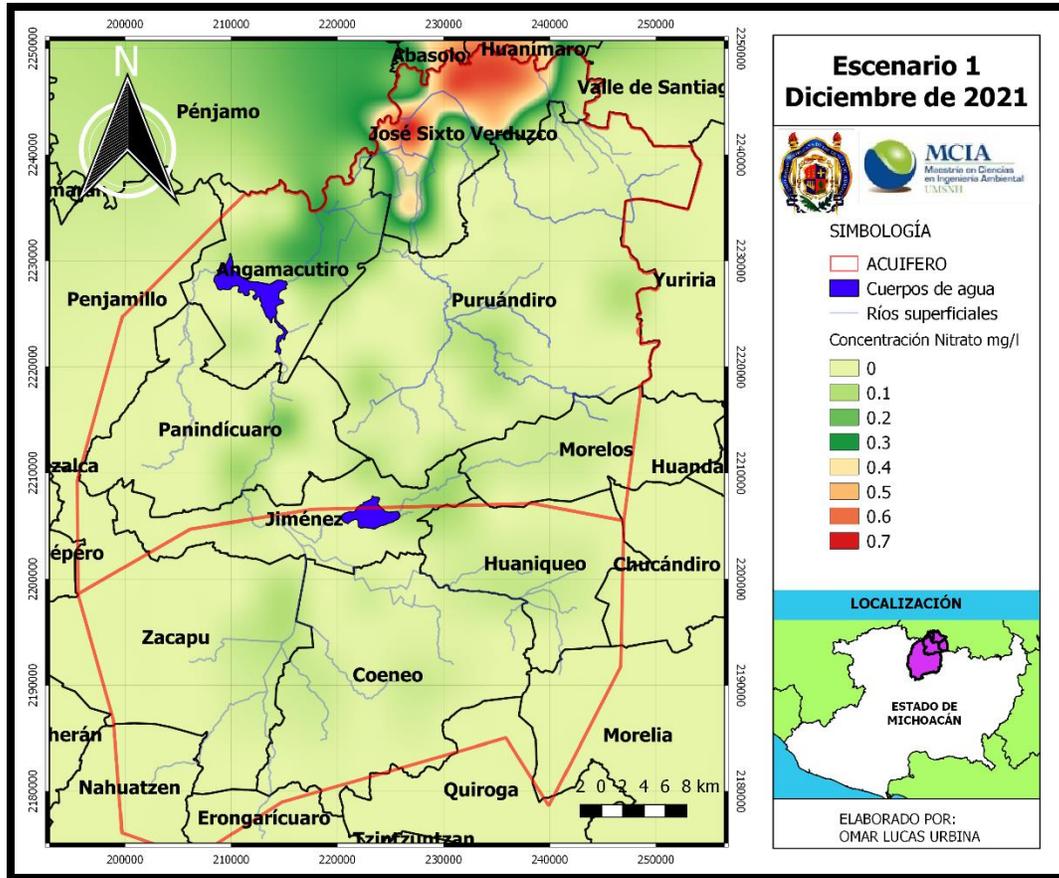


Figura 111. Distribución espacial del transporte de nitratos del primer escenario para el mes de diciembre de 2018.

El comportamiento del mes de septiembre de 2018, muestra que las zonas agrícolas que se encuentran en las zonas más altas del terreno natural, contribuyen que la contaminación producida en ellas sea transportado a las zonas más bajas de la cuenca, afectando de cierta manera el agua subterránea de las zonas de los distritos de riego y aledaños a estos, por otro lado, con lo que respecta a las salidas naturales y artificiales del acuífero, hacia la parte central es donde hay mayor número de comunidades que se abastecen por medio de pozos por lo que estos estarán proporcionando agua con cierto grado de contaminación por nitratos, sin embargo, para la parte norte las comunidades llegan a ser menores pero con un potencial de tener concentraciones mayores y pese a que esta zona es en su mayoría es agrícola, estas aguas con estos nutrientes benefician la agricultura mas no a los que hacen uso de estas aguas.

La contaminación producida por la agricultura ingresa una parte del total del contaminante por la lixiviación, el cual está ligado a las propiedades hidrogeológicas del acuífero, impidiendo que los contaminantes ingresen al 100%, por lo que, el resto de la contaminación que no logra entrar al acuífero se llega a suponer que parte queda en la zona no saturada, y el resto llega a ríos y cuerpos superficiales (Figura 113).

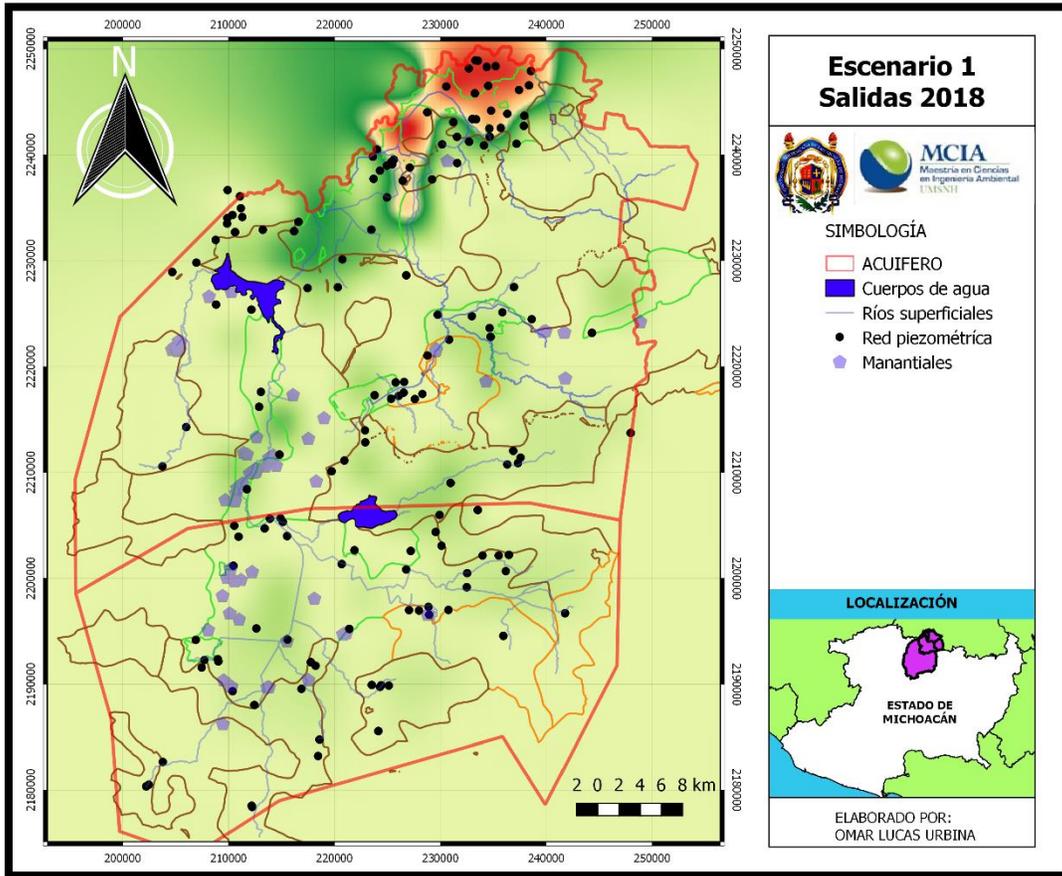


Figura 112. Comportamiento de mes de septiembre de 2018 con respecto a las salidas de flujo del primer escenario.

6.7.2 Segundo escenario

Para este segundo escenario, se analiza una disminución de las concentraciones de la contaminación, producto de buenas prácticas agrícolas, y por ende, disminución en las concentraciones de fertilización usadas para la producción agrícola.

Esquema de simulación:

- Concentración inicial del módulo MT3D igual a cero.
- El 50% del balance de nitrógeno de la agricultura de Michoacán.
- Distribución de la concentración mes a mes (tabla 23), año a año mediante recarga.
- El periodo de simulación es de octubre de 2004 a corto plazo.
- Simulando Procesos de lixiviación, advección y dispersión.
- Para el análisis a corto plazo, las entradas y salidas de flujo no cambian con respecto al año 2017.

Tabla 24. Distribución de la contaminación de un año de acuerdo a los porcentajes de fertilización.

% Fertilización	Mes	Concentración NO ₃ mg/l
9%	Enero	480.46
9%	Febrero	501.35
12%	Marzo	626.69
11%	Abril	574.46
11%	Mayo	564.02
7%	Junio	344.68
4%	Julio	219.34
10%	Agosto	532.68
9%	Septiembre	459.57
5%	Octubre	250.67
7%	Noviembre	376.01
7%	Diciembre	355.12
Total		5,285.05

De forma global las concentraciones en el acuífero ascienden a 5 mgNO₃/l como muestra la Figura 114.

Las concentraciones para este segundo escenario son más favorables que el primero, ya que la concentración hacia la parte norte es de 0.1 mgNO₃/l y en la parte central menores de 0.05 mgNO₃/l y para el resto del acuífero es imperceptible este tipo de contaminante (Figura 115).

Nota: los siguientes mapas de distribución espacial de este segundo y el resto de los escenarios, contiene la misma paleta de colores, pero, diferente escala de concentración para estar pendientes de ello.

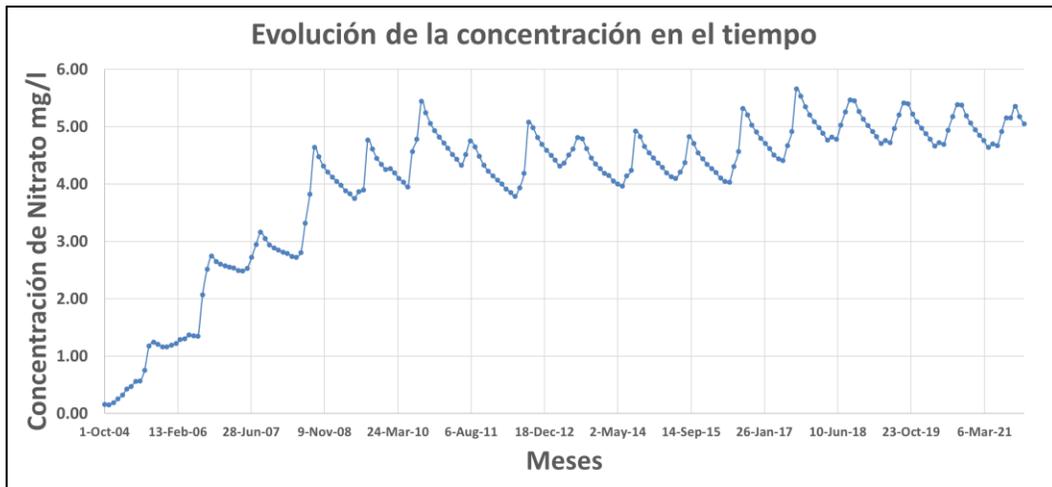


Figura 113. Evolución global del segundo escenario de la concentración en los acuíferos de Zacapu y Pastor Ortiz.

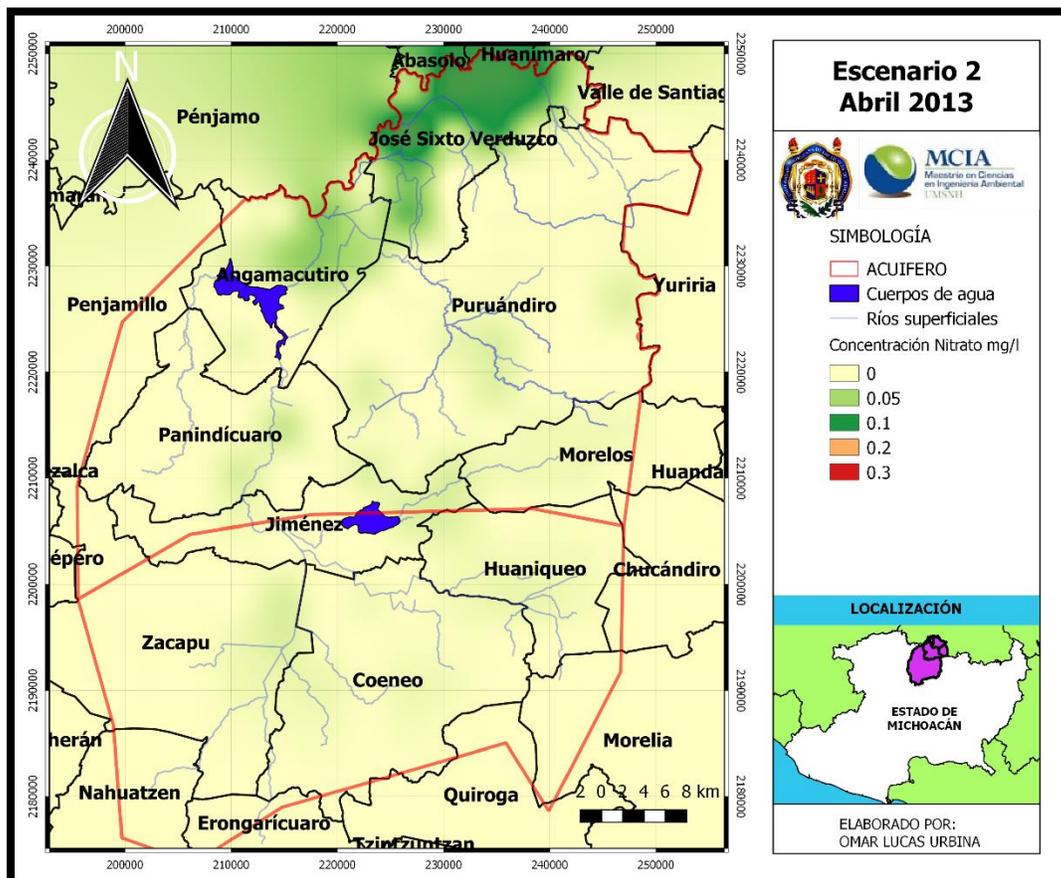


Figura 114. Distribución espacial del transporte de nitratos para el segundo escenario de abril de 2013.

Pasado de unos meses en septiembre de 2018 la distribución de concentraciones (Figura 116), muestran que la parte norte aumenta a 0.3 mgNO₃/l y la parte central y oriente aumentan a 0.1 mgNO₃/l aumentando el radio de influencia con respecto abril de 2013.

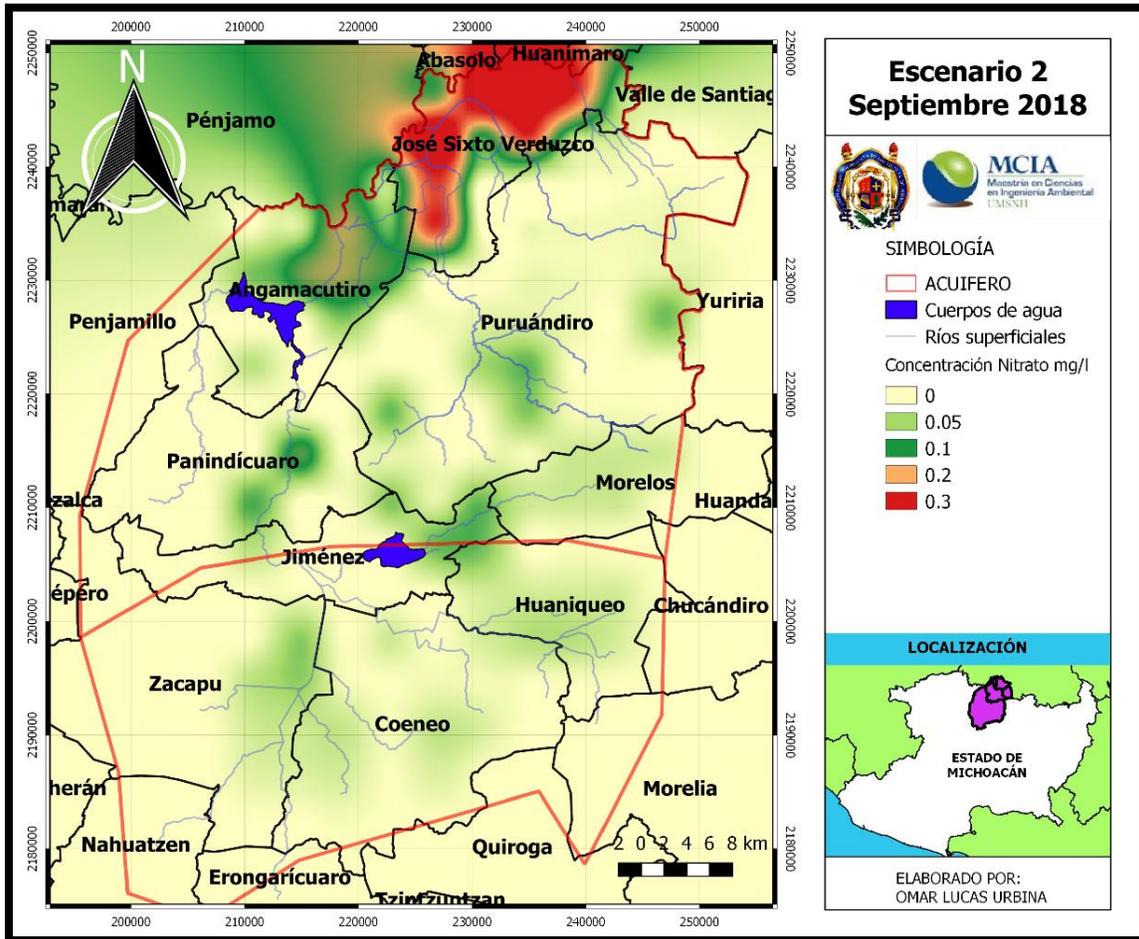


Figura 115. Distribución espacial del transporte de nitratos del primer escenario para el mes de septiembre de 2018.

Para diciembre de 2021 las concentraciones aumentan muy poco y los radios de influencia se mantienen (Figura 117).

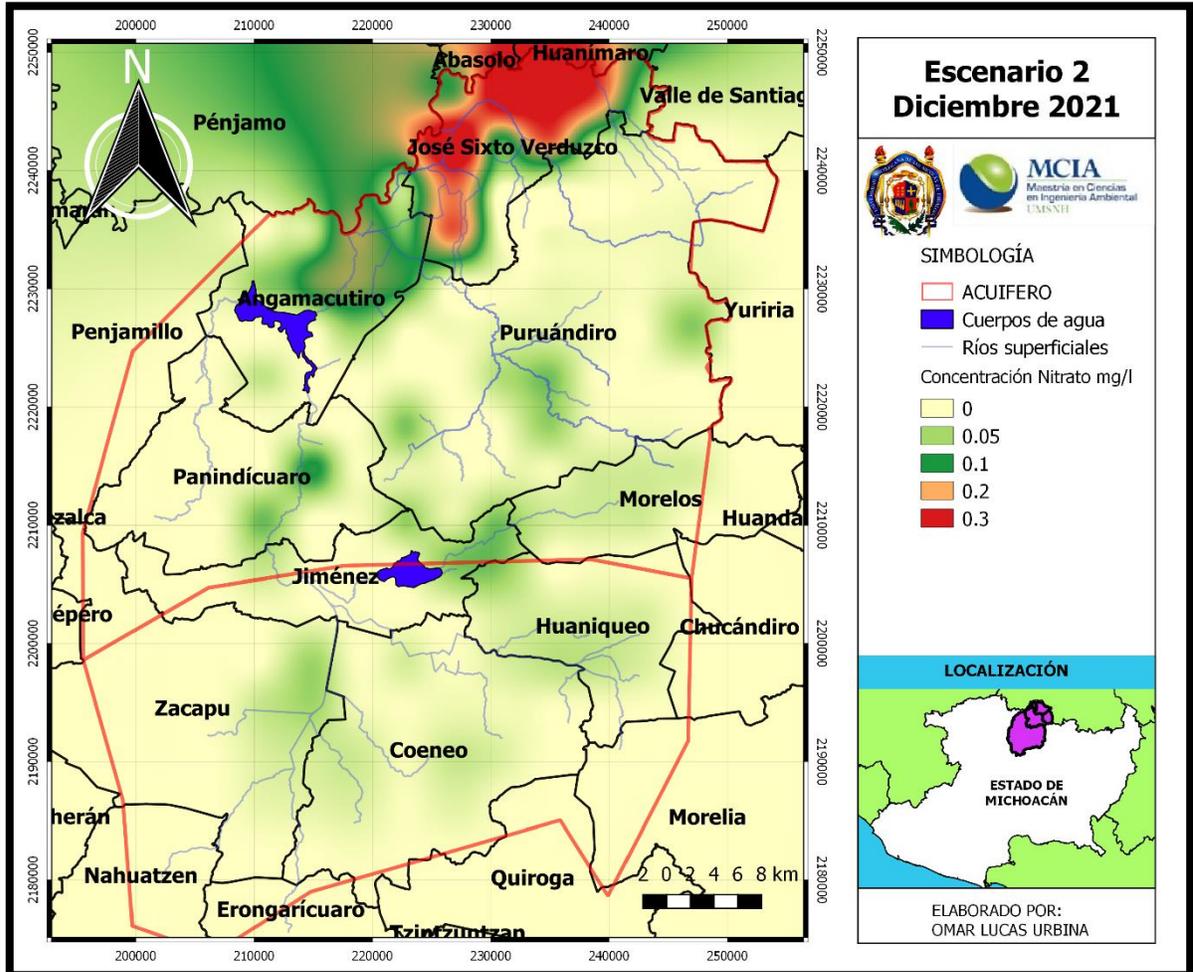


Figura 116. Distribución espacial del transporte de nitratos del segundo escenario para el mes de diciembre de 2018.

Con respecto a las zonas agrícolas y salidas del flujo subterráneo, tienen el mismo comportamiento que el escenario 1, teniendo mayor población hacia el centro del acuífero donde hay zonas radiales de concentración que se mantiene de ahí al 2021, sin embargo, estas concentraciones no son perjudiciales para el organismo (Figura 118).

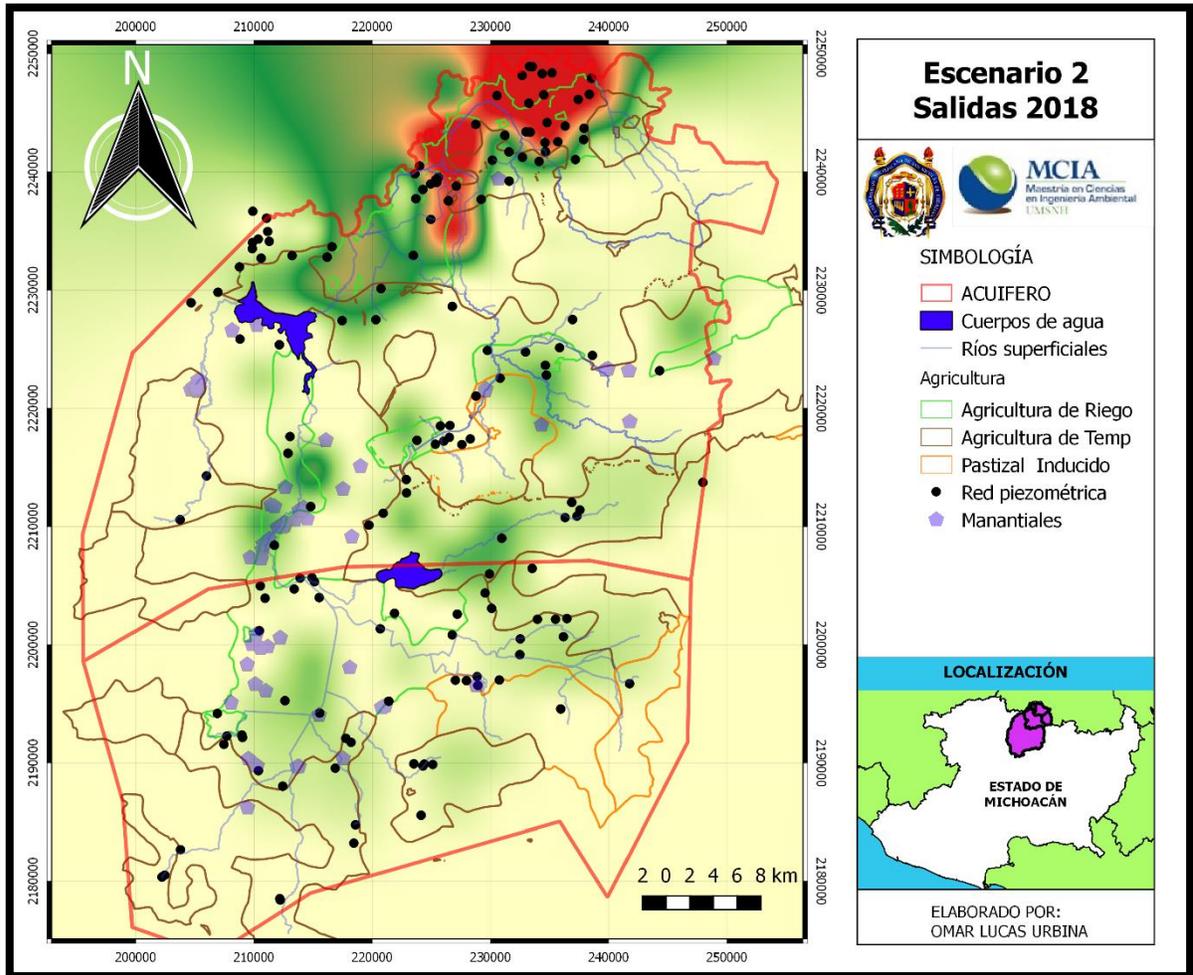


Figura 117. Comportamiento de mes de septiembre de 2018 con respecto a las salidas de flujo del segundo escenario.

6.7.3 Tercer escenario

En el tercer escenario, se analiza una disminución de la concentración de nitratos a causa de una baja producción agrícola, la cual puede ser atribuida al cambio climático generando climas con altas y bajas temperaturas, lluvias atípicas y sequías, tal como se presentó en la evaluación del cambio climático en el funcionamiento hidráulico de los acuíferos Zacapu Y Pastor Ortiz (Flores Fernández 2016), aunado a las buenas prácticas agrícolas, y dosis menores de fertilización.

Esquema de simulación:

- Concentración inicial del módulo MT3D igual a cero.
- El 25% del balance de nitrógeno de la agricultura de Michoacán.
- Distribución de la concentración mes a mes (tabla 24), año a año mediante recarga.
- El periodo de simulación es de octubre de 2004 a corto plazo.
- Simulando Procesos de lixiviación, advección y dispersión.
- Para el análisis a corto plazo, las entradas y salidas de flujo no cambian con respecto al año 2017.

Tabla 25. Distribución de la contaminación de un año de acuerdo con los porcentajes de fertilización para el tercer escenario.

% Fertilización	Mes	Concentración NO ₃ mg/l
9%	Enero	240.23
9%	Febrero	250.67
12%	Marzo	313.34
11%	Abril	287.23
11%	Mayo	282.01
7%	Junio	172.34
4%	Julio	109.67
10%	Agosto	266.34
9%	Septiembre	229.78
5%	Octubre	125.34
7%	Noviembre	188.01
7%	Diciembre	177.56
Total		2,642.52

Como se ha venido observando con los dos escenarios anteriores el comportamiento global de las concentraciones en el acuíferos se siguen manteniendo, presentando oscilaciones más pequeñas para este tercer escenario conforme al transporte de los meses y con una tendencia de crecimiento desde el inicio del periodo de simulación al cabo de 3 años en la simulación dicho comportamiento se mantiene en una concentración aproximada de 1.8 mgNO₃/l con un crecimiento a 2 mgNO₃/l al final del periodo de simulación (Figura 119).

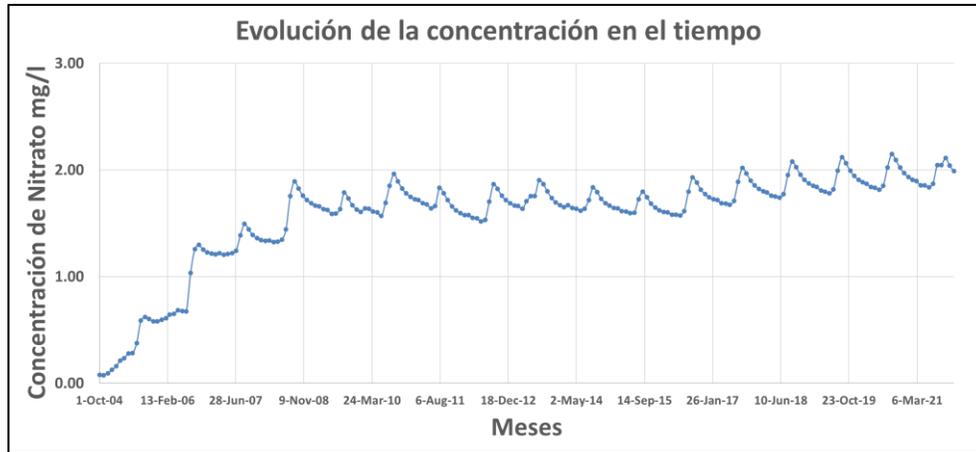


Figura 118. Evolución global del tercer escenario de la concentración en los acuíferos de Zacapu y Pastor Ortiz.

Pese a que de forma global se tiene una concentración de 2 mgNO₃/l, cabe mencionar, que eso dos miligramos de nitrato estarán distribuidos en mayor o menor medida en los acuífero, tal es el caso del mes abril de 2013, en donde el estado de contaminación refleja que, hacia la parte norte se registran 1 mgNO₃/l, y como se ha venido observado en los escenarios anteriores ciertas concentraciones hacia la parte central de aproximando de 0.03 mgNO₃/l (Figura 120).

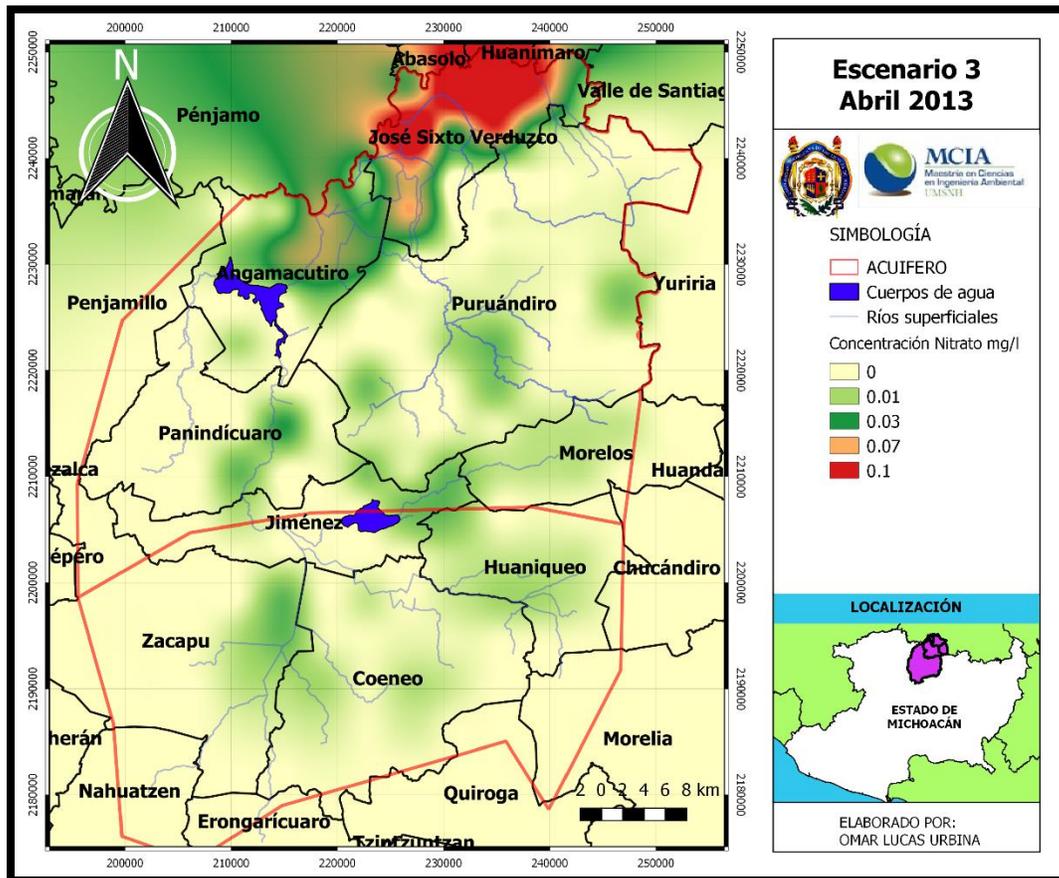


Figura 119. Distribución espacial del transporte de nitratos para el tercer escenario del mes de abril de 2013.

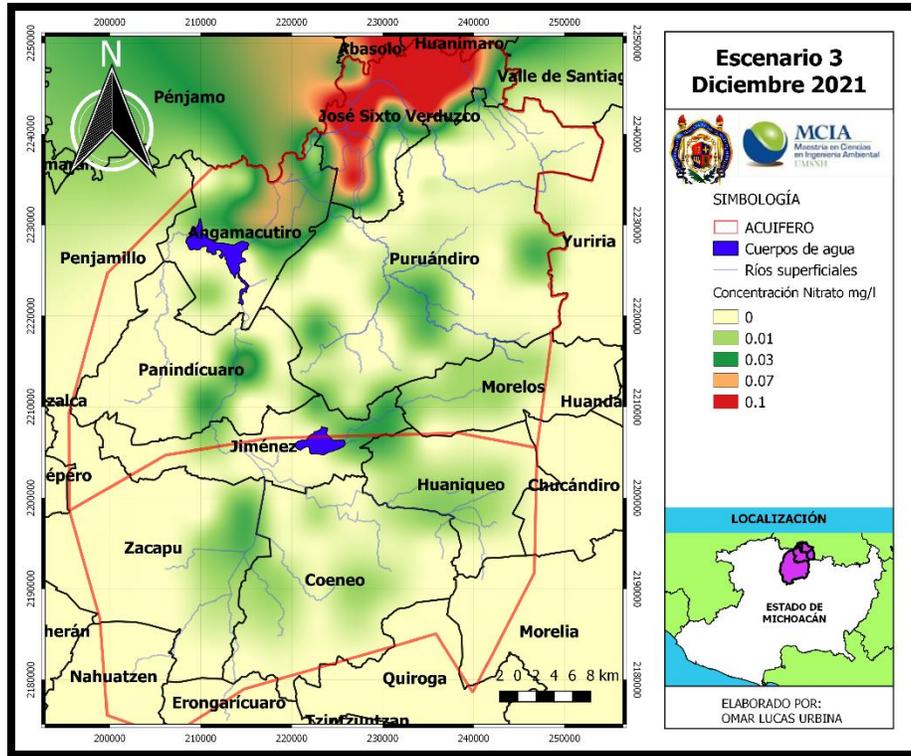


Figura 121. Distribución espacial del transporte de nitratos del tercer escenario para el mes de diciembre de 2018.

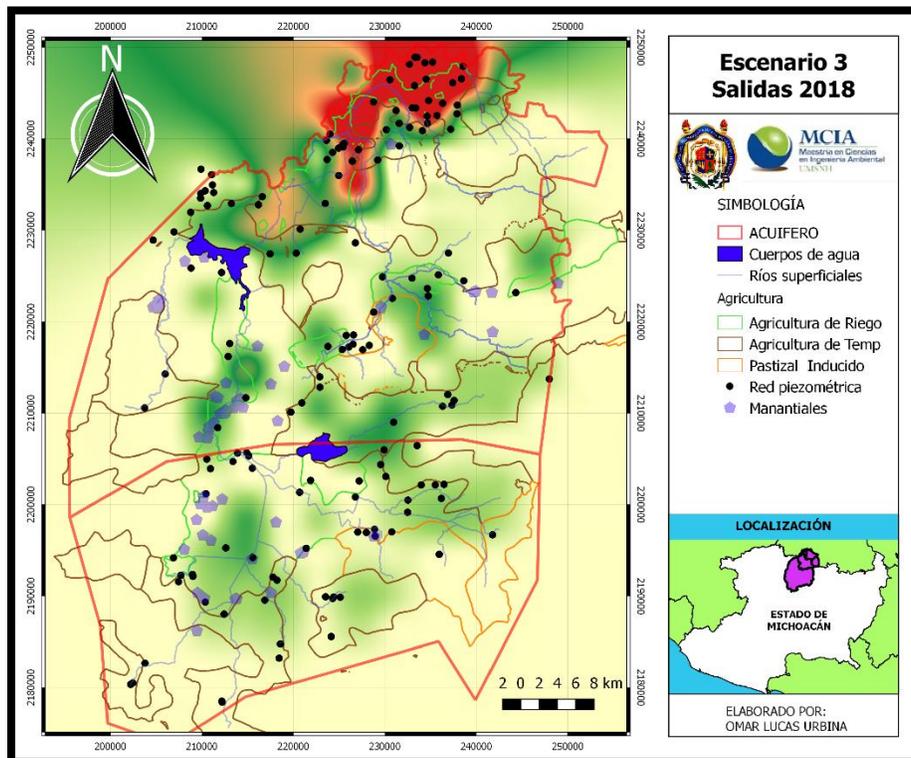


Figura 122. Distribución espacial del transporte de nitratos del tercer escenario del mes de septiembre de 2018.

6.7.4 Cuarto escenario

Continuando con una disminución en las concentraciones de la contaminación por nitratos, se analizará el caso de una muy baja producción agrícola, que sería la parte más extrema y que además económicamente afectar al a los agricultores que se benefician de esta actividad, siendo este un caso extremo en la producción agrícola.

Esquema de simulación:

- Concentración inicial del módulo MT3D igual a cero.
- El 0.04% del balance de nitrógeno de la agricultura de Michoacán.
- Distribución de la concentración mes a mes (tabla 25), año a año mediante recarga.
- El periodo de simulación es de octubre de 2004 a corto plazo.
- Simulando Procesos de lixiviación, advección y dispersión.
- Para el análisis a corto plazo, las entradas y salidas de flujo no cambian con respecto al año 2017.

Tabla 26. Distribución de la contaminación de un año de acuerdo con los porcentajes de fertilización para el tercer escenario.

% Fertilización	Mes	Concentración NO ₃ mg/l
9%	Enero	38.44
9%	Febrero	40.11
12%	Marzo	50.13
11%	Abril	45.96
11%	Mayo	45.12
7%	Junio	27.57
4%	Julio	17.55
10%	Agosto	42.61
9%	Septiembre	36.77
5%	Octubre	20.05
7%	Noviembre	30.08
7%	Diciembre	28.41
Total		422.80

Para este escenario las concentraciones por nitratos son aproximadamente de 0.03 mgNO₃/l, y para parte Norte como se ha venido observado es la zona que mayor concentración de nitratos mantiene, en este cuarto escenario asciende a 0.05 mgNO₃/l (Figura 124).

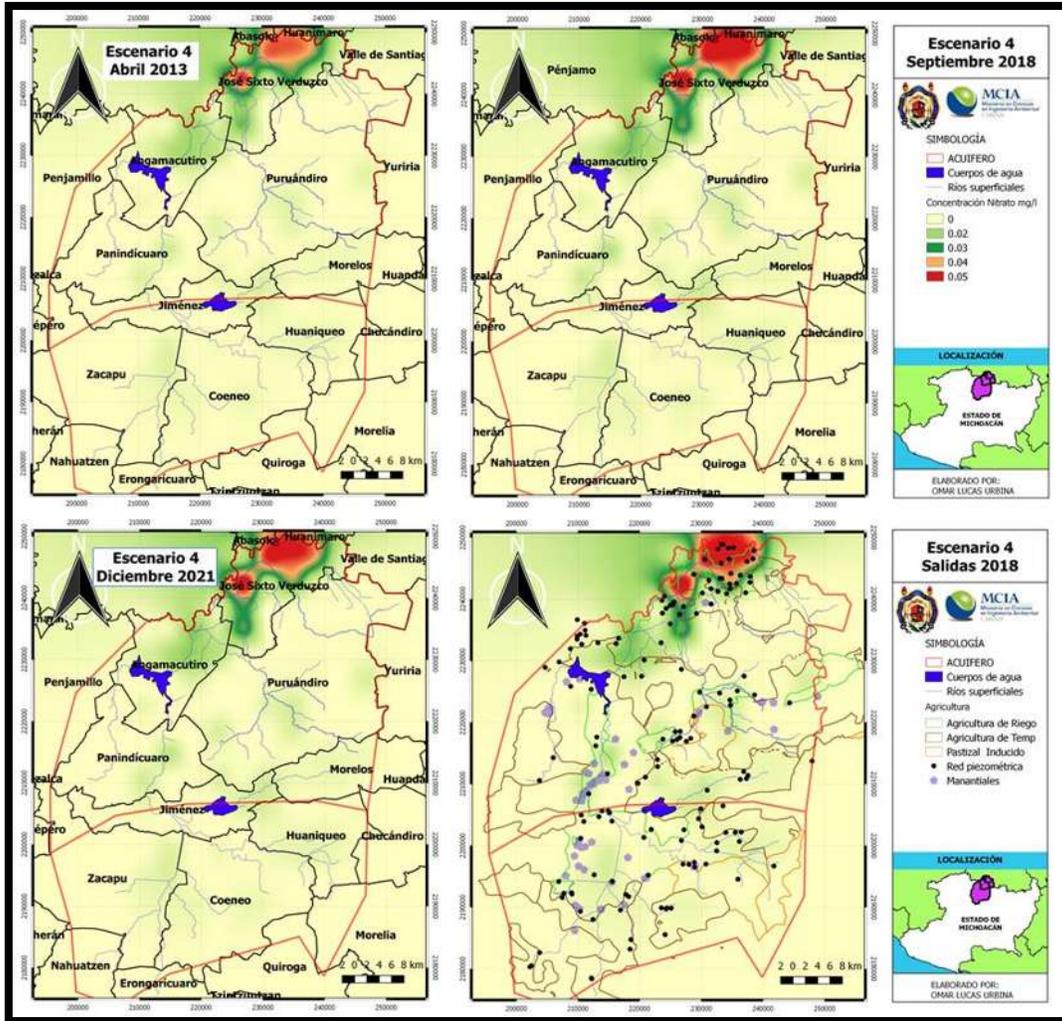


Figura 123. Comportamiento de la distribución de nitratos en el paso del tiempo de abril de 2013 a diciembre de 2021 del cuarto escenario.

6.7.5 Quinto escenario

No se podía dejar de lado la posibilidad de un aumento en la producción agrícola y con la tendencia actual de fertilizar, es decir, sin control de las dosis de fertilización de acuerdo al cultivo, tierra, clima y recurso hídrico.

Esquema de simulación:

- Concentración inicial del módulo MT3D igual a cero.
- El 200% del balance de nitrógeno de la agricultura de Michoacán.
- Distribución de la concentración mes a mes (tabla 26), año a año mediante recarga.
- El periodo de simulación es de octubre de 2004 a corto plazo.
- Simulando Procesos de lixiviación, advección y dispersión.
- Para el análisis a corto plazo, las entradas y salidas de flujo no cambian con respecto al año 2017.

Tabla 27. Distribución de la contaminación de un año de acuerdo con los porcentajes de fertilización para el cuarto escenario.

% Fertilización	Mes	Concentración NO ₃ mg/l
9%	Enero	1,921.84
9%	Febrero	2,005.39
12%	Marzo	2,506.74
11%	Abril	2,297.85
11%	Mayo	2,256.07
7%	Junio	1,378.71
4%	Julio	877.36
10%	Agosto	2,130.73
9%	Septiembre	1,838.28
5%	Octubre	1,002.70
7%	Noviembre	1,504.05
7%	Diciembre	1,420.49
Total		21,140.20

En este quinto escenario, las concentraciones por nitratos ascienden a 1 mgNO₃/l, afectando la parte norte tal cual se ha venido observando en los escenarios anteriores (Figura 125).

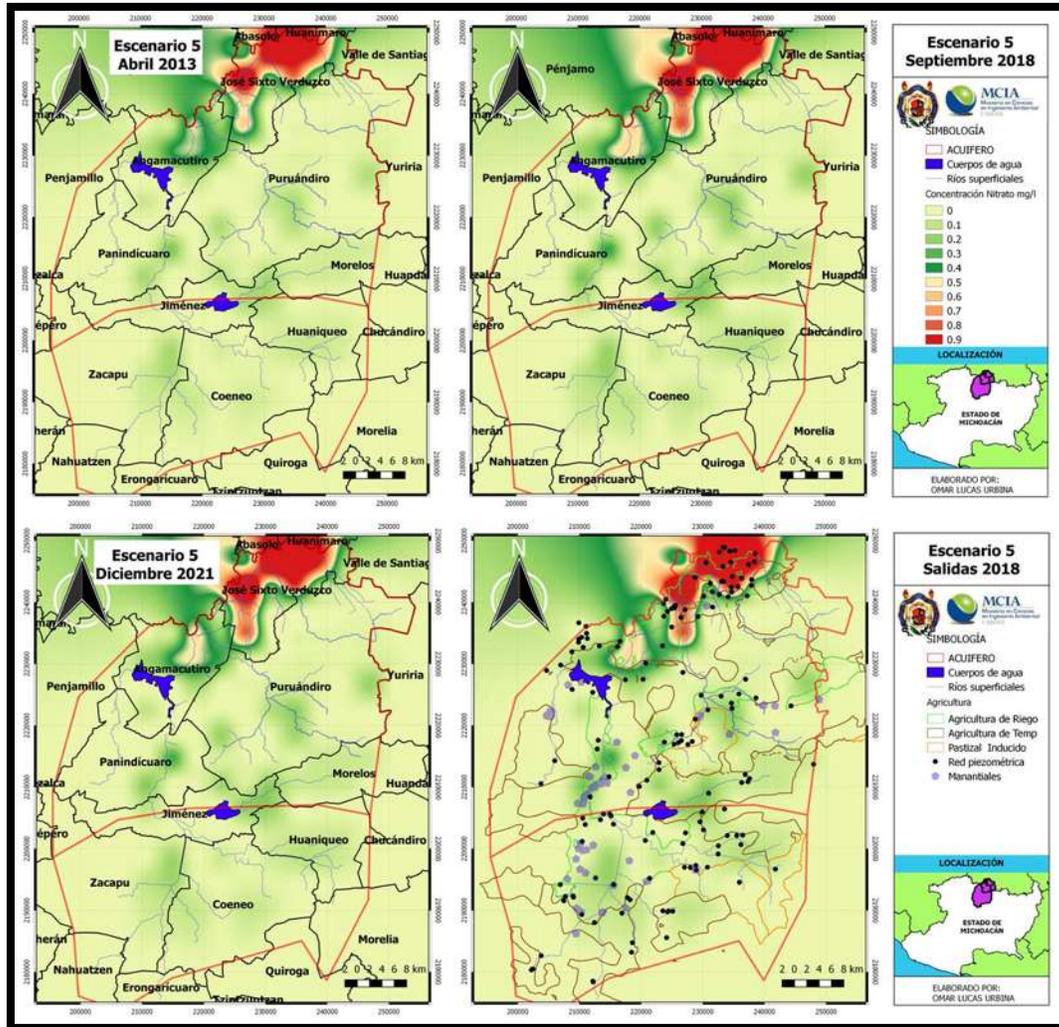


Figura 124. Comportamiento de la distribución de nitratos en el paso del tiempo de abril de 2013 a diciembre de 2021 del quinto escenario.

7 DISCUSIÓN DE RESULTADOS

Respecto a la calibración del modelo superficial, no se lograron obtener mejores resultados que los de la calibración realizada por Flores Fernández (2016), posiblemente debido a las asunciones tomadas en el proceso de modelación, las cuales pueden llegar a ser diferentes entre un modelador y otro. En el caso de la modelación realizada en esta investigación, se actualizaron los datos de las estaciones climatológicas, sin embargo, no se contó con nuevos datos para las estaciones hidrométricas, debido a falta de información que proporcionan los distritos de riego. Se espera contribuir al entendimiento del sistema de flujo subterráneo de la zona de estudio mediante la actualización de la información climática, mediante la mejora del modelo matemático y sus resultados.

La modelación subterránea en PMWIN-MODFLOW resulta muy sencillo el ingreso de los datos, la creación del modelo, sin embargo, el uso de los paquetes que detonaran acciones sobre el acuífero es monótono la transformación de la información a las matrices que requiere el programa, las cuales están en función del mallado inicial que se le dé al modelo.

La tarea más ardua de la modelación subterránea es el proceso de calibración, ya que se requiere de cierta habilidad del programa, así como conocimientos de Excel para poder elaborar una serie de macros que ayuden en la lectura de la información que arroja el programa. Para el desarrollo del modelo fue necesario elaborar dos macros de Excel: una para la calibración del nivel piezométrico y otra para el transporte de contaminante. Otra habilidad necesaria fue contar con cierta destreza para la generación de matrices de parámetros para la ejecución de nuevas simulaciones; por otro lado, el tiempo que toma que el programa para ejecutar los algoritmos de solución es mínimo siempre que los valores que alimentan el programa se hayan colocado de forma correcta.

En este trabajo la calibración presentada muestra aproximaciones cercanas a cero y en su mayoría entre los 30 a 80 centímetros, proceso que otros programas de diferencias finitas no se había logrado. Si bien si se tienen zonas con valores por arriba de los 100 o 300 metros, lo cual se debe a la falta de valores observados para esas zonas y a la interpolación, que dependiendo del método que se use podrá beneficiar o perjudicar el resultado.

El módulo de MT3D es un paquete de cálculo muy sencillo de usar, dependiendo del contaminante simular este podrá tener ciertos procesos de transporte o transformaciones químicas, en esta investigación se usaron tres, siendo ellos la lixiviación, advección y dispersión, que juntos hacen introducir el contaminante por medio de la geología y transportarla por el agua subterránea.

El BNAM está basado en la metodología Española que se realiza en aquel país, por lo que los valores usados de dosis de fertilización registrados para aquellas tierras españolas, se vio en la necesidad de ser aplicados a los cultivos de Michoacán, por lo que el balance podría estar alterado, ya que las condiciones de clima y tipo de suelo puedan llegar a ser diferentes, pudiendo así, subvalorar o sobrevalorar dicho balance, y esto a causa de información de las dosis de fertilización usadas para esta zona de estudio, de la cual no se registra dichos consumos. Sin embargo, este cálculo realizado es una primera aproximación, a una contaminación difusa que no se puede ver, pero si es posible cuantificarla, que permita tomar acciones para reducir la contaminación que llega a las aguas subterráneas.

Los comportamientos de los distintos escenarios nos permitieron conocer que los meses donde inicia la temporada de lluvias y mediados de estas, es donde más se acentúa las concentraciones por nitratos en el acuífero, donde al finalizar esta temporada esté vuelve a recuperarse, sin embargo, por las propiedades

hidrodinámicas impide que se haga de forma rápida, por lo que al llegar la siguiente temporada aumentara las concentraciones y serán acumulativas año con año.

Las zonas más vulnerables llegaron a ser la zona lacustre en donde si bien las concentraciones no son excesivas, pero si abarcan cierta área de la parte central del acuífero, así mismo la parte Norte es la más afectada, principalmente por el gradiente hidráulico que es menor en esa zona, aunado a que dos de los tres módulos del distrito de riego se encuentran ahí, siendo estos los que mayor producción agrícola reportan en bases de datos de la SAGARPA.

De acuerdo a la geología de la zona por ser del tipo volcánico en su mayoría y algunas zonas lacustres, hacen que en conjunto la afectación de las aguas subterráneas por nitratos sea mínima, pero no por ello se podrá descuidar los residuos que quedan en el suelo y que la tierra y planta ya no asimilan, ya que estos en algún momento son arrastrados a cuerpos superficiales y ríos, donde en algunos caso estas aguas ricas en nutrientes llegan a los mares, que a su vez proliferan el crecimiento de algas, tal es el caso en este año 2018 del sargazo en el caribe mexicano, producto de altas concentraciones de nutrientes que se tienen en el mar, y que afectos a cientos de turistas que buscaban playa limpias, y se encontraron con la invasión de este espécimen.

Si bien una reducción en las dosis de fertilización que se da a los cultivos fuera precedido de buenas prácticas agrícolas, esto ayudaría a cuidar y preservar el agua subterránea, ayudando a que las concentraciones disminuyan con el tiempo.

Los resultados del comportamiento de la contaminación por nitratos para el quinto escenario comprueban que aun aumentando las dosis de fertilización, los cuales son generadores de la contaminación difusa, las aguas subterráneas no se verán afectadas sobrepasando los límites permisibles para uso y consumo humano, así como otras agencias de nivel mundial, no por ello, podemos dejar que el uso de fertilizantes nitrogenados se coloque sin una especificación para cada cultivo.

Una manera de poder reestablecer el funcionamiento ambiental empieza desde donde el ser humano puede hacer un cambio en sus usos y costumbres, así como normativas que regulen la actividad humana, siendo estrictas y llevando a cabo las sanciones correspondientes, siempre con el compromiso de cuidar y preservar los recursos naturales puesto que, un proverbio indio dice, que “La tierra no es una herencia de nuestros padres, sino un préstamo de nuestros hijos”. Frase que se mencionó en la carta del día mundial de la tierra un 22 marzo de 2003.

8 CONCLUSIONES Y LÍNEAS FUTURAS DE INVESTIGACIÓN

8.1 Conclusiones

La modelación matemática permitió conocer la distribución de nitratos en los acuíferos de Zacapu y Pastor Ortiz, encontrando que en depresiones piezométricas (zonas de menor gradiente hidráulico), aunadas a una alta producción agrícola, son las zonas más vulnerables a la contaminación por nitratos.

El modelo superficial proporcionó las series de infiltración, que fueron usadas como dato de entrada al modelo subterráneo.

El modelo subterráneo fue capaz de reproducir el movimiento y comportamiento del flujo, sirviendo además como base para el análisis del transporte de nitratos en el medio poros saturado, realizado mediante el módulo MT3D.

La escasez de información para la modelación de un sistema hidrológico representa un gran reto, ya que se deberá tomar las decisiones, seleccionar herramientas y métodos que mejor se ajusten para la construcción del modelo, y así reproducir una aproximación de la realidad de dicho sistema, lo cual dependerá del objeto de estudio de la investigación.

Los monitoreos y muestreos realizados en la zona de estudio fueron la base fundamental para la calibración de los modelos, colaborando con bases de datos históricas para estudios subsecuentes de la zona de estudio Zacapu y Pastor Ortiz.

El análisis de niveles piezométricos en el tiempo del 2007 al 2017 mostró que hay descensos de nivel variando de 1 a 4 centímetros, y aún en la zona de Pastor Ortiz la cual está considerada por la CONAGUA como zona sobreexplotada no sobrepasaban este rango. Así mismo contar con registros del nivel de forma electrónica, proporcionará registros del nivel más precisos.

La contaminación de las aguas subterráneas en los acuíferos de Zacapu y Pastor Ortiz por nitratos resultó ser inferior a valores establecidos en normas de calidad del agua para la salud establecidos en la NOM-127-SSA1-1994, siendo consistente y concentrándose la contaminación en la zona norte de los acuíferos.

La metodología del balance de nitrógeno en la agricultura española permitió cuantificar la contaminación difusa producto de la actividad agropecuaria en la zona de estudio, en donde José Sixto Verduzco, Jiménez y Angamacutiro, son los municipios con mayor producción de nitrógeno, contando con áreas de cultivo más pequeñas al resto de los municipios, de ahí que estos tres municipios sean los que presentaron mayor contaminación por fuente difusa.

Esta metodología española podrá ser mejorada para México, si los expertos en producción vegetal, animal, fertilización, edafología, estadísticas agrarias, los centros de docencia e investigación y el sector privados, para determinar los coeficientes, producciones reales, los cuales son participes en cada uno de los

apartados de las entradas y salidas para llevar acabo el balance y ser adaptada a las necesidades y comportamientos de la actividad agropecuaria.

Para los escenarios de simulación del transporte de contaminante, se encontró que el tiempo de simulación a futuro es posible realizarla a corto plazo, siendo esté de un periodo de 4 años, pasado este tiempo los comportamientos tienden a disminuir por considerar que las precipitaciones y extracciones no tendrían variación con respecto al último año de información registrada.

De acuerdo al comportamiento del transporte de contaminante en los acuíferos, las concentraciones cuantificadas provenientes del balance de nitrógeno no son lo suficientemente altas para llegar a contaminar los acuíferos; para que sobrepasen el valor establecido de los $10 \text{ mgNO}_3/\text{l}$ que marca la norma, se requeriría que las concentraciones fueran 10 veces mayor del valor de las concentraciones cuantificadas.

En el caso de los muestreos de calidad del agua al igual que las simulaciones del transporte, mostraron que el valor obtenido de nitratos en el mes de marzo con respecto al mes de noviembre disminuyó debido a la temporada de lluvias y recarga del acuífero, diluyendo y haciendo menores las concentraciones; por otro lado, se observó que el mes en donde las concentraciones aumentan es para el mes de septiembre del periodo histórico.

En esta investigación se ha establecido las bases metodológicas que permitirá analizar otros acuíferos del país (aún bajo la premisa de escasez de datos), que por sus características geológicas puedan llegar a estar más expuestos a un contaminante, dejando en situación vulnerable a las personas que hacen uso y consumo del agua de dichos acuíferos.

8.2 Líneas futuras de investigación

Enmarcado en el trabajo previamente descrito de esta tesis, a continuación, se proponen una serie de líneas futuras de investigación complementarias:

- Generación de series de infiltración afectadas por efecto del cambio climático a corto y mediano plazo, con objeto de analizar el efecto de la estacionalidad climática en la zona de estudio que pueda afectar la calidad de las aguas subterráneas.
- Realizar un estudio de la gestión del recurso hídrico con énfasis en la calidad del agua superficial y subterránea, que permita mitigar el efecto de la contaminación en cuerpos superficiales y subterráneos.
- Integrar un modelo de transporte de solutos que permita simular las concentraciones de contaminación por nitratos hacia el agua subterránea y superficial.
- Generar un libro de buenas prácticas agrícolas para los agricultores, enfocado en aprovechar el uso y aplicación de fertilizantes de una manera eficiente, ayudando a la producción de sus cultivos y el ahorro en su economía.
- Analizar nuevos escenarios, revisando cuáles son más factibles de presentarse en el corto y mediano plazo.
- Proponer un sistema de monitoreo más robusto y espacialmente distribuido en los sistemas acuíferos analizados.
- Retroalimentar al modelo de flujo subterráneo y de transporte de solutos con nueva información que vaya surgiendo, con objeto de verificar las predicciones realizadas y mejorar el funcionamiento de dichos modelos.

9 BIBLIOGRAFIA

- Abel Solera Solera, Javier Paredes-Arquiola, J.A.-Á., *Aplicaciones de SSD en Planificación y Gestión* Primera ed., Barcelona: 2014.
- Andreu Alvarez, J., S.J.D., 1989. *LA MODELACION EN PLANIFICACION HIDRAULICA* U. P. de Valencia, ed., Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente.
- Arquiola et al, J.P., 2011. Herramienta EvalHid para la evaluación de recursos hídricos Manual Técnico v1.0. , p.52.
- Arumí, J.L., Martin, D.L. & Watts, D.G., 2011. MODELACIÓN DEL IMPACTO DE PRÁCTICAS DE MANEJO AGRÍCOLA EN LAS AGUAS SUBTERRÁNEAS.
- Abbot, M. B., & Bathurst, J. C. (1987). An introduction to the European Hydrological System. System Hydrologique European, SHE, 1; History and philosophy of a physically based distributed modelling system. *Journal of Hydrology*, 1986, 45-59.
- Álvarez, C., & R. y Steinbach, H. (2000). *Predictions of Available Nitrogen Content in Soil Profile Depth Using Available Nitrogen Concentration in Surface Layer*. Commun. Soil Sci. Plant Anal., 32, pp. 759-769.
- Andreu A., A. (1986). *La modelación en la planificación hidráulica: Modelos de simulación y síntesis de hidrología superficial*. Valencia, España: Servicios de publicación UPV.
- Betancur, T. & Palacio, C., 2009. La Modelación Numérica como Herramienta para La Exploración Hidrogeológica y Construcción de Modelos Conceptuales (Caso de aplicación : Bajo Cauca Antioqueño). *Dyna*, 160, pp.39-49.
- Burton, M.A., 2007. Application of a Nitrate Fate and Transport Model to the Abbotsford-Sumas Aquifer , Whatcom County , Washington.
- Bergström, S. (1995). *The HBV model, computer models of watershed hydrology* Water Resources publications.
- Burnash R.J.C., e. a. (1973). *A generalized streamflow simulation system - conceptual modeling for digital computers*. U. S. Department of Commerce, National Weather and State of California, Department of Water Resources.
- Cabrera, J., 2009. Calibración de Modelos Hidrológicos. *Imefen.Uni.Edu.Pe*, 1, pp.1-7. Available at:
http://www.imefen.uni.edu.pe/Temas_interes/modhidro_2.pdf.
- Campos Aranda, D., 2007. Estimación y aprovechamiento del escurrimiento. , p.333.
- Comisión Nacional del Agua, 2009. *Programa Hídrico Visión 2030 del Estado de Durango*,

- Conagua, 2011. Agua en el mundo. *Estadísticas del agua en México*, pp.113–126. Available at: http://www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Contenido/Documentos/SINA/Capitulo_8.pdf.
- Conagua, 2013. Estadísticas del Agua en México,. *Secretaría de Medio Ambiente y Recursos Naturales*, p.176. Available at: www.conagua.gob.mx/CONAGUA07/Publicaciones/Publicaciones/EAM2013.pdf.
- Cotler, H. & Iura, D., 2010. Contaminación potencial difusa por actividad agrícola. *Las cuencas hidrográficas de México. Diagnóstico y priorización*, pp.120–123. Available at: http://www2.inecc.gob.mx/publicaciones/consultaPublicacion.html?id_pub=639.
- CONAGUA-IMTA-SEMARNAT. (2007). *Actualización hidogeológica de los acuíferos: Maravatío - Contepec - Epitacio Huerta, Zacapu, Morelia - Queréndaro y Pastor Ortiz en el estado de Michoacán. Convenio de Colaboración CNA-OCLSP-JAL-CONV-008-2007. Informe Final. México.*
- Donado Garzón, L.D., 2017. AGUAS SUBTERRÁNEAS Taller sobre Planes de Manejo de las Aguas. In GIREH, ed. *Ciencia y tecnología para el país gireh*. Bogotá D.C. Colombia, Sur América: Universidad Nacional de Colombia. Available at: <http://www.docentes.unal.edu.co/lddonadog%7C>.
- Estrela, T. (1992). *Modelos matemáticos para la evaluación de los recursos hídricos*. Centro de Estudios Hidrográficos del Centro de Estudios y Experimentación de Obras Públicas. CEDEX.: Ministerio de Obras Publicas.
- Flores Fernández, G.C., 2016. *Evaluación del cambio climático en el funcionamiento hidráulico de los acuíferos Zacapu y Pastor Ortíz*. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.
- Freire, A.A.A., 2009. Contaminación de aguas subterráneas: determinación del coeficiente de dispersión mediante el uso de trazadores conservativos. , p.188.
- García, I. et al., 2010. Transporte de contaminantes en aguas subterráneas mediante Redes Neuronales Artificiales. *Informacion Tecnologica*, 21(5), pp.79–86.
- González Correa, A., 2015. *DETERMINACIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE NITRATOS EN ESCORRENTÍA SUPERFICIAL Y MANTOS ACUÍFEROS CON MODELACIÓN MATEMÁTICA*. Universidad Michoacana de San Nicolas de Hidalgo.
- Guillermina GÓMEZ-BELTRÁN¹, Guillermo Pedro MORALES-REYES, G.M.-M. y T.B.P.-S., 2014. APLICACIÓN DEL MODELO VISUAL MODFLOW PARA LA EVALUACIÓN DE LA HIDRODINÁMICA DEL ACUÍFERO SUBYACENTE A

- UN VERTEDERO DE RESIDUOS SÓLIDOS URBANOS. , 30(3), pp.263–274.
- Herrera-Carbajal, S., Villalba-Atondo, A.I. & Molinar-Tabares, M.E., 2007. Modelación hidrogeológica y evaluación de la sustentabilidad del acuífero transfronterizo del Río San Pedro en Sonora, México. *Revista Latinoamericana de Recursos Naturales*, 3(1), pp.21–30. Available at: <http://www.itson.mx/publicaciones/rln/Documents/v3-n1-3-modelacion-hidrogeologica-y-evaluacion-de-la-sustentabilidad.pdf>.
- IHOBE, S.A., 2006. *Guía Técnica Para la Aplicación de Modelos Informaticos para el transporte y el flujo de Contaminantes en el Agua subterranea* GOBIERNO VASCO, ed., ESPAÑA: JULIO 2006.
- Jacqueline Köhn, Eduardo E. Kruse, J.E.S., 2000. MODELADO EN GEOFISICA APLICADO AL TRANSPORTE DE NITRATO EN AGUAS SUBTERRANEAS Jacqueline Köhn 1 ; Eduardo E. Kruse 2 & Juan E. Santos 3. , pp.1–6.
- Lara-borrero, J., 2013. MODELACIÓN HIDRÁULICA Y DE CALIDAD DEL. , (June).
- LLAMOCCA A. M. V., Q.P.E.Y.& Q.S.Y.M., 2014. IN THE CENTURY MINE AREA : APPLICATION TO WATER SUPPLY QUALITY IN THE TOWN. , 2014, pp.1–9.
- MADRIGAL BARRERA, J.J., 2015. *Modelo de gestión hídrica de la cuenca del río Angulo, para uso conjunto: superficial y subterráneo*. Universidad Michoacana de San Nicolás de Hidalgo.
- Martínez Gaspar, F. et al., 2011. El exceso de nitratos: un problema actual en la agricultura. *Universidad Autónoma de Chihuahua*, pp.11–16. Available at: http://www.uach.mx/extension_y_difusion/synthesis/2011/08/18/el_exceso_de_nitratos_un_problema_actual_en_la_agricultura.pdf.
- Mate, G.W., 2002. Groundwater Management : Gestión Sustentable del Agua and Tools Conceptos y Herramientas. *Requerimientos de Monitoreo del Agua Subterránea para manejar la respuesta de los acuíferos y las amenazas a la calidad de agua.*, Nota 9(Figura 1), pp.1–10. Available at: www.worldbank.org/gwmate.
- Melrose, J., Perroy, R. & Careas, S., 2015. Programa Nacional Hidrico 2015. *Statewide Agricultural Land Use Baseline 2015*, 1.
- MAPAMA, M. d. (2016). *Balance de Nitrógeno en la Agricultura Española*. Madrid España: País España.
- Marco J.B, e. a. (1989). *Stochastic Hydrology and its Use in Water Resources Systems Simulation and Optimization*. Holanda: Kluwer Academic Publishers.
- Martinez Cortina, L., & Cruces de Abia, J. (2007). *Modelo Matematicos en hidrogeología. Master en Inegniería Medio Ambiente y Gestión del Agua*.

- Martínez, J. G., Castellanos, Z., Rivera, M., & Núñez, R. y. (2006). "Contaminación por nitratos en acuíferos del norte de México y del estado de Guanajuato (Vol. 6). Agrofaz, publicación semestral de investigación científica. doi:ISSN 1665-8892
- McDonal, M. G., & and Harbaugh, A. W. (1988). *A modular three-dimensional finite-difference ground-water flow model: U. S. Geological Survey Techniques of Water-Resources Investigations, book 6, chap. A1, 586 p.*
- Oscar Andrés Estrada Restrepo, Jaime Ignacio Vélez Upegui, M.V.V.O., 2010. *Modelación Acoplada de Aguas Superficiales y Subterráneas para la Gestión Conjunta del Recurso Hídrico en el XXIV Congreso Latinoamericano de Hidráulica Selección de Trabajos Punta del Este , Uruguay , 2010,*
- Pérez Ceballos, R. & Pacheco Ávila, J., 2004. Vulnerabilidad del agua subterránea a la contaminación de nitratos en el estado de Yucatán. *Ingeniería*, 8(1), pp.33–42.
- Pacheco, J. y. (2003). *Fuentes principales de nitrógeno de nitratos en aguas subterráneas.* Ingeniería, revista académica, 7, pp. 47-54.
- Pérez, M. Á. (2005). *Modelo distribuido de simulación del ciclo hidrológico y calidad del agua, integrado a sistemas de información geográfica, para grandes cuencas. Aportación la análisis de presiones e impactos de la directiva marco del agua .* Valencia, España.
- Ruby BRENES, A.C. y R.R.-G., 2011. MONITOREO DE LA CONCENTRACION DE NITRATO EN EL ACUÍFERO DEL VALLE DE PUEBLA. , 27(3), pp.313–321.
- Ruiz García, J. M. (1998). *desarrollo de un modelo hidrológico conceptual-distribuido de simulación continua integrando con un Sistema de Información Geográfica.* Valencia, España: ETSICCP, UPV.
- Sahuquillo, A., & Cassiraga, E. e. (2010). *Modelos de uso conjunto de aguas superficiales y subterráneas.* España: Instituto Geológico y Mniero.
- SAAVEDRA FLECHAS LIZ, 2013. Modelación Hidráulica Y De Calidad Del Agua Acoplada Para Humedales , Mediante Processing Modflow. *Pontificia Universidad Javeriana, Facultad de Ingeniería.*
- Said, A., Stevens, D.K. & Sehlke, G., 2005. Estimating Water Budget in a Regional Aquifer Using Hspf-Modflow Integrated Model. *Journal of the American Water Resources Association*, 41(1), pp.55–66. Available at: <http://doi.wiley.com/10.1111/j.1752-1688.2005.tb03717.x>.
- Sánchez De Oleo, C.M., 2015. Estimación de Parámetros en Modelos de Transporte de Agua y Nitrógeno en el Suelo. , p.152 pp.
- Sc, S.M.M. & Sc, K.M.B., 2005. Contaminantes desde Botaderos con MODFLOW

y MT3DMS Introducción.

Témez, J. (1977). *Modelo matemático de transformación precipitación-aportación*. ASINEL .

Thornthwaite and Mather, T. C. (1955). The Water balance. (pág. 1104). Publ. Climatol. Lab. Climatol. Drecel. Inst. Technol. 8.

ANEXOS

Anexo A.- Modelación del acuífero en MODFLOW-PMWIN

El método de trabajo para la modelación de acuífero en MODFLOW-PMWIN sigue la siguiente estructura:

1. Definición de geometría

Similar a otros modelos matemáticos para la simulación de acuíferos, PMWIN requiere la definición de parámetros geométricos por medio de celdas y las capas del acuífero Figura 126. Esta parte puede sustituirse por la importación de los mismos datos ya definidos con otro programa, además permite realizar la discretización de los sistemas tanto por diferencias finitas como por elementos finitos. (Sahuquillo et al. 2010).

Con el fin de contar con una mejor visualización del comportamiento de los niveles estáticos, se debe establecer un mallado ajustado a la distribución de sitios de monitoreo (pozos), con la ayuda de SIG QGIS 2.18 se realizará el mallado, asegurándose que abarque a los sistemas subterráneos, identificando el número de columnas y renglones que lo componen. Así mismo esta definición del mallado podrá permitir y discretizar que pozos son convenientes a la hora del monitoreo.

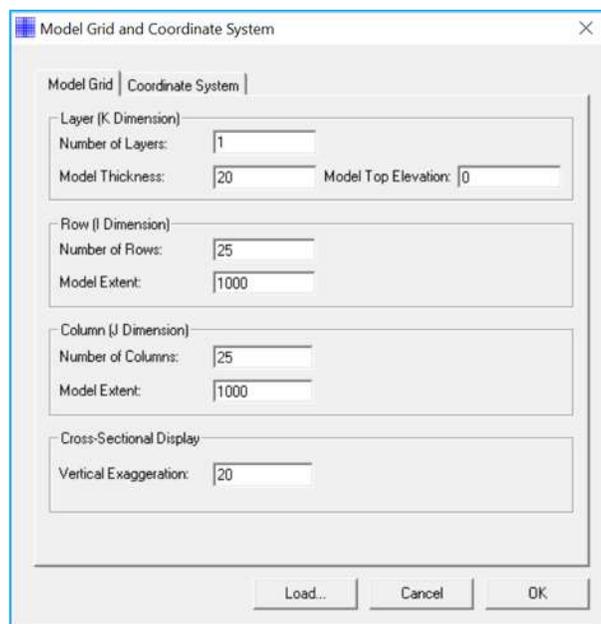


Figura 125. Ingreso de la geometría del modelo.

2. Propiedades de las capas del acuífero

En este apartado se debe indicar a PMWIN si el acuífero será simulado como: confinado, libre, semiconfinado de transmisibilidad variable o constante como se muestra en la Figura 127.

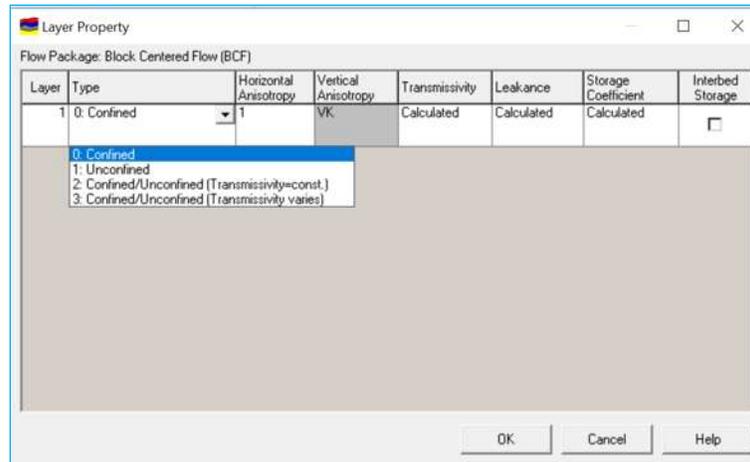


Figura 126. Propiedades de las capas del acuífero a simular.

3. Condiciones de frontera

Debe especificarse la discretización de las celdas que serán activas, inactivas y de nivel constantes, con la finalidad de representar los límites del acuífero y los cuerpos superficiales que interactúan con el (Figura 128).

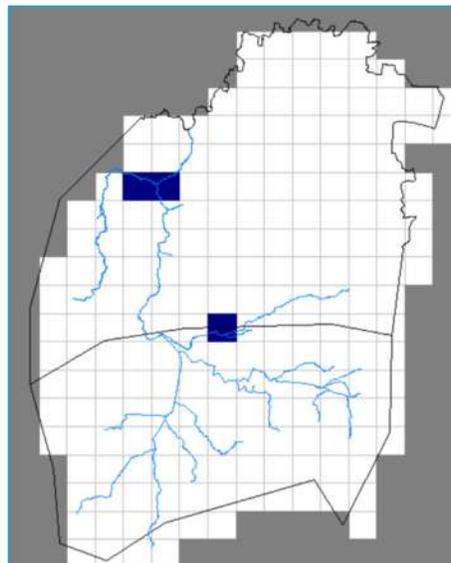


Figura 127. Condiciones de frontera para las celdas de la zona de estudio.

4. Variables

A partir de la información espacial se puede determinar los niveles del terreno de forma puntual de cada celda que integra el acuífero mediante el MDE de la zona, obteniendo un archivo tipo raster que contendrá dichos valores, para poder asignar un valor ponderado a cada celda se realiza un cambio del tamaño del pixel del

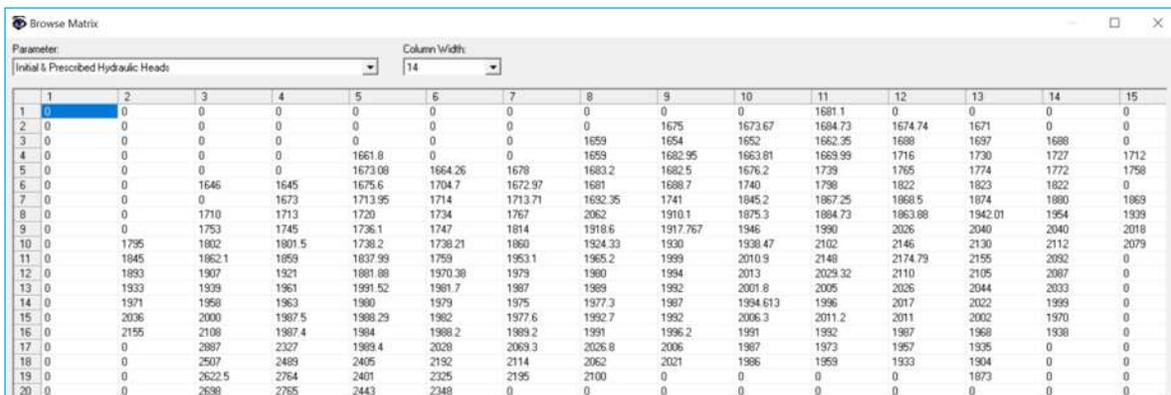
terreno natural generando de tal forma que estos se muestren a las dimensiones antes seleccionada con un único valor asignado de terreno.

Estos valores deben ser a su vez adaptados a una hoja de cálculo en donde se emule la geometría de los acuíferos con el fin de facilitar el ingreso de datos en el modelo a generar en AQUIVAL.

El espesor del acuífero deberá de establecerse conforme a perfiles geológicos, o columnas litológicas si se tienen, en caso de no contar con la caracterización del acuífero proponer un espesor, el cual puede ser modificado para lograr una excelente calibración y aproximación de la realidad.

El tiempo de simulación se puede definir si es en estado estacionario o transitorio, para lo cual será necesario ingresar periodos de cierta longitud de tiempo, siendo estos indefinidos, segundos, minutos, horas, días y años. El periodo de simulación dependerá de las series de información que se tengan para alimentar el modelo en el periodo y espacio requerido, principalmente la de recarga al acuífero, las cuales pueden provenir del balance hidrológico.

La Piezometría inicial se ingresará de acuerdo a la información espacial que se tiene pudiéndose determinar los niveles estáticos para el acuífero a partir de la interpolación kriging de los temas de curvas equipotenciales y las elevaciones de los almacenamientos subterráneos a partir de la extracción puntual de los valores y haciendo un cambio en el tamaño del pixel como anteriormente se mencionó.



Parameter	Column Width: 14														
Initial & Prescribed Hydraulic Heads	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1681.1	0	0	0	0
2	0	0	0	0	0	0	0	0	1675	1673.67	1684.73	1674.74	1671	0	0
3	0	0	0	0	0	0	0	1659	1654	1652	1662.95	1688	1697	1688	0
4	0	0	0	0	1661.8	0	0	1659	1682.95	1663.81	1669.99	1716	1730	1727	1712
5	0	0	0	0	1673.08	1664.26	1678	1683.2	1682.5	1676.2	1739	1765	1774	1772	1758
6	0	0	1646	1645	1675.6	1704.7	1672.97	1681	1688.7	1740	1798	1822	1823	1822	0
7	0	0	0	1673	1713.95	1714	1713.71	1692.35	1741	1845.2	1867.25	1868.5	1874	1880	1869
8	0	0	1710	1713	1720	1734	1767	2062	1910.1	1875.3	1884.73	1863.88	1942.01	1954	1939
9	0	0	1753	1745	1736.1	1747	1814	1918.6	1917.767	1946	1990	2026	2040	2040	2018
10	0	1795	1802	1801.5	1739.2	1738.21	1860	1924.33	1930	1938.47	2102	2146	2130	2112	2079
11	0	1945	1862.1	1859	1837.99	1759	1953.1	1965.2	1999	2010.9	2148	2174.79	2156	2082	0
12	0	1893	1907	1921	1881.88	1970.38	1979	1980	1994	2013	2029.32	2110	2105	2087	0
13	0	1933	1939	1961	1991.52	1961.7	1987	1989	1992	2001.8	2005	2026	2044	2033	0
14	0	1971	1958	1963	1980	1979	1975	1977.3	1987	1994.613	1996	2017	2022	1999	0
15	0	2036	2000	1987.5	1988.29	1982	1977.6	1992.7	1992	2006.3	2011.2	2011	2002	1970	0
16	0	2155	2108	1987.4	1984	1988.2	1989.2	1991	1996.2	1991	1992	1987	1968	1938	0
17	0	0	2887	2327	1989.4	2028	2069.3	2026.8	2006	1987	1973	1957	1935	0	0
18	0	0	2507	2489	2405	2192	2114	2062	2021	1986	1959	1933	1904	0	0
19	0	0	2622.5	2764	2401	2325	2195	2100	0	0	0	0	1873	0	0
20	0	0	2698	2765	2443	2348	0	0	0	0	0	0	0	0	0

Figura 128. Matriz de Piezometría del acuífero.

5. Parámetros hidrodinámicos

La conductividad hidráulica, capacidad de almacenamiento y la porosidad son parámetros de indispensables de entrada del modelo para poder realizar el cálculo del gradiente hidráulico y transporte de contaminante (Figura 130).

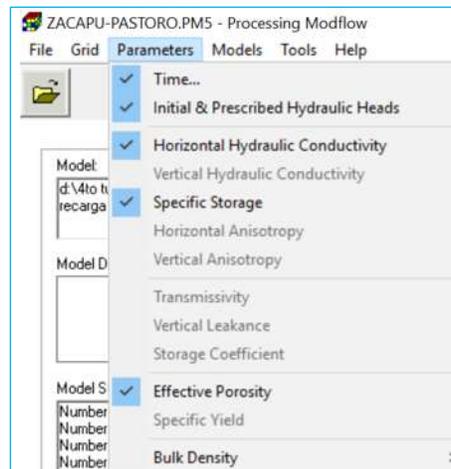


Figura 129. Parámetros hidrodinámicos que debe contener un modelo de flujo.

6. Acciones elementales

Consiste en identificar elementos o grupos de elementos que ejercen presiones sobre el acuífero es decir las series temporales de acciones exteriores al sistema que de una u otra forma afectan el esquema dinámico que de manera simple se traducen en entradas, cambios de almacenamientos y salidas, acciones tales como recargas o extracciones de agua. Lo que conlleva al uso de los paquetes de flujo de MODFLOW.

7. Definición de parámetros de control.

Es la selección de muestra resultados por elementos de la malla o por grupos que se extraerán como un resumen de la simulación, los cuales pueden ser nivel en una celda caudal de entrada o salida a una o varias celdas, o volumen almacenado en un conjunto de celdas, entre otros como se muestra en la Figura 131.

A partir de estos valores es posible validar la veracidad del modelo al reproducir el comportamiento del acuífero y determinar si es necesario modificar algunas de sus condiciones para mejorar las simulaciones obtenidas.

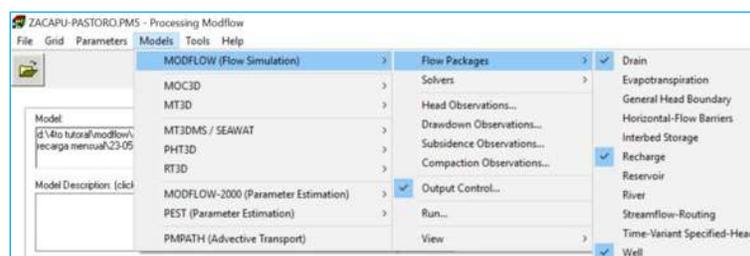


Figura 130. Paquetes de simulación de MODFLOW para un modelo de flujo.

8. Simulación del modelo

Una vez alimentado el modelo con toda la información requerida, bastará con simularlo, una vez acabado este proceso el cual es rápido, se pueden visualizar los resultados numéricamente o visualmente, en el cual se hace mediante Menú>Tools> “Result Extractor...” permitiendo diversas variables en la escala de tiempo ingresada previamente.

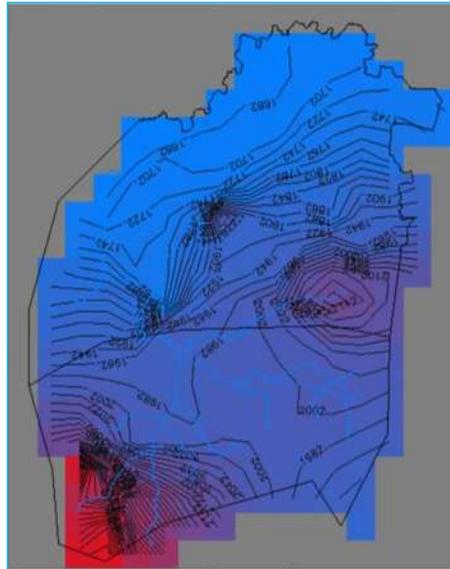


Figura 131. resultado de simulación de un modelo de flujo subterráneo.

Anexo B.- Modelación del transporte de contaminante MT3D

La base para el uso del módulo MT3D, es el modelo de flujo subterráneo, por lo que sobre éste, se tienen la siguiente estructura a seguir:

1. La concentración inicial

Está tendrá un valor igual a cero, ya que este apartado es para cuando sólo se tiene un solo vertido en el primer periodo de simulación y dado que la contaminación a representar para este estudio es variable en el periodo de simulación, se ingresará como recarga más adelante.

2. Procesos de transporte y lixiviación

Definir los procesos de transporte son indispensables para el análisis de nuestro contaminante a simular, por lo tanto, para la advección en el caso de transporte de nitratos se requiere se use el coeficiente de 0.75 y para la dispersión dispersión del mismo contaminante requerirá el valor de 0.76 para la dispersividad transversal horizontal y vertical, para la difusión molecular de 0.1, dichos procesos permitirán analizar el transporte, y para reproducir la lixiviación de la parte superficial al acuífero será necesario usar 0.001 realizando la disolución del contaminante.

3. Serie de concentración de contaminante

Para este proceso, se ingresará como una recarga que puede llegar a variar en el tiempo, de acuerdo al periodo y unidad de simulación y por lo tanto será necesario determinar las matrices de concentración para dichos periodos.

4. Simulación

Una vez alimentado el módulo de MT3D se procesará con la debida simulación, dado que el modelo de flujo subterráneo ya está simulado y calibrado, ya no es necesario volverlo a simular, a menos que se mueva alguna variable del modelo de flujo.

Anexo C.- Evaluación del peligro de contaminación del agua subterránea

Es necesario evaluar el peligro de contaminación del agua subterránea antes de poder definir en forma más clara las acciones necesarias para proteger su calidad, y tal evaluación debe convertirse en un componente esencial de las *buenas prácticas ambientales*. La definición lógica del peligro de contaminar el agua subterránea, parte del análisis de la interacción entre la vulnerabilidad de un acuífero a la contaminación y la carga contaminante que es, será o pudiera ser aplicada al ambiente subsuperficial como resultado de la actividad humana que ocurre en la superficie del suelo. Al aplicar un esquema de esta naturaleza, se puede hallar una vulnerabilidad alta, pero sin peligro de contaminación, debido a la ausencia de una carga contaminante subsuperficial importante. Más aún, la carga contaminante se puede controlar o modificar, pero la vulnerabilidad de un acuífero no, ya que en esencia es determinada por las condiciones hidrogeológicas naturales.

La vulnerabilidad de un acuífero a la contaminación es, en forma práctica, lo inverso de lo que en la jerga de la gestión de calidad del agua de ríos se conoce como 'la capacidad de asimilación de contaminantes por un cuerpo receptor. Se puede evaluar a partir de las características hidrogeológicas de la zona no saturada o de las capas confinantes suprayacentes. La definición de índices para cada una de las características que conforman el acuífero permite construir un índice general de vulnerabilidad que se puede representar con facilidad en un mapa. La superposición de este mapa con otro con los resultados de los levantamientos en campo de la carga potencial contaminante subsuperficial facilita la evaluación del peligro de contaminar el agua subterránea. (Mate 2002)

A partir del análisis se deben de desarrollar estrategias para reducir la vulnerabilidad del sistema y garantizar su sostenibilidad, para las decisiones y asignación de recurso.

La metodología integra aspectos cuantitativos y cualitativos, bajo un enfoque sistémico e interdependiente. Cuantificar e identificar los componentes del sistema.

El análisis de la vulnerabilidad es un proceso para determinar los componentes críticos o susceptibles de daño, pérdida o interrupción de los elementos bajo riesgo de un sistema, siendo necesario para los procesos de planificación y toma de decisiones a corto mediano y largo plazo, y evitar conflictos medioambientales.

El término vulnerabilidad a la contaminación de un acuífero o del agua subterránea se aplica para representar las características intrínsecas que determinan su susceptibilidad a ser afectados adversamente por una carga contaminante que produzca cambios químicos, físicos o biológicos que superen los límites máximos establecidos en las normativas que regulan la potabilidad del agua (Foster 1987).

La vulnerabilidad es principalmente función de:

- a) La capacidad de la zona saturada para limitar hidráulicamente la penetración de contaminantes;
- b) La capacidad de atenuación de los niveles situados sobre la zona saturada del acuífero, como resultado de su retención física y reacción química con los contaminantes.

Existen muchas técnicas para desarrollar una cartografía de la vulnerabilidad de acuíferos. Una de las más conocidas y la utilizada en este trabajo, es la denominada DRASTIC (Aller et al., 1987). DRASTIC es el acrónimo de un índice que involucra siete parámetros o factores:

D (Depth to water): profundidad del nivel del agua;

R (Net recharge): recarga neta;

A (Aquifer media): formación geológica que constituye el acuífero;

S (Soil media): cubierta edáfica bajo la superficie del terreno;

T (Topography): pendiente del terreno;

I (Impact of vadose zone): tipo de material geológico de la zona no saturada;

C (Hydraulic conductivity): conductividad hidráulica del acuífero.

El sistema permite determinar un valor numérico para cada sitio hidrogeológico por medio de un modelo aditivo (de la sumatoria de los valores asignados a cada parámetro). Cada uno de los siete factores recibe un peso ponderado por lo que la vulnerabilidad puede evaluarse a partir de la ecuación:

$$\text{Contaminación potencial} = (D_w \cdot D_r) + (R_w \cdot R_r) + (A_w \cdot A_r) + (S_w \cdot S_r) + (T_w \cdot T_r) + (I_w \cdot I_r) + (C_w \cdot C_r).$$

Donde:

Dw, Rw, Aw, Sw, Tw, Iw y Cw corresponden a la ponderación de cada uno de parámetros o factores señalados anteriormente.

Dr, Rr, Ar, Sr, Tr, Ir y Cr corresponden a la reclasificación o valoración interna de cada parámetro de acuerdo con la variabilidad de la propiedad

- Resultados de la evaluación del peligro de contaminación del agua subterránea

De acuerdo a la metodología DRACTIC, se aprecia que, en toda la zona de estudio, se tiene una vulnerabilidad “Moderada” la cual se puede apreciar en la Figura 133, en donde también se encuentra una zona con una “Alta” vulnerabilidad, teniendo posibilidad a ser contaminada el agua subterránea. Además, en donde se localizan los cuerpos superficiales, debido al estrato que es impermeable, dichos cuerpos fueron formados con la finalidad de construcción de represas, las cuales se encuentran hoy en día en funcionamiento.

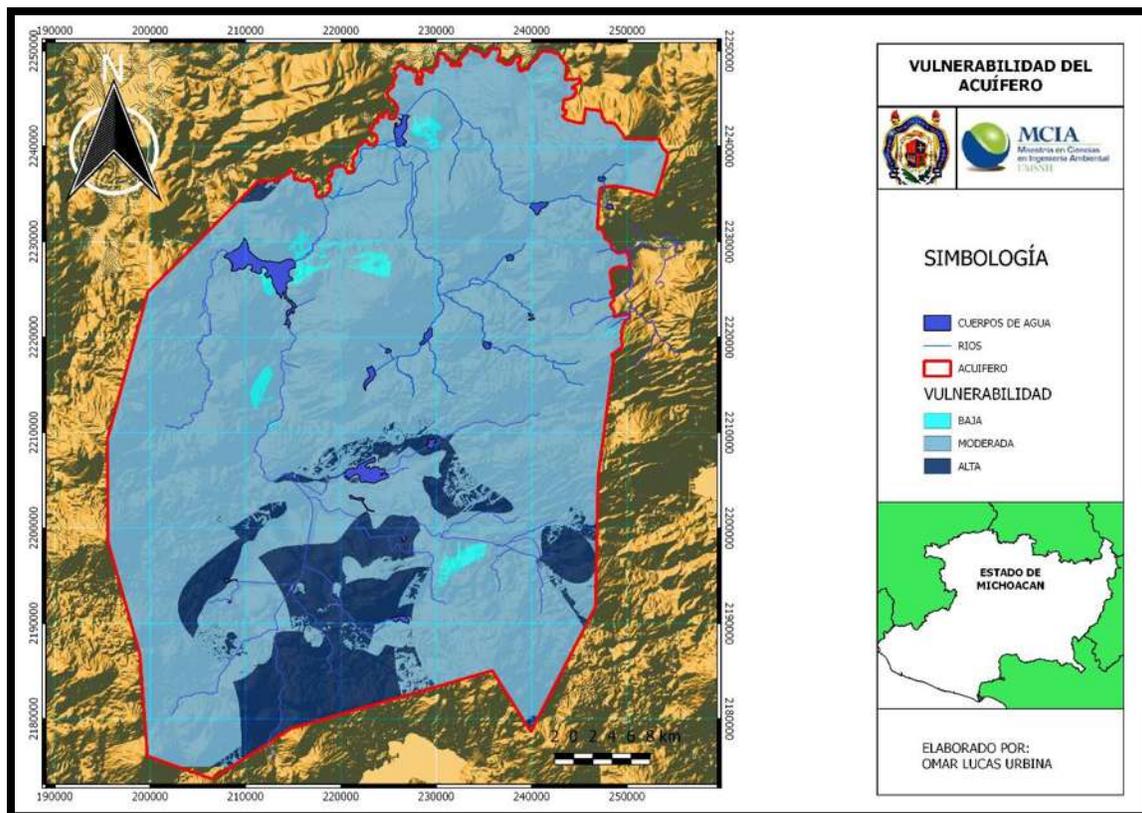


Figura 132. Vulnerabilidad del acuífero Zacapu y Pastor Ortiz mediante la metodología DRACTIC

Si superponemos el resultado de vulnerabilidad con el distrito de riego se observándose en la Figura 134, que es donde también se siente una vulnerabilidad moderada y alta, por lo que se deben de tener medidas, para evitar contaminar dichas zonas, ya que sino en un futuro serán zonas con un estado de contaminación activa para el agua subterránea.

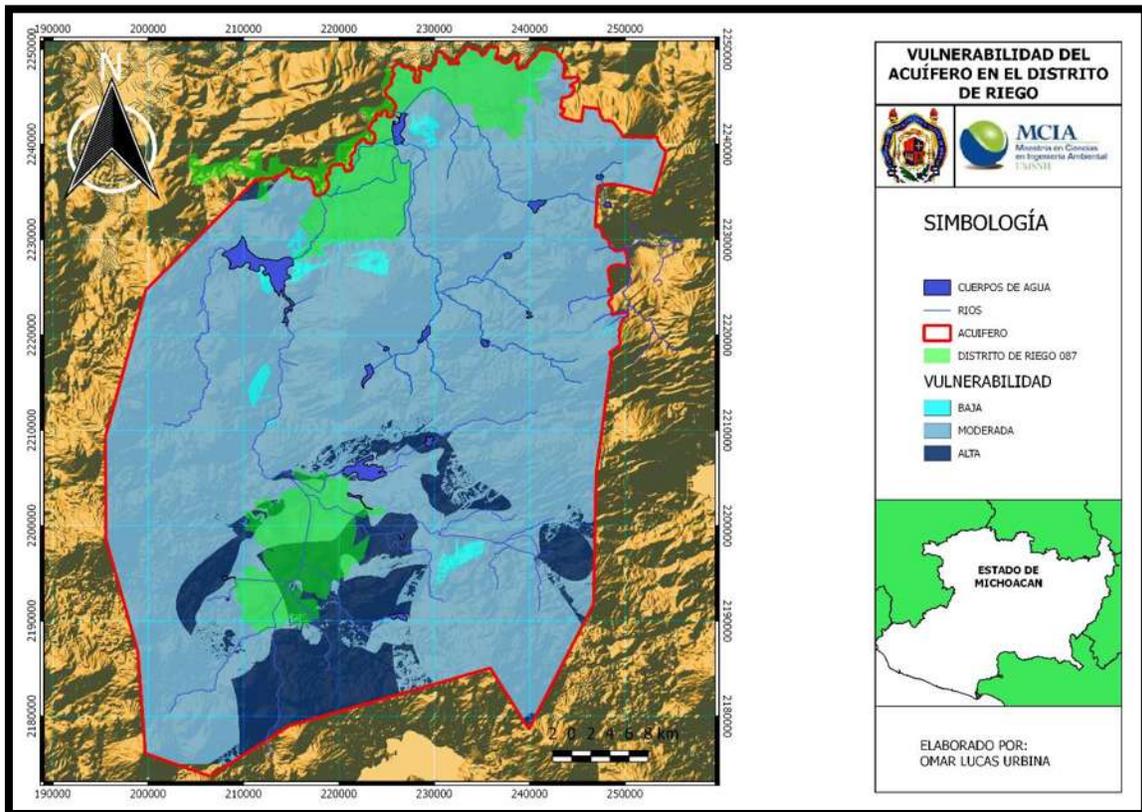


Figura 133. Zonas de vulnerabilidad en el sistema subterráneo, identificando el distrito de riego 087