



**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

**DETERMINACIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE NITRATOS
EN ESCORRENTÍA SUPERFICIAL Y MANTOS ACUÍFEROS
CON MODELACIÓN MATEMÁTICA**

Tesis de Maestría

**Para obtener el grado de
MAESTRO EN CIENCIAS EN INGENIERÍA AMBIENTAL**

**Alejandra Correa González
Ingeniero Civil**

**Director de Tesis
Doctor en Ciencias Marco Antonio Martínez Cinco**

**Co-Director de Tesis
Dra. Sonia Tatiana Sánchez Quispe**

Morelia, Michoacán. Septiembre del 2015

*A mis padres: Oliva y Sacramento,
hermanos: Claudia, Evelyn, José Juan y Erwin,
Gerardo e hijas: Lia y Ana*

AGRADECIMIENTOS

A mi asesor de tesis Dr. Marco Antonio Martínez Cinco por el tiempo prestado para el presente trabajo.

A mi co-asesora Dra. Sonia Tatiana Sánchez Quispe, por la paciencia, asesorías y tiempo dedicado para que se realizara el presente trabajo.

Al Consejo Nacional de Ciencia y Tecnología (CONACYT) por la beca prestada para realizar mi Maestría en Ciencias e Ingeniería Ambiental.

A los maestros y compañeros que me brindaron conocimiento y apoyo dentro del posgrado.

Al Ing. Wilfrido Vallejo Domínguez, Jefe Del Departamento De Aguas Superficiales e Ingeniería De Ríos, Ing. Juan Rangel Camarena, Jefe del Departamento de Calidad del Agua y Miguel Ángel Negrete Meza, Jefe Del Departamento De Aguas Subterráneas, por su atención e información proporcionada por parte de la CONAGUA.

Al Ing. Guillermo Eugenio Pérez-Negrón, Gerente Operativo de la Comisión de Cuenca del Lago de Cuitzeo, por su buena disposición y datos.

Al OOAPAS por aportar información necesaria para el presente estudio.

A todos los que por medio de estudios e información aportaron información para realizar el presente trabajo.

A mi familia, padres y hermanos, por todo su apoyo y comprensión mostrada desde el inicio hasta la terminación de este proyecto.

ÍNDICE

1	Introducción y Objetivos	14
1.1	Introducción	14
1.2	Justificación	15
1.3	Hipótesis	16
1.4	Objetivo general	16
1.5	Objetivos particulares	16
2	Marco Teórico	17
2.1	Estado del arte	17
2.2	Ciclo hidrológico	19
2.3	Ciclo del nitrógeno	21
2.3.1	Fuentes de contaminación de nitratos	23
2.3.2	Nitratos en el agua.....	25
2.4	Procesos de Transporte.....	26
2.4.1	Advección.....	27
2.4.1	Difusión.....	27
2.4.2	Dispersión.....	28
2.5	Modelos de evaluación de los recursos hídricos	29
2.5.1	Modelación Hidrológica.....	29
2.5.2	Modelos del funcionamiento hidráulico de acuíferos	31
2.5.3	Modelos del ciclo del nitrógeno	33
2.5.4	Modelo SWAT	35
2.5.5	Modelo MODFLOW.....	47
2.5.6	Modelo MT3D.....	51

3	Metodología	54
3.1	Antecedentes de la metodología	54
3.2	Metodología propuesta	55
3.2.1	Modelos matemáticos propuestos	57
3.2.2	Simplificación del sistema	58
3.2.3	Etapas de la modelación	60
3.3	Papel de la metodología propuesta en la evaluación de los recursos hídricos	69
4	Características de la zona de estudio	69
4.1	Localización de la zona de estudio	69
4.2	Cuenca del lago de Cuitzeo	70
4.3	Acuífero Morelia-Queréndaro	71
4.4	Clima	73
4.5	Geomorfología	73
4.6	Tipo de suelo	74
4.7	Uso de suelo	77
4.8	Prácticas agrícolas	77
5	Modelación de la zona en estudio	81
5.1	Modelo SWAT	81
5.1.1	Información de entrada	81
5.1.2	Análisis de confiabilidad de la información recopilada	87
5.1.3	Esquema de simulación	95
5.1.4	Calibración y validación	100
5.2	Modelo MODFLOW	101
5.2.1	Información de entrada	101
5.2.2	Esquema de simulación	105

5.2.3	Calibración	106
5.3	Modelo MT3D.....	107
5.3.1	Información de entrada.....	107
5.3.2	Análisis de confiabilidad de la información recopilada.....	109
5.3.3	Esquema de simulación.....	110
5.3.4	Calibración y validación.....	111
6	Análisis de resultados.....	112
6.1	Modelo SWAT	112
6.2	Modelo MODFLOW	118
6.3	Modelo MT3D.....	127
7	Conclusiones y líneas de investigación futura	133
7.1	Conclusiones.....	133
7.2	Líneas de investigación futura.....	136
	Bibliografía.....	136

ÍNDICE DE TABLAS

Tabla 1. Utilización de los diferentes parámetros para según la modelación	68
Tabla 2. Clasificación de L ajuste del modelo (Gasto y NO ₃ -) (B. Parajul, 2009)	69
Tabla 3. Balance de entradas y salidas del acuífero (CONAGUA, 2007)	73
Tabla 4. Periodo de siembra por municipio (INEGI, 2007).....	79
Tabla 5. Tipo de cultivo en verano por municipio (INEGI, 2007).....	80
Tabla 6. Principales fertilizantes utilizados en los municipios de Álvaro Obregón y Tarímbaro (UMSNH, 2010).....	81
Tabla 7. Información de uso de suelo	83
Tabla 8. Características del suelo.....	83
Tabla 9. Valores considerados de conductividad hidráulica y grupo hidrogeológico.	84
Tabla 10. Estaciones climatológicas de la zona de estudio.....	85
Tabla 11. Resultado de las pruebas de Helmert y Secuencias	88
Tabla 12. Agrupación de estaciones para el análisis de la curva masa	89
Tabla 13. Estaciones climatológicas homogéneas	91
Tabla 14. Resultados del análisis de variación de la media	91
Tabla 15. Resultados del correlograma anual	92
Tabla 16. Resultados del análisis multivariado del correlograma.....	95
Tabla 17. Estaciones climatológicas utilizadas en la modelación.....	99
Tabla 18. Parámetros calibrados del modelo para tipo de suelo	101
Tabla 19. Pozos en el acuífero	105
Tabla 20. Pozos para la modelación.....	105
Tabla 21. Estaciones de calidad del agua en el acuífero	110
Tabla 22. Ajuste del modelo SWAT de acuerdo a los parámetros estadísticos	112
Tabla 23. Ajuste del modelo MODFLOW de acuerdo a los parámetros estadísticos.....	119
Tabla 24. Ajuste del modelo MT3D de acuerdo a los parámetros estadísticos	128

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1.Ciclo hidrológico (Aparicio Mijares, 1989).	21
Figura 2.Ciclo del Nitrógeno (Neitsch, Arnold, Kiniry, & Williams, 2005)	22
Figura 3. Proceso de advección.....	27
Figura 4. proceso de difusión	28
Figura 5. Diferentes tipos de dispersión en el medio poroso.	28
Figura 6. Formas de nitrógeno en agua natural (Chapra, 1997).....	34
Figura 7. Esquema de la partición disponible para el movimiento de agua en SWAT (Neitsch, Arnold, Kiniry, & Williams, 2005).....	37
Figura 8. División del nitrógeno en SWAT (Neitsch, Arnold, Kiniry, & Williams, 2005).....	41
Figura 9. Esquema conceptual de la modelación del nitrógeno el escurrimiento supefical y acuífero en SWAT (Elaboración propia)	47
Figura 10. Aproximación centrada en el bloque ((Martínez Cortina & Cruces de Abia, 2007) ...	49
Figura 11. Ejemplo de acuífero discretización mostrando el contorno y tipo de celda (Martínez Cortina & Cruces de Abia, 2007).....	50
Figura 12. Interrelación entre modelos matemáticos	57
Figura 13. Modelos matemáticos utilizados.....	58
Figura 14. Delimitación de la cuenca del Lago de Cuitzeo	71
Figura 15. Delimitación del acuífero Morelia-Queréndaro.....	72
Figura 16. Mapa de tipo de suelo de la zona de estudio.....	75
Figura 17. Mapa de uso de suelo de la zona de estudio	77
Figura 18. Tipo de zona agrícola del área de estudio.....	78
Figura 19.Estaciones hidrométricas	86
Figura 20. Localización de las estaciones calidad del agua (RNM).	87
Figura 21. Doble curva masa. Estaciones 16001(no homogénea) y 16050 (homogénea)	90
Figura 22. Correlograma anual de las estación 12224 (Río Chiquito).....	92
Figura 23. Correlograma mensual de la estación 12224 (Río Chiquito).....	93
Figura 24.Correlogramas de las estaciones hidrométricas (Santiago Undameo-Cointzio, Cointzio-Atapaneo)	94

Figura 25. Modelo Digital de Elevaciones (MDE)	96
Figura 26. Trazo de subcuencas y puntos de control en la cuenca.....	97
Figura 27. Mapas de uso y tipo de suelo en SWAT	98
Figura 28. Mapa de estaciones climatológicas.....	99
Figura 29. Recarga media mensual del acuífero Morelia-Queréndaro (SWAT, 2014).	103
Figura 30. Discretización del acuífero en celdas.....	106
Figura 31. Localización de los pozos calibrados.....	107
Figura 32. Carga media mensual de nitratos que entra al acuífero Morelia-Queréndaro (SWAT, 2014).....	108
Figura 33. Estaciones de calidad del agua del acuífero.....	109
Figura 34. Estaciones de calidad del agua en la calibración del acuífero	111
Figura 35. Serie de gastos histórica y modelada. Estación Río Chiquito (SWAT, 1960-1989) .	113
Figura 36. Serie de gastos histórica y modelada. Estación Santiago Undameo (SWAT, 1960-2002).....	114
Figura 37. Validación de la serie de gastos histórica. Estación Cointzio (SWAT, 2000-2002)	115
Figura 38. Concentración de nitratos histórico y modelado en la escorrentía superficial calibrado. Estación Cointzio.	116
Figura 39. Concentración de nitratos mensual modelado en la escorrentía superficial. Estación Cointzio.	117
Figura 40. Concentración de nitratos media mensual modelado en la escorrentía superficial. Estación Cointzio.	118
Figura 41. Nivel freático histórico y modelado del pozo Santa Cecilia.....	120
Figura 42. Nivel freático histórico y modelado del pozo Fuentes Valladolid.....	121
Figura 43. Nivel freático histórico y modelado del pozo San Juanito Itzícuarro	122
Figura 44. Nivel freático histórico y modelado del pozo López Mateos	123
Figura 45. Nivel freático histórico y modelado del pozo copándaro	124
Figura 46. Nivel freático histórico y modelado del pozo Huandacareo.....	125
Figura 47. Nivel freático histórico y modelado del pozo Indaparapeo	126
Figura 48. Nivel freático histórico y modelado del pozo Tejáro	127
Figura 49. Concentración de nitratos histórico y modelado del acuífero. Estación Chucándiro .	128

Figura 50. Concentración de nitratos histórico y modelado del acuífero. Estación San Agustín del Maíz.....	129
Figura 51. Concentración de nitratos histórico y modelado del acuífero. Estación Manantial los baños.....	130
Figura 52. Concentración de nitratos histórico y modelado del acuífero. Estación Santa Rita ...	131
Figura 53. Concentración de nitratos histórico y modelado del acuífero. Estación El Salitre.....	132
Figura 54. Concentración de nitratos histórico y modelado del acuífero. Estación San Nicolás Zimirao	133

RESUMEN

La zona de estudio comprende la cuenca del Lago de Cuitzeo, de forma superficial y el acuífero Morelia-Queréndaro, de forma subterránea; los cuales se localizan al noreste del estado de Michoacán, localizada en la región hidrológica número 12 Lerma-Chápala.

Las superficies aproximadas de la cuenca y el acuífero son 4 000 km² y 3 507 km², respectivamente.

La aplicación de modelos matemáticos con el fin de determinar las concentraciones de nitratos en escorrentía superficial y mantos acuíferos en zonas donde la información disponible para evaluar tal afectación.

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 nitrato en las aguas subterráneas, proviene de la contaminación difusa; basada en la utilización de la información disponible del área de estudio y las salidas o resultados de diferentes modelos de evaluación de recursos hídricos, en lugares donde la existencia de los datos espaciales y temporales sea considerada insuficiente para la evaluación de la afectación del nitratos en los mantos acuíferos.

Se han utilizado el modelo SWAT (Soil and Water Assessment Tool) (Arnold et al., 1993), el modelo MODFLOW (McDonald y Harbaugh, 1988) y el modelo MT3D (Zheng and Wang, 1999), para modelar la escorrentía superficial de la Cuenca del Lago de Cuitzeo y los niveles freáticos del acuífero Morelia-Queréndaro, para obtener las concentraciones de nitratos en estas.

Los resultados obtenidos presentan que la zona de estudio no está sufriendo gran afectación en cuanto a nitratos se refiere.

Palabras claves: modelación matemática, nitratos, recursos hídricos

ABSTRACT

The study area comprises the Lake of Cuitzeo, shape and surface aquifer Morelia-Queréndaro from underground; which are located northeast of the state of Michoacan, located on the 12th hydrologic region Lerma-Chapala.

The rough surfaces of the basin and the aquifer are 4000 km² and 3507 km², respectively.

The application of mathematical models in order to determine the concentrations of nitrates in surface runoff and groundwater in areas where the information available to assess such involvement.

The proposed methodology is to assess the concentration of nitrates in surface runoff and groundwater through mathematical modeling, assuming that the main source of nitrate in groundwater comes from diffuse pollution; based on the use of information available in the study area and the outputs or results of different models of water resources assessment, in places where the existence of spatial and temporal data is considered inadequate for assessing the involvement of nitrates in aquifers.

We used the model SWAT (Soil and Water Assessment Tool) (Arnold et al., 1993), the MODFLOW model (McDonald and Harbaugh, 1988) and the MT3D model (Zheng and Wang, 1999), for modeling of surface runoff the Cuitzeo Lake basin and aquifer water tables Morelia-Queréndaro, for nitrate concentrations in these.

The results show that the study area is not suffering great involvement in terms of nitrates is concerned.

Keywords: mathematical modeling, nitrates, water resources

1 INTRODUCCIÓN Y OBJETIVOS

1.1 INTRODUCCIÓN

Nos encontramos en un planeta donde tres cuartas partes de este es agua, sin embargo solo cerca del 3% es agua dulce; de este porcentaje la mayor parte se encuentra congelada en los polos; además en los últimos años, la calidad del agua dulce ha sufrido un deterioro significativo a causa de diferentes actividades humanas (agricultura, ganadería, industrias, crecimiento urbano, entre otros), por lo que la cantidad y calidad del agua disponible para el ser humano disminuye drásticamente.

Actualmente, la principal fuente de abastecimiento urbano, es el agua subterránea, ya que la mayor parte del agua superficial (río, lagos, presas, etc.), ha sufrido un gran deterioro; sin embargo la sobreexplotación de acuíferos en el mundo aumenta y su calidad disminuye por intrusión marina y/o contaminantes lixiviados del subsuelo.

Entre los contaminantes más comunes en el agua, tenemos los nitratos, como producto de la aplicación de fertilizantes nitrogenados, el estiércol generado de la ganadería intensiva y descargas de aguas residuales, entre otros. El nitrato debido a su naturaleza altamente movilizable por el agua, no permanece en el suelo y es arrastrado por el escurrimiento superficial o lixiviado por el agua que se infiltra en el subsuelo.

En México, los programas destinados a evaluar las características fisicoquímicas del agua, son pocos, ya que la mayoría se enfocan en cuantificar el agua, o en su caso solo monitorean las características fisicoquímicas básicas (P.e. temperatura, oxígeno disuelto, etc.) dejando a un lado la evaluación nutrientes en aguas superficiales y subterráneas, aunado a esto, presentan grandes deficiencias en el manejo de la información y organización, pues la medición de los parámetros fisicoquímicos del agua es una actividad más compleja que la de cuantificación.

En los últimos años, la utilización de modelos matemáticos con el fin de evaluar el estado de los recursos hídricos aumenta, ya que al realizar la modelación del ciclo hidrológico y fenómenos relacionados a este, así como la incorporación de la modelación de ciertos contaminantes, permite visualizar y evaluarlos cuantitativa y cualitativamente, de una manera eficiente, relativamente sencilla y confiable.

1.2 JUSTIFICACIÓN

La contaminación difusa por nitrógeno, es un problema que afecta a todo el planeta. De hecho, los nitratos es el contaminante químico que aparece más habitualmente en las aguas de abastecimiento humano. Sin embargo, en México, la falta de un programa de monitoreo eficiente, ha evitado evaluar tal contaminación.

La Red Nacional de Monitoreo (RNM), ha trabajado desde 1970, sin embargo ha tenido varias deficiencias en su evolución, por lo cual, hasta hace poco se ha logrado establecer un monitoreo organizado, debido a esto, solo existe información precisa, sistemática y periódica de poco más de diez años; con la desventaja de que la mayoría de los puntos monitoreados se ubican en los corrientes superficiales, es decir, para los mantos acuíferos, no existe un programa que realice mediciones de forma periódica y ordenada.

Dependencias gubernamentales, así como universidades han realizado estudios de estos, sin embargo el periodo que se considera en los estudios es pequeño (uno o dos años); además que la información que se genera carece de organización y almacenamiento adecuado, por lo cual se dificulta evaluar la contaminación por nitratos.

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, mediante la modelación.

La modelación matemática permite conocer el comportamiento superficial y subterráneo de los recursos hídricos, al evaluar diferentes fenómenos hidrológicos como son precipitación, infiltración, escorrentía, evapotranspiración, movimiento del agua en el medio poroso, entre otros; además existen una gran cantidad de modelos que incorporan el ciclo del nitrógeno y sus transformaciones; aunque la mayoría de estos modelos se enfocan únicamente en una parte del sistema hidrológico, es decir, existen modelos con el fin de evaluar el comportamiento superficial del agua, que no establecen relación con el agua subterránea, o en su caso solo se enfocan en el funcionamiento hidráulico de mantos acuíferos.

1.3 HIPÓTESIS

La modelación matemática, permitirá determinar la concentración de nitratos en la escorrentía superficial y mantos acuíferos, utilizando pocos datos espaciales y temporales.

1.4 OBJETIVO GENERAL

Evaluar el transporte de nitratos en la cuenca de lago de Cuitzeo y el acuífero Morelia-Queréndaro, mediante modelación matemática.

1.5 OBJETIVOS PARTICULARES

- Realizar la modelación hidrológica de la cuenca del Lago de Cuitzeo, mediante el modelo SWAT, con el fin de obtener escorrentía superficial y recarga del acuífero.
- Realizar la modelación de los niveles freáticos del acuífero Morelia-Queréndaro, con el modelo MODFLOW.
- Realizar la modelación del nitrógeno en la cuenca del lago de Cuitzeo, mediante el modelo SWAT, con el fin de obtener el transporte de nitratos en la escorrentía superficial y en la recarga al acuífero.
- Realizar la modelación del transporte de nitratos en el acuífero Morelia-Queréndaro con el modelo MT3D.

2 MARCO TEÓRICO

2.1 ESTADO DEL ARTE

Los niveles de nitrógeno en las aguas continentales presentan una tendencia creciente durante las últimas décadas en todas las áreas del planeta, que afecta tanto a los recursos hídricos subterráneos, como a los superficiales.

En Estados Unidos se ha señalado a la contaminación difusa por nitrógeno como una amenaza significativa para la calidad de las aguas subterráneas en el 75 % de los estados (Hammond & Mathews 1999).

En los países en desarrollo, el acelerado crecimiento demográfico y la expansión de las áreas de agricultura han provocado el aumento de los niveles de nitrógeno en las aguas superficiales y subterráneas durante las últimas décadas (Chilton & Biesen 2004), especialmente en países como China e India (Laegreid et al. 1999).

En la Unión Europea, el 22 % de los territorios agrícolas presentan concentraciones de nitratos en los acuíferos subyacentes por encima del umbral de contaminación de 50 mg/l (Laegreid et al. 1999; Watson 2001).

En España, país de tradición agrícola y ganadera, la contaminación difusa por nitratos es una de las causas más comunes, junto a la intrusión salina, del deterioro de la calidad de las aguas subterráneas (Ministerio de Medio Ambiente 2000). Según se indica en el último Libro Blanco del Agua (Ministerio de Medio Ambiente 2000), la contaminación por nitratos es especialmente acusada en el Maresme (Barcelona), donde se llegan a superar los 500 mg/l, así como en las llanuras costeras del Júcar (Castellón y Valencia), donde se superan los 100 mg/l. Entre las masas de agua interiores, las de la Llanura Manchega, el Aluvial del Ebro y algunos sectores del Valle del Guadalquivir son las más afectadas, con contenidos entre 50-100 mg/l, generando problemas de potabilidad en algunas fuentes de abastecimiento. La presencia de nitrato afecta, asimismo, a diversas áreas de las cuencas del Duero (región central del Duero, Esla-Valderaduey y Arenales), Tajo (La Alcarria, Tiétar y Ocaña), Sur (Campo de Níjar, Dalías y Fuente Piedra) y Segura (Campo de Cartagena, Guadalentín y Vegas del Segura; Ministerio de Medio Ambiente 2000).

En México, para el 2008 se detectaron concentraciones de nitratos en los recursos hídricos superiores a 0.2 mg N/l y de hasta 0.3 mg N/l, en 27% de los sitios de monitoreo (524 sitios) de la Red Nacional de Monitoreo de la Calidad del Agua (RNM). En las regiones Golfo Norte y Golfo Centro, el 59 y 86%, respectivamente, de los sitios de monitoreo sobrepasaron esos niveles (SEMARNAT, 2008).

En estudios realizados en aguas subterráneas destinadas para consumo humano han encontrado concentraciones de nitrato que están por arriba de los niveles críticos (10 mg N/l) en diferentes comunidades de Sinaloa (Armenta-Bojórquez, Cervantes-Medina, & Galaviz-Lara, 2012), Durango (Calleros Rincón, Alarcón Herrera, & Morán Martínez, 2012), Puebla (Brenes, Cadena, & Ruiz-Guerrero, 2011) y Yucatán (Pacheco Ávila, Cabrera Sansores, & Pérez Ceballos, 2004). Alcanzando concentraciones de 22.7 mg N/l, 11.80 mg N/l, 48 mg N/l y 21 mg N/l, respectivamente.

Dentro de los estudios realizados en el área de interés, se presentan los siguientes trabajos, los cuales abarcan desde la evaluación del escurrimiento superficial y mantos acuíferos, hasta calidad del agua.

“Simulación numérica del transporte de contaminantes, en el Río Grande de Morelia” (García Acevedo, 2011). Cuyo objetivo es la caracterización del efecto de las descargas de aguas residuales en el Río Grande de Morelia, en el trayecto de la presa Cointzio al Lago de Cuitzeo, a partir del análisis del oxígeno disuelto y la demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅) por medio del modelo QUAL2E.

“Evaluación de la contaminación en cuencas por medio de un Sistema de Información Geográfico. Caso de estudio: Cuenca del Río Grande de Morelia.” (Ruiz Chávez, 2011). El cual, tiene como objetivo la determinación del transporte de sedimentos en la cuenca del río Grande de Morelia por medio del modelo SWAT (Arnold et al., 1993); para esto se realizó la modelación hidrológica y se calibró por medio de estaciones hidrométricas. En este trabajo se presentan resultados de la modelación del nitrógeno en la cuenca.

“Implementación del modelo hidrológico SWAT: Modelación y simulación multitemporal de la variación de la escorrentía en la cuenca del lago de Cuitzeo” (Ortiz Rivera, 2010). En el cual, se realizó la modelación hidrológica de la cuenca del Lago de Cuitzeo por medio del modelo SWAT (Arnold et al., 1993); la modelación se realizó tomando como datos de entrada los mapas de uso

de suelo en diferentes años, con la finalidad de evaluar el efecto del cambio de uso de suelo en la escorrentía superficial.

“*Atlas de la Cuenca del Lago de Cuitzeo: Análisis de su geografía y entorno socioambiental*” (UMSNH, 2010). Es un compendio de diferentes rasgos físicos, geográficos, biológicos y culturales de la Cuenca del Lago de Cuitzeo. En este estudio se realizó el muestreo superficial de diferentes parámetros fisicoquímicos, en donde en dos sitios al sur del lago presentan concentraciones de nitrato mayores a 5 mg N/l.

“*Determinación de la disponibilidad de agua en el acuífero Morelia-Queréndaro (1602), estado de Michoacán*” (CONAGUA, 2009). En este estudio realizado por la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA), se presenta el análisis del acuífero, sus características tales como geología, fisiología e hidrogeología; además de calcularse la disponibilidad del agua en el acuífero de acuerdo a datos de bombeos.

“*Evaluación de la Concentración de Arsénico y Calidad del Agua Subterránea en Función de su Manejo en la Cuenca de Cuitzeo, Michoacán*” (Paez Sanchez, 2008). Cuyo objetivo principal fue la evaluación de la calidad del agua subterránea mediante algunos parámetros fisicoquímicos en el margen sur de la rivera del Lago de Cuitzeo; de acuerdo a este estudio las concentraciones de nitratos obtenidas en el acuífero, presentan valores de 0.018 hasta 0.214 mg N/l.

“*Actualización hidrogeológica de los acuíferos: Maravatío-Contepec-Epitacio Huerta, Zacapu, Morelia-Queréndaro y Pastor Ortiz, en el estado de Michoacán. Acuífero Morelia-Queréndaro*” (CONAGUA, 2007). En este estudio, se evaluó las características cuantitativas y cualitativas del acuífero, mediante un balance del acuífero y evaluación de diferentes parámetros físico-químicos. De acuerdo a los resultados, el acuífero se encuentra sobreexplotado, con calidad de agua de baja salinidad, gran presencia de coliformes fecales y concentraciones de nitratos y sólidos disueltos totales que rebasan las establecidas en la norma.

2.2 CICLO HIDROLÓGICO

El ciclo hidrológico involucra un proceso de transporte recirculatorio e indefinido o permanente del agua, el cual se debe suponer que se inicia con la evaporación del agua de los océanos (Campos A., 1998); este vapor es transportado por el viento hacia los continentes. El vapor de agua se condensa para formar nubes, las cuales a su vez dan origen a la precipitación. No toda la

precipitación llega al terreno, ya que una parte se evapora, puede ser durante su caída o la que es retenida por la vegetación o construcciones, etc., del agua que alcanza la superficie de terreno, una parte queda retenida en depresiones y en su mayoría vuelve a la atmósfera por evaporación. Otra parte del agua que llega al suelo circula sobre la superficie (escurrimiento superficial) y se concentra en pequeños surcos que luego integran corrientes, estos conducen el agua a los lagos, presas o mares, desde donde se evapora o bien, se infiltra en el terreno. Por último, hay una parte de la precipitación que llega más allá de la superficie del terreno y se acumula en los poros y fisuras del suelo. Si el agua infiltrada es abundante, una parte desciende hasta recargar el agua subterránea, en cambio, cuando el volumen infiltrado es escaso, el agua queda retenida en la zona no saturada, de donde vuelve a la atmósfera por evaporación o transpiración de la plantas. Bajo la influencia de la gravedad, tanto el escurrimiento superficial como el agua subterránea se mueven hacia las zonas bajas y con el tiempo integran el escurrimiento total de un río para fluir hacia los océanos (**¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**).

El escurrimiento superficial es estudiado a nivel de cuenca, pues se puede establecer una relación directa de la topografía con el sentido del escurrimiento del agua, ya que todas las corrientes fluyen hacia un mismo punto. Las principales características para establecer la cantidad de escurrimiento y velocidad de respuesta de una cuenca son el área, condiciones meteorológicas (precipitación, temperatura, etc.), características del suelo y la existencia de ciudades o cuerpos de agua.

El estudio del agua subterránea se puede dividir dependiendo de su cantidad y facilidad de extracción (acuífugos, acuícludos, acuíferos y acuitardos). En los acuíferos, el agua que existe atrapada en los poros o grietas tiene buena circulación y la cantidad es considerable para su extracción, por lo cual su aprovechamiento es de importancia; sus características más relevantes son el tipo de acuífero (libre, confinado o semiconfinado), la porosidad, la velocidad de respuesta del agua (conductividad hidráulica, transmisividad o permeabilidad) y la cantidad de agua almacenada en el medio saturado (coeficiente de almacenamiento o almacenamiento específico).

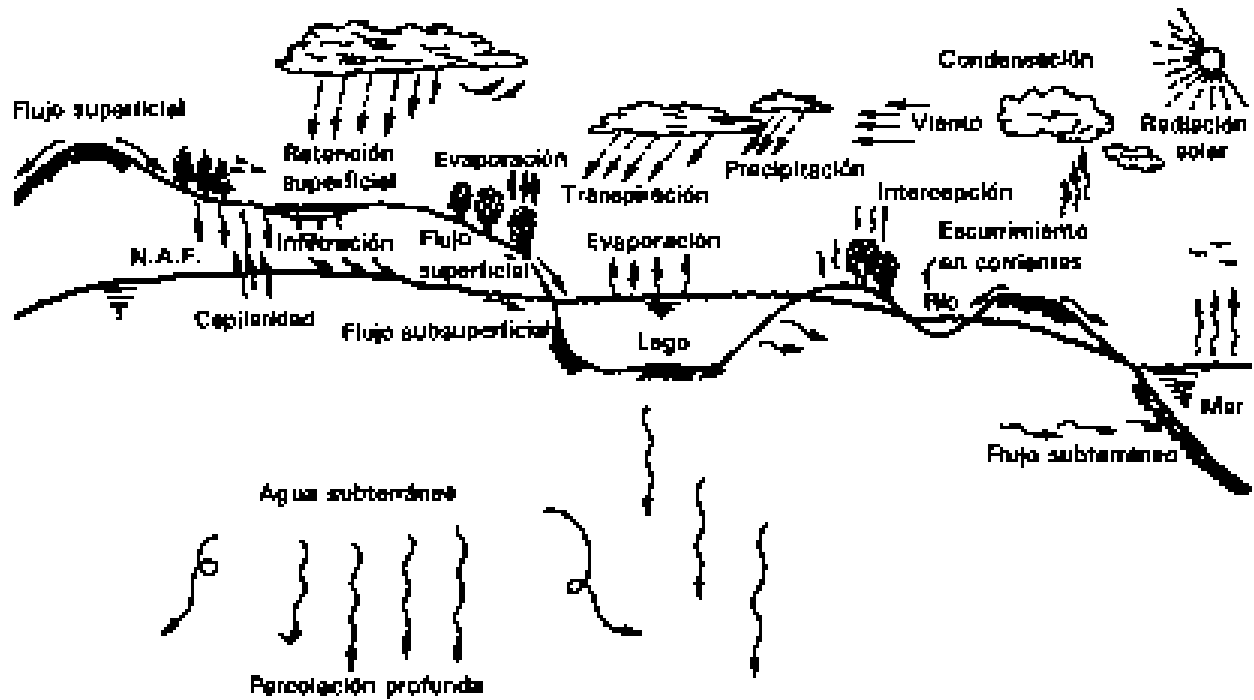


FIGURA 1. CICLO HIDROLÓGICO (APARICIO MIJARES, 1989).

2.3 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 (¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.). 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.

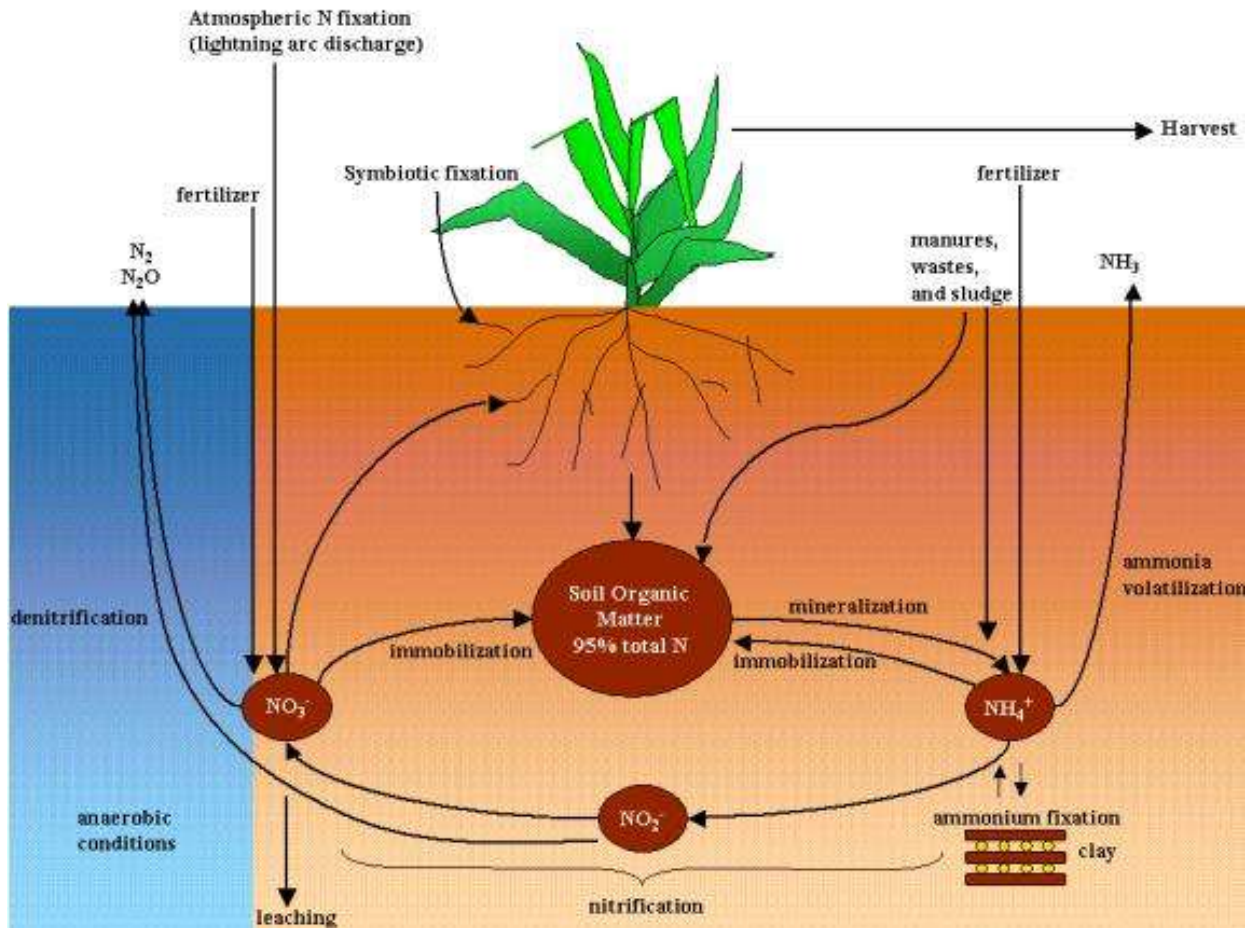


FIGURA 2. CICLO DEL NITRÓGENO (NEITSCH, ARNOLD, KINIRY, & WILLIAMS, 2005)

La fijación del nitrógeno atmosférico se da por medio de la conversión de nitrógeno gaseoso (N₂) en amoníaco (NH₃) o nitrato (NO₃⁻), 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 (NH₄⁺), realizada por los microorganismos del suelo con la generación de dióxido de carbono (CO₂) 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 ión 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.

2.3.1 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 nitrato 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 al 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 nitrato por el agua. La aplicación de fertilizante en países desarrollados es superior (120-550 kg de N/ha de suelo cultivable), que en los países en desarrollo (30 kg de N/ha como promedio), aunque países como México y Cuba aplican 44 y 77 kg N/ha respectivamente. Los fertilizantes nitrogenados pueden ser de cuatro tipos:

- 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.)
- Amónicos: aportan el nitrógeno en alrededor del 21% en forma de amonio (Sulfato de Amonio ($(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$))

- Amónicos y nítricos: aportan el nitrógeno entre el 20 y 34% en formas de nitratos y amonio (Nitrato de amonio ((NH₄) NO₃), etc).
- De Amidas: aportan en nitrógeno entre el 21 y el 45% en forma de amidas (urea y cianamida de calcio).

El nitrato de amonio es uno de los fertilizantes nitrogenados más empleados en la agricultura, se obtiene industrialmente a partir del amonio y del ácido nítrico y su composición en nitrógeno es del 33 al 34.5%.

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.

2.3.2 NITRATOS 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 contaminación por nitrato y la toxicidad del amoníaco, 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 (NO₂⁻), para después ser convertido a nitrato (NO₃⁻). 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 directamente 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. El nitrato en el agua subterránea no es absorbido por los materiales del acuífero y no precipita como un mineral. Estos dos factores, permiten que grandes cantidades de nitrato disuelto permanezcan en el agua subterránea. Debido a su naturaleza soluble, el nitrato tiende a viajar grandes distancias en la subsuperficie. El único control del nitrato por debajo de la superficie es la desnitrificación.

La presencia de altos niveles de nitrato en el agua potable parece ser la causa de metahemoglobinemia o "bebés azules". 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 nitrato 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.

2.4 PROCESOS DE TRANSPORTE

Como ya se ha mencionado el nitrato 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.

2.4.1 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 3, la concentración de la sustancia se mueve en el espacio y en el tiempo sin cambiar de forma significativa.

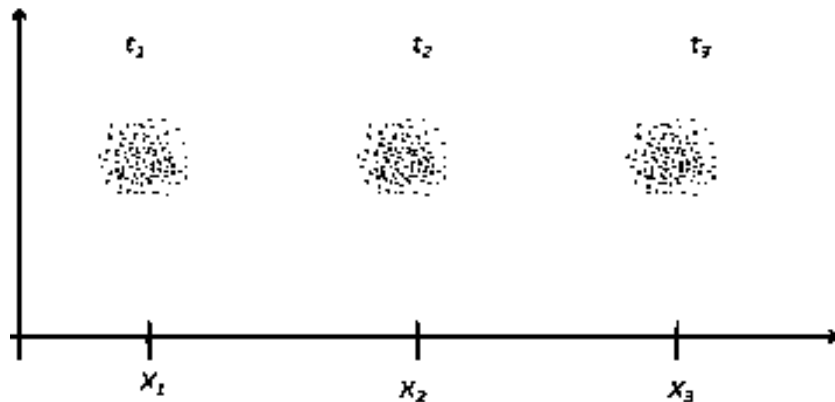


FIGURA 3. PROCESO DE ADVECCIÓN

2.4.1 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 4, 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.

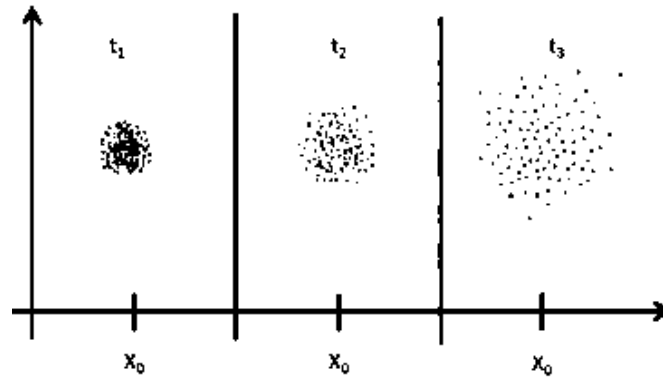


FIGURA 4. PROCESO DE DIFUSIÓN

2.4.2 DISPERSIÓN

La dispersión mecánica es la variación en la migración de la masa de contaminante con respecto a la velocidad que habría de esperar según el flujo de agua definido para la escala considerada. La dispersión se produce tanto en sentido longitudinal, como en sentido transversal (Figura 5).

- Las moléculas que encuentran caminos más tortuosos se retrasan (Dispersión longitudinal por la tortuosidad).
- Las moléculas que encuentran caminos más anchos avanzan más rápido (Dispersión longitudinal por amplitud de los canales).
- Las moléculas que circulan por el centro de los canales intergranulares avanzan más rápido que las que circulan cerca de los granos (Dispersión transversal).

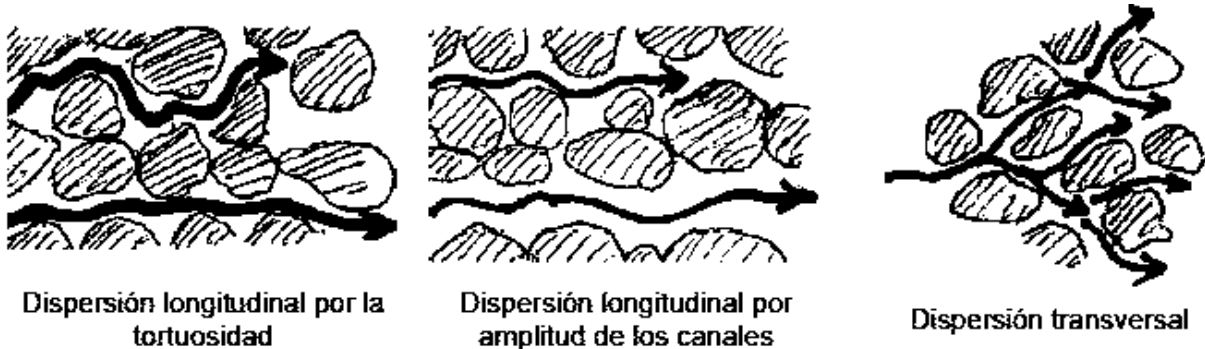


FIGURA 5. DIFERENTES TIPOS DE DISPERSIÓN EN EL MEDIO POROSO.

La dispersión transversal es debida a la constante bifurcación de los caminos que encuentra el fluido. La dispersión longitudinal siempre es mayor que la transversal, por lo que la mancha contaminante adquirirá una forma alargada en el sentido del flujo.

2.5 MODELOS DE EVALUACIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS

Los modelos matemáticos son cada vez más empleados al reproducir procesos naturales, en los cuales se puede considerar el efecto que produce las actividades humanas. Permiten abordar con objetividad problemas de gran complejidad y con alta interdependencia de unos procesos con otros (Pérez, 2005).

La modelación de los recursos hídricos, intenta reproducir el ciclo hidrológico y todos los fenómenos relacionados, tales como, precipitación, evaporación, escorrentía, infiltración, movimiento del agua en el medio poroso, etc. El paso del agua a través del ciclo hidrológico, puede llegar a tener alguna alteración en sus características fisicoquímicas o biológicas, por lo cual, actualmente, estos modelos pueden reproducir tales alteraciones.

La mayoría de los modelos de evaluación de los recursos hídricos se enfocan en una parte del ciclo hidrológico, pueden tener como objetivo la obtención de escurrimiento superficial con la modelación de la cuenca o la generación de niveles freáticos del acuífero. En ambos casos se puede o no incluir transporte de algún contaminante. Sin embargo existen pocos modelos que evalúan el sistema hidrológico completo (escurrimiento superficial, escurrimiento subterráneo y calidad de agua), debido a la complejidad del sistema y la cantidad de información necesaria para la modelación. Entre estos modelos tenemos a PATRICAL (Precipitación Aportación en Tramos de Red Integrados con Calidad del Agua) (Pérez, 2005), el modelo MIKE-SHE (DHI, 2004) y Système Hydrologique Européen Transport (SHETRAN), los primeros dos de licencia y el último de uso libre.

2.5.1 MODELACIÓN HIDROLÓGICA

En estos modelos 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 escorrentía superficial. En general, la modelación hidrológica a escala de cuenca, se puede realizar de una manera, empírica, conceptual o teórica, de una forma, agregada, semidistribuida o distribuida, dependiendo del objetivo del estudio, la experiencia del modelador, así como de las características fisiográficas de la cuenca, datos de entrada y salida disponibles. A continuación se presenta una pequeña explicación de cada tipo de modelo.

- **Modelos empíricos**

Los modelos empíricos, son aquellos, en los cuales, se han estudiado diferentes cuencas y se establece una relación de acuerdo a la experiencia en estos estudios, sirven para lugares, área de la cuenca o condiciones climáticas específicas, son sencillos y fueron los que se utilizaron en un principio. Ejemplo de estos modelos son el método de las envolventes, fórmula racional, etc.

- **Modelos conceptuales**

Los modelos conceptuales, son más complejos que los anteriores, en los cuales, las relaciones de entradas y salidas se establecen al explicar los procesos conceptualmente y están basados en ecuaciones de balance de agua y transferencia entre distintos compartimentos, cuya complejidad radica en la introducción de un mayor número de fenómenos asociados con el ciclo hidrológico. Algunos ejemplos son el modelo de Temez (1977), modelo del Número de Curva (SCSCN) del Soil Conservation Service (SCS, 1954), modelo SIMPA (Sistema Integrado Precipitación Aportación) (Ruiz, 1998), modelo PATRICAL (Precipitación Aportación en Tramos de Red Integrados con Calidad del Agua) (Pérez, 2005).

En general, se recomienda la utilización de estos modelos, para cuencas que tengan una serie histórica de datos de entrada grande (más de 40 años), con el fin de mejorar los resultados obtenidos.

- **Modelo teóricos**

Los modelos físicamente basados se denominan así porque se fundamentan en plantear la ecuación de balance de humedad del suelo ($S_t = S_{t-1} + (P_t + DH_t) - ET_t - Per_t - Qsup_t + (Qe_t - Qs_t)$)

Ec. 1 $S_t = S_{t-1} + (P_t + DH_t) - ET_t - Per_t - Qsup_t + (Qe_t - Qs_t)$

Ec. 1 $S_t = S_{t-1} + (P_t + DH_t) - ET_t - Per_t - Qsup_t + (Qe_t - Qs_t)$

, y hacer depender el resto de los componentes del ciclo hidrológico del contenido de humedad que tiene el suelo en cada instante. Ejemplo de este modelo es el modelo SWAT (Soil and Water Assessment Tool) (Arnold et al., 1993).

$$S_t = S_{t-1} + (P_t + DH_t) - ET_t - Per_t - Qsup_t + (Qe_t - Qs_t) \quad EC. 1$$

Donde:

S_t , es el contenido de agua en el suelo; P_t , es la lluvia líquida caída; DH_t , es el deshielo producido; ET_t , es la evapotranspiración; Per_t , es la percolación; $Qsup_t$, es la escorrentía

superficial; Q_{e_i} , es el flujo de agua lateral que entra al suelo; y Q_{s_i} , es el flujo de agua lateral que sale del suelo.

Aunque, los modelos físicamente basados presentan una mayor complejidad, la confiabilidad de los resultados que se obtienen no está ligada al tamaño de las series históricas con que se cuentan.

- **Modelos agregados**

Los modelos agregados, consideran un valor medio de las variables de entrada y salida en toda la cuenca, por lo cual la variabilidad espacial, no es considerada. Estos modelos utilizan pocos parámetros que globalizan el comportamiento del sistema. Se suelen utilizar fundamentalmente para el estudio de sistemas donde no interesa conocer detalladamente la evolución espacial y temporal de los distintas variables.

- **Modelos subagregados**

Los modelos subagregados o semidistribuidos realizan una subdivisión de la zona de estudio, en áreas de menor tamaño. En cada una de estas áreas, se aplica un modelo agregado, por lo que la variabilidad espacial y temporal de los datos y parámetros del sistema se consideran parcialmente, mejorando los resultados de los modelos anteriores.

- **Modelos distribuidos**

Los modelos distribuidos, han tenido un mayor impulso, debido al avance de la tecnología, pues la complejidad de la modelación aumenta, respecto a los anteriores. Este tipo de modelos consisten en dividir el área de estudio en celdas de un tamaño específico; al considerar una discretización de celdas de menor tamaño, se aumentan la variabilidad espacial y temporal, así como la exactitud y la complejidad de la modelación.

2.5.2 MODELOS DEL FUNCIONAMIENTO HIDRÁULICO DE ACUÍFEROS

Estos modelos tratan de representar el funcionamiento hidráulico de las formaciones geológicas permeables, 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 o de acuíferos, se pueden dividir en modelos agregados, semiagregados y distribuidos.

- **Modelos agregados**

El modelo agregado de acuífero más utilizado, consiste en suponer al acuífero como un gran depósito al que se aplica una ecuación de balance de masa, en el que no se establece ninguna relación entre las salidas del acuífero y el volumen almacenado, no contempla conexiones con ríos, con el mar o descargas de manantiales; el modelo unicelular o modelo de manantial toma en cuenta esto, aunque en ocasiones simplifica demasiado el sistema.

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.

- **Modelos semiagregados**

Los modelos semiagregados surgen al dividir el acuífero en acuíferos de menor tamaño y se le aplica un modelo agregado a cada subdivisión de acuífero. Ejemplos de este tipo son los integrados en los modelos SIMPA (Sistema Integrado Precipitación Aportación) (Ruiz, 1998) y PATRICAL (Precipitación Aportación en Tramos de Red Integrados con Calidad del Agua) (Pérez, 2005).

- **Modelos distribuidos**

Dentro de los modelos distribuidos se pueden distinguir dos grupos, los cuales son: modelos distribuidos con parámetros agregados, donde las propiedades hidrodinámicas no varían espacialmente, pero si lo hacen las acciones exteriores sobre el mismo y modelos distribuidos con parámetros distribuidos, donde tanto las propiedades hidrodinámicas y acciones exteriores del mismo tienen variación espacial.

Los modelos distribuidos con parámetros agregados, están basados en soluciones analíticas de la ecuación diferencial del flujo en acuífero con hipótesis simplificativas (acuífero bidimensional, geometría y condiciones de contorno sencillas, acuífero homogéneo y comportamiento lineal). En estos modelos cabe destacar los modelos de Glover-Jenkins y los modelos pluricelulares englobados. (Cruces de Abia & Martínez Cortina, 2006/2007).

Los modelos distribuidos con parámetros distribuidos 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. Ejemplo de estos modelos es el modelo MODFLOW (McDonald y Harbaugh, 1988), el cual es el modelo de acuífero más utilizado a nivel mundial.

2.5.3 MODELOS DEL CICLO DEL NITRÓGENO

La modelación del nitrógeno está ligada a cada fase del ciclo del nitrógeno, por lo cual, la mayoría de los modelos de calidad del agua consideran diferentes formas de nitrógeno para su modelación; entre las principales formas presentes son: el nitrógeno orgánico e inorgánico, amoníaco, nitrito y nitrato (Figura 6). Ligadas a ecuaciones o balance de materia, que predicen fenómenos como fijación, mineralización, nitrificación, desnitrificación, lixiviación, etc.

La modelación del nitrógeno se puede dar en corrientes superficiales, cuerpos de agua, acuíferos, el suelo o cuencas. Algunos modelos pueden considerar dos o más escenarios, estableciendo ciertas relaciones al pasar de un escenario a otro. Las formas de nitrógeno presentes en cada escenario varían, así como las ecuaciones que se presentan para cada situación.

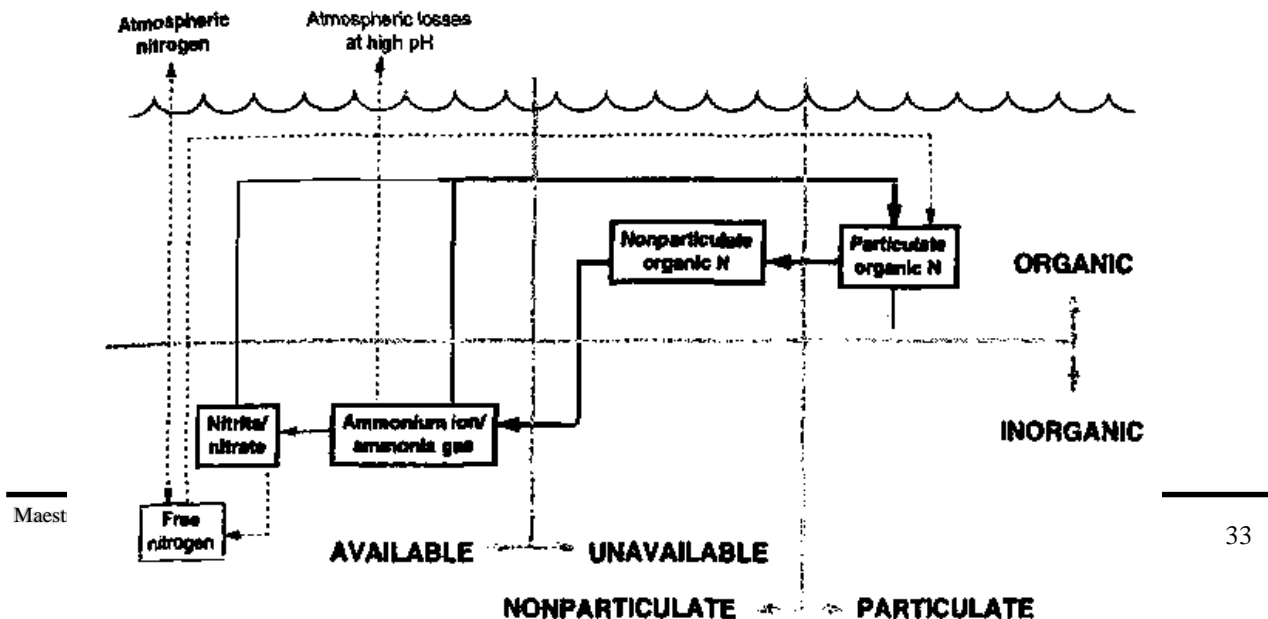


FIGURA 6. FORMAS DE NITRÓGENO EN AGUA NATURAL (CHAPRA, 1997)

La complejidad del modelo, dependerá de la simplificación que se realice en las ecuaciones del nitrógeno, el número de formas que se considere, además del escenario que deseemos modelar.

- **Modelación de nitrógeno en corrientes superficiales**

La modelación del nitrógeno en corrientes superficiales involucra varias formas, las principales son: amoníaco, nitrito y nitrato (en algunos se puede considerar nitrógeno orgánico).

El nitrógeno es monitoreado en diversos puntos de control en la corriente principal, en donde es conocido el escurrimiento, también se incluye la relación de gasto y nitrógeno, con corrientes tributarias, descargas y salidas de agua. Algunos ejemplos de estos modelos son: el modelo QUAL2E (Brown y Banwell, 1987) y el modelo EPD-RIV1 (One Dimensional Riverine Hydrodynamic and Water Quality Model) ambos modelos de acceso libre pertenecientes a la EPA.

- **Modelación de nitrógeno en cuerpos de agua**

Los modelos que evalúan el comportamiento del nitrógeno en cuerpos de agua, generalmente consideran su relación con las corrientes superficiales, evaluando las mismas formas de nitrógeno que estos, además de considerar la sedimentación del nitrato o nitrito. Ejemplos de estos modelos son: GESCAL (Paredes, 2004) y AQUAtox (Richard Pard et al., 2000).

- **Modelación de nitrógeno en acuíferos**

La modelación del nitrógeno en acuíferos, se enfoca en el transporte del nitrato, proveniente de corrientes superficiales y fuentes no puntuales (zonas agrícolas y ganaderas). El nitrato es transportado en el agua subterránea, sujeto a fenómenos físicos de advección, difusión y dispersión, principalmente. Ejemplos de estos modelos, son los integrados al programa Processing Modflow for Windows (PMWIN), como son: PMPATH, MT3D, MT3DMS, MOC3D.

- **Modelación de nitrógeno en el suelo**

La modelación se realiza con un balance de entradas y salidas del nitrógeno en el suelo, presentando un excedente en forma de nitrato que puede ser transportado con el agua superficial o lixiviar y llegar a las aguas subterráneas. El punto inicial es el ingreso de nitrógeno en el suelo en forma de fertilizante, en su forma orgánica e inorgánica. En la forma orgánica el nitrógeno

entra por los desechos de plantas y animales o como abono orgánico. Para el fertilizante inorgánico se contempla varios tipos, como son urea, nitratos y amoníaco, etc. Entre las salidas se puede contemplar la desnitrificación o la aportación del nitrógeno a los cultivos que se tienen en las zonas agrícolas.

- **Modelación de nitrógeno en cuencas**

La modelación del nitrógeno más compleja se da a nivel de cuenca, ya que abarca al menos dos escenarios (suelo y corriente superficial) de los mencionados anteriormente. Presentan varias ventajas pues establecen un panorama global del comportamiento del nitrógeno en la zona de estudio, así como una relación directa entre aguas superficiales y subterráneas. Ejemplos de modelos son: el modelo PATRICAL (Pérez, 2005) y el modelo SWAT (Arnold et al., 1993).

CAPITULO III.

2.5.4 MODELO SWAT

El modelo SWAT (Soil and Water Assessment Tool) (Arnold et al., 1993) desarrollado por el Servicio de Investigación Agrícola de Estados Unidos, ARS (Agricultural Research Service), es un modelo subagregado, físicamente basado a escala de cuenca, con paso de tiempo diaria, mensual o anual; permite simular el ciclo hidrológico a nivel de cuenca, así como el impacto que se produce en esta, al modelar el crecimiento vegetal, la erosión, el transporte de sedimentos y el ciclo de nutrientes (nitrógeno y fósforo), entre otros.

El modelo SWAT incorpora diversos aspectos de modelos anteriores del ARS, y fundamentalmente es la evolución del modelo SWRRB (Simulator for Water Resources in Rural Basins) (Williams et al., 1985; Arnold et al., 1990) desarrollado para la simulación continua de las fuentes difusas de contaminación, que estaba basado a su vez en otros modelos como el CREAMS (Chemicals, Runoff, and Erosion from Agricultural Management Systems) (Knisel, 1980), el GLEAMS (Groundwater Loading Effects on Agricultural Management Systems) (Leonard et al., 1987), y el EPIC (Erosion-Productivity Impact Calculator) (Williams et al., 1984), los cuales han contribuido de forma notable al desarrollo del mismo. (Pérez, 2005).

El modelo considera que al caer la precipitación puede ser interceptada por el dosel de la vegetación o llegar a la superficie del suelo. El agua en la superficie del suelo se infiltra dentro del perfil del suelo o fluye en la superficie como escurrimiento. El agua que infiltra puede ser

contenida en el suelo para después evapotranspirar o pasar a través del suelo para llegar a la parte subterránea.

El modelo trabaja como extensión de un Sistema de Información Geográfica (SIG), teniendo como opciones Arc Gis o Arc View, lo cual facilita la manipulación de mapas de entrada y la visualización de cada proceso que realiza el modelo.

1.1.1.1. ECUACIÓN DEL EQUILIBRIO DEL AGUA

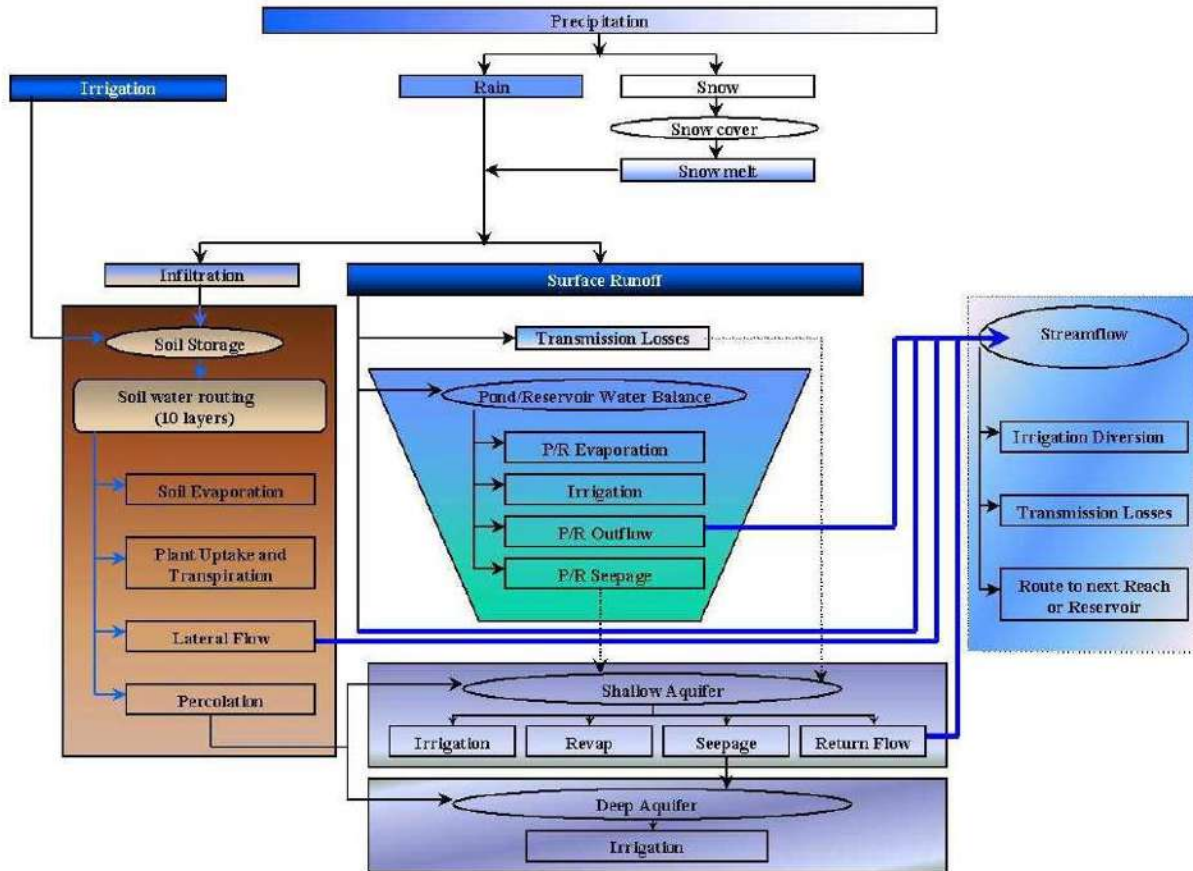
En SWAT el ciclo hidrológico está basado en la ecuación del equilibrio del agua

$$SW_t = SW_0 + \Sigma(R_{day} - Q_{surf} - E_a - W_{seep} - Q_{gw}) \quad EC. 2$$

Donde:

SW_t , es el contenido final en el suelo (mm H₂O), SW_0 es el contenido inicial de agua en el suelo en un día i (mm H₂O), t , es el tiempo (días), R_{day} es la cantidad de precipitación en un día i (mm H₂O), Q_{surf} es la cantidad de escorrentía de la superficie en un día i (mm H₂O), E_a es la cantidad de evapotranspiración en un día i (mm H₂O), W_{seep} es la cantidad de agua que entra en la zona vadosa del perfil del suelo en un día i (mm H₂O), Q_{gw} es la cantidad de flujo de retorno en un día i (mm H₂O).

La



FIGURA

La modelación inicia con el ingreso del Modelo Digital de Elevaciones (MDE) y los mapas de uso y tipo de suelo, para realizar la delimitación del área y red pluvial de la cuenca, obtener una subdivisión en subcuencas, que se dividen en Unidades de Respuesta Hidrológica (HRU), de acuerdo al mismo uso y tipo de suelo.

Las

1.1.1.2. GENERADOR DE CLIMA

El

1.1.1.3. ESCORRENTÍA SUPERFICIAL

Para el cálculo de la escorrentía en el modelo SWAT se tiene dos opciones: el método de número $P-Ia2P-Ia+S$ con $P > Ia$ Ec. 3) y el método de infiltración (Green & Ampt, 1911).

$$Q = \frac{(P-Ia)^2}{P-Ia+S} \text{ con } P > Ia \quad \text{EC. 3}$$

Donde:

Q es la cantidad de escorrentía generada (mm), P es la precipitación (mm), S es la capacidad máxima de almacenamiento de agua en el suelo (mm).

$$S = 25.4 \left(\frac{1000}{CN} - 10 \right) \quad EC. 4$$

CN , es el número de curva.

I_a , es la abstracción inicial (mm), almacenamiento en depresiones, infiltración y evaporación.

La abstracción inicial es común que se aproxime a $0.2S$ por la ecuación $Q = \frac{(P-I_a)^2}{P-I_a+S}$ con $P >$

I_a Ec. 3 se convierte en:

$$Q = \frac{(P-0.2S)^2}{P+0.8S} \quad EC. 5$$

El número de curva CN es una función del tipo de suelo hidrogeológico o la permeabilidad, uso y condiciones antecedentes del suelo.

Las pérdidas por transmisión reducen el volumen de escorrentía cuando el flujo viaja corriente abajo y se asume que se infiltran hacia un acuífero superficial.

1.1.1.4. EVAPOTRANSPIRACIÓN

La evapotranspiración potencial se puede calcular mediante el método de Penman-Monteith (Monteith, 1965; Allen, 1986), el método de Priestley-Taylor (Priestley y Taylor 1972) y el método de Hargreaves (Hargreaves et Al.,1985). El modelo también puede leer valores diarios de evapotranspiración potencial.

Los tres métodos incluidos en el modelo varían en la cantidad de datos de entrada necesarios. El método de Penman-Monteith requiere radiación solar, temperatura, velocidad de viento y humedad; el método de Priestley-Taylor requiere radiación solar, temperatura y humedad relativa; el método de Hargreaves requiere solo temperatura.

La formula Hargreaves utilizada por SWAT para obtener la evapotranspiración potencial es:

$$\lambda E_o = 0.0023 H_o (T_{mx} - T_{mn})^{0.5} (T_{av} + 17.8) \quad EC. 6$$

Donde:

λ es el calor latente de evaporación (MJ/kg), E_o es la evapotranspiración potencial (mm/d), H_o es la radiación estraterrestre (MJ/m²d), T_{mx} es la máxima temperatura del aire en un día dado(°C), T_{mn} es la mínima temperatura del aire en un día dado(°C), T_{av} es la temperatura media del aire en un día dado(°C)

1.1.1.5. INFILTRACIÓN

La estructura del suelo es una determinante para establecer la cantidad de agua infiltrada, por lo cual la infiltración se calcula para cada capa del suelo en el perfil. El agua se permite infiltrar si excede el contenido de agua de la capacidad de campo para esa capa y si la capa de abajo no se satura. EL agua que se infiltra fuera de la capa más baja del suelo entra en la zona vadosa. La zona vadosa es la zona no saturada entre la parte inferior del suelo y la parte alta del acuífero.

El modelo considera flujo lateral en áreas con suelo que tienen altas conductividades hidráulicas en capas superficiales y una capa impermeable o semipermeable a poca profundidad. En tal sistema, la precipitación se infiltra verticalmente hasta que encuentre la capa impermeable. El agua entonces se acumula sobre la capa impermeable formando una zona de agua saturada. Esta zona saturada es la fuente de almacenamiento para el flujo subsuperficial lateral.

El modelo simula flujo subsuperficial representativo bidimensional a lo largo de la trayectoria de una pendiente muy alta. Se basa en la ecuación de la continuidad, o balance de la masa de agua, con el segmento entero de la pendiente, usando un volumen de control.

1.1.1.6. RECARGA AL ACUÍFERO

El modelo simula dos acuíferos en cada subcuenca. El acuífero poco profundo es un acuífero no confinado que contribuye al flujo hacia el cauce principal. El acuífero profundo es un acuífero confinado. Se supone que el agua que entra al acuífero contribuye al flujo de la corriente en algún lugar fuera de la cuenca hidrográfica.

El agua que se mueve desde la zona más profunda del perfil del suelo por percolación o flujo pasa a la zona no saturada antes de convertirse en el agua del acuífero poco profundo o profundo. El lapso entre el tiempo que el agua sale del perfil del suelo y pasa al acuífero poco profundo dependerá de la profundidad del nivel freático y de las propiedades hidráulicas de las formaciones geológicas en la zona vadosa y las zonas de aguas subterráneas.

Una función exponencial de desintegración ponderada Un Venetis (1969) y usada por Sangrey et al. (1984) en un modelo de respuesta de precipitación/agua subterráneas es utilizada en el modelo para justificar la demora en la recarga del acuífero una vez que el agua sale del perfil del suelo. La función del tiempo de demora acomoda las situaciones donde la recarga desde el suelo hasta el acuífero no es instantánea, es decir, tarda 1 día o menos.

La recarga de ambos acuíferos en un día dado se calcula con la fórmula:

$$W_{rchrg,i} = \left(1 - \exp\left[-1/\delta_{gw}\right]\right) * w_{seep} + \exp\left[-1/\delta_{gw}\right] * W_{rchrg,i-1} \quad EC. 7$$

Donde:

$W_{rchrg,i}$ es la cantidad de recarga que entra a los acuífero al día i (mm H₂O), δ_{gw} es el tiempo de desagüe de las formaciones geológicas subyacentes (días), w_{seep} es la cantidad total de agua saliendo del fondo del perfil del suelo del día i (mm H₂O), $W_{rchrg,i-1}$ es la cantidad de recarga entrando a los dos acuíferos por $i-1$ (mm H₂O).

La cantidad total de agua saliendo del fondo del perfil del suelo al día i se calcula:

$$w_{seep} = w_{perc,ly} + w_{crk,btm} \quad EC. 8$$

Donde:

w_{seep} , es la cantidad total de agua saliendo del fondo del perfil del suelo del día i (mm H₂O), $w_{perc,ly}$ es la cantidad de agua en percolación fuera del nivel más profundo n , en el perfil del suelo del día i (mm H₂O), $w_{crk,btm}$ es el volumen del caudal después de los límites más bajos del perfil del suelo dado a un flujo de desviación al día i (mm H₂O).

El acuífero poco profundo contribuye al flujo normal hacia el cauce principal o tramo dentro de la subcuenca. El flujo normal puede entrar a la cuenca solo si la cantidad de agua almacenada en el acuífero poco profundo excede el valor del umbral por el usuario.

1.1.1.7. MODELACIÓN DEL NITRÓGENO

SWAT monitorea cinco diferentes formas de nitrógeno en el suelo. Dos son formas inorgánicas de nitrógeno (NH₄ y NO₃⁻), mientras las otras tres formas son orgánicas (nitrógeno orgánico fresco, estable y activo). El nitrógeno orgánico fresco se asocia con residuos de cultivo y biomasa

microbiana mientras que el nitrógeno orgánico estable y el nitrógeno activo se asocian con el humus del suelo (Figura 8).

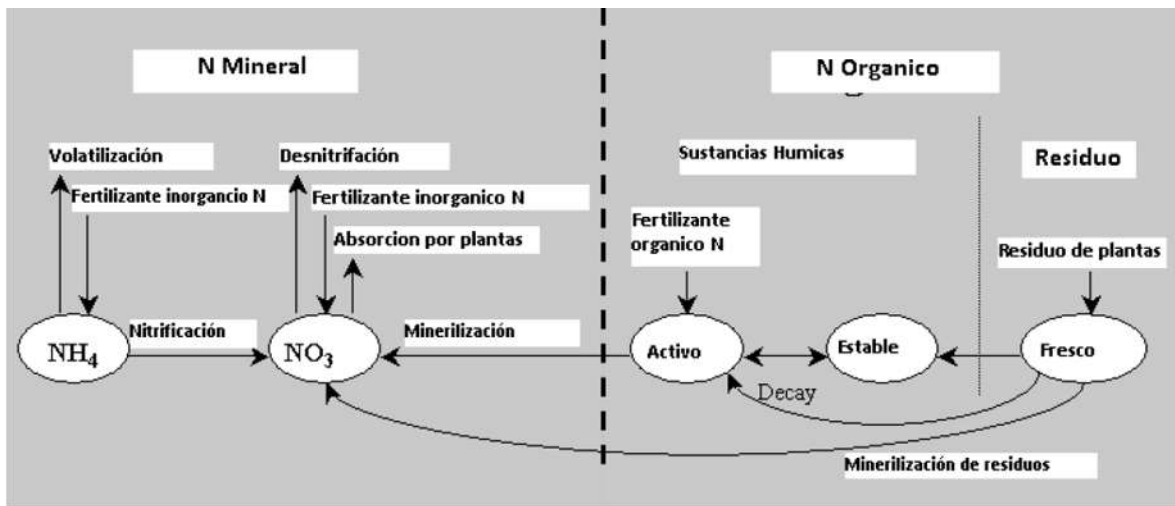


FIGURA 8. DIVISIÓN DEL NITRÓGENO EN SWAT (NEITSCH, ARNOLD, KINIRY, & WILLIAMS, 2005)

- Niveles iniciales de nitrógeno en el suelo

En la primera parte es necesario ingresar los niveles iniciales del nitrógeno en el suelo de no ser así, SWAT considera unos valores iniciales; para nitrato van de acuerdo a la profundidad y se calculan con la siguiente relación:

$$NO3_{conc,z} = 7 * \exp\left(\frac{-z}{1000}\right) \quad EC. 9$$

Donde:

$NO3_{conc,z}$ es la concentración del nitrato en el suelo a profundidad z (mg/kg o ppm), Z , es la profundidad de la superficie del suelo (mm).

Los niveles de nitrógeno orgánico se asignan suponiendo que la relación C: N para los materiales húmicos es 14:1. La concentración de nitrógeno orgánico húmico en la capa del suelo se calcula:

$$orgN_{hum.ly} = 10^4 \left(\frac{orgC_{ly}}{14}\right) \quad EC. 10$$

Donde:

$orgN_{hum.ly}$, es la concentración de nitrógeno orgánico húmico en la capa (mg/kg o ppm), $orgC_{ly}$ es la cantidad de carbono orgánico en la capa (%).

El nitrógeno orgánico fresco se considera como cero en todas las capas, excepto en la parte superior a 10 mm. En esta parte el nitrógeno orgánico fresco es fijado a 0.15% de la cantidad inicial de residuo en la superficie del suelo.

La reserva del amoníaco en el suelo se considera de cero.

- **Mineralización e inmovilización.**

Los algoritmos de mineralización del nitrógeno en SWAT incorporan la inmovilización en las ecuaciones. Los algoritmos fueron adaptados del modelo de mineralización de PAPRAN (Seligman and Van Keulen, 1981). Se considera dos fuentes de mineralización: el nitrógeno orgánico fresco asociado con los residuos de cultivo y biomasa bacteriana y el nitrógeno orgánico activo asociado con el humus del suelo.

La mineralización y descomposición pueden ocurrir solo si la temperatura está por encima de 0°C y dependen de la disponibilidad del agua y de la temperatura.

En las ecuaciones de mineralización y descomposición se usan dos factores para explicar el impacto de la temperatura y el agua en estos procesos.

El nitrógeno puede moverse entre el nitrógeno activo y orgánico estable en una fracción de humus. La cantidad de nitrógeno que se transfiere de una forma a otra se calcula con la fórmula:

$$N_{trns,ly} = \beta_{trns} * orgN_{act,ly} * \left(\frac{1}{fr_{actN}} - 1 \right) - orgN_{sta,ly} \quad EC. 11$$

Donde:

$N_{trns,ly}$ es la cantidad de nitrógeno transferida entre el nitrógeno activo y orgánico estable (kg N/ha), β_{trns} es la constante del índice, $orgN_{act,ly}$ es la cantidad de nitrógeno en forma orgánica activa (kg N/ha), fr_{actN} es la fracción del nitrógeno húmico de forma activo (0.02), $orgN_{sta,ly}$ es la cantidad de nitrógeno en forma orgánico estable (kg N/ha).

La mineralización del humus de la forma de nitrógeno orgánico activo se calcula con la fórmula:

$$N_{mina,ly} = \beta_{min} * \left(\gamma_{tmp,ly} * \gamma_{sw,ly} \right)^{1/2} * orgN_{act,ly} \quad EC. 12$$

Donde:

$N_{mina,ly}$ es el nitrógeno mineralizado del humus de la forma de nitrógeno orgánico activo (kg N/ha), β_{min} es el coeficiente para la mineralización del humus de los nutrientes orgánicos

activos, $\gamma_{tmp,ly}$ es el factor de temperatura del ciclo de nutrientes para la capa ly , $\gamma_{sw,ly}$ es el factor de agua en el ciclo de nutrientes para la capa ly , $orgN_{act,ly}$ es la cantidad de nitrógeno en la forma de nitrógeno activo orgánico (kg N/ha).

El nitrógeno mineralizado del humus de la forma de nitrógeno orgánico activo es agregado a la forma de nitrato en la capa de suelo.

- **Nitrificación y volatilización del amoniac**

La nitrificación y volatilización del amoniac se realiza usando una combinación de métodos desarrollados por Reddy et al. (1979) y Gondwin et al. (1984). La cantidad total de nitrificación y volatilización del amoniac se calcula y luego se divide entre los dos procesos. La nitrificación es una función de la temperatura del suelo y del agua en el suelo; mientras que la volatilización del amoniac es función de la temperatura del suelo y profundidad. El modelo considera que solo cuando la temperatura es mayor a 5°C se presentan.

La cantidad total de amoniac perdido en la nitrificación y la volatilización se calcula usando una ecuación de índice cinético de primer orden:

$$N_{nit,vol,ly} = NH4_{ly} * (1 - \exp[-n_{nit,ly} - n_{vol,ly}]) \quad EC. 13$$

Donde:

$N_{nit,vol,ly}$ es la cantidad de amoniac vertido a través de la nitrificación y la volatilización en la capa ly (kg N/ha), $NH4_{ly}$ es la cantidad de amoniac presente en la capa ly (kg N/ha), $n_{nit,ly}$ es el regulador de la nitrificación, y $n_{vol,ly}$ es el regulador de la volatilización.

Los reguladores de nitrificación y desnitrificación engloban los factores ambientales en estos procesos.

La cantidad de nitrógeno eliminado de la forma de amoniac por nitrificación se calcula:

$$N_{nit,ly} = \frac{fr_{nit,ly}}{(fr_{nit,ly} + fr_{vol,ly})} * N_{nit,vol,ly} \quad EC. 14$$

Y la cantidad de nitrógeno eliminado de la forma de amoniac por volatilización es:

$$N_{vol,ly} = \frac{fr_{vol,ly}}{(fr_{nit,ly} + fr_{vol,ly})} * N_{nit,vol,ly} \quad EC. 15$$

Donde:

$N_{nit,ly}$, es la cantidad de nitrógeno convertido de NH_4^+ a NO_3^- en la capa ly (kg N/ha), $N_{vol,ly}$ es la cantidad de nitrógeno convertido de NH_4^+ a NH_3 en la capa ly (kg N/ha), $fr_{nit,ly}$ y $fr_{vol,ly}$ es la fracción que se pierde por desnitrificación y volatilización, respectivamente, $N_{nit,vol,ly}$ es la cantidad de amoníaco vertido a través de la nitrificación y la volatilización en la capa ly (kg N/ha).

- **Desnitrificación**

El modelo calcula la cantidad de nitrato perdido por desnitrificación con la ecuación:

$$N_{denit,ly} = NO3_{ly} * \left(1 - \exp \left[-\beta_{denit} * \gamma_{tmp,ly} * orgC_{ly} \right] \right) \quad \text{si } \gamma_{sw,ly} \geq \gamma_{sw,thr} \quad EC. 16$$

$$N_{denit,ly} = 0 \quad \text{si } \gamma_{sw,ly} < \gamma_{sw,thr} \quad EC. 17$$

Donde:

$N_{denit,ly}$ es la cantidad de nitrógeno perdido por desnitrificación (kg N/ha), $NO3_{ly}$ es la cantidad de nitrato en la capa ly (kg N/ha), $orgC_{ly}$ cantidad de carbón orgánico en la capa (%), β_{denit} es el coeficiente de desnitrificación, $\gamma_{sw,ly}$ es el factor de agua del ciclo de los nutrientes para la capa ly , $\gamma_{sw,thr}$ es el factor de agua del valor del umbral del ciclo de nutrientes para que ocurra la desnitrificación.

- **Fijación**

El modelo estimula la fijación del nitrógeno por las legumbres cuando el suelo no suministra a la planta la cantidad de nitrógeno necesario para su crecimiento. El nitrógeno obtenido mediante la fijación es incorporado directamente en la biomasa de la planta y nunca llega al suelo a menos que muera la planta.

- **Lixiviación**

El nitrato puede ser transportado con la escorrentía superficial, flujo lateral o infiltración. Para calcular la cantidad de nitrato removido con el agua, la concentración de nitrato en el agua móvil se calcula. Esta concentración entonces se multiplica por el volumen de agua móvil en cada senda para obtener la masa de nitrato perdido de la capa de suelo.

La concentración de nitrato en la fracción de agua móvil se calcula:

$$\mathit{conc}_{NO3, mobile} = \frac{NO3_{ly} \left(1 - \exp \left[\frac{-w_{mobile}}{(1-\theta_e) * SAT_{ly}} \right] \right)}{w_{mobile}} \quad EC. 18$$

Donde:

$\mathit{conc}_{NO3, mobile}$ es la concentración de nitrato móvil en el agua para una capa dada (kg N/mmH₂O), $NO3_{ly}$, es la cantidad de nitrato en la capa (kg N/ha), w_{mobile} es la cantidad de agua móvil en la capa (mmH₂O), θ_e es la fracción de la porosidad de la cual los aniones son excluidos, SAT_{ly} , es el contenido de agua saturada en la capa de suelo (mmH₂O).

La cantidad de agua móvil en la capa es la cantidad de agua perdida por escorrentía superficial, flujo lateral o filtración:

$$w_{mobile} = Q_{surf} + Q_{lat,ly} + w_{perc,ly} \quad \text{superior de 10 mm} \quad EC. 19$$

$$w_{mobile} = Q_{lat,ly} + w_{perc,ly} \quad \text{capas inferiores de suelo} \quad EC. 20$$

Donde:

w_{mobile} es la cantidad de agua móvil en la capa (mmH₂O), Q_{surf} es la escorrentía superficial generada en un día dado (mmH₂O), $Q_{lat,ly}$ es el agua descargada de la capa por flujo lateral (mmH₂O), $w_{perc,ly}$ es la cantidad de agua infiltrada a la capa subyacente de suelo en un día dado (mmH₂O).

La escorrentía superficial es permitida para interactuar y transportar nutrientes en los primeros 10 mm del suelo.

El nitrato removido de la escorrentía superficial se calcula:

$$NO3_{surf} = \beta_{NO3} * \mathit{conc}_{NO3, mobile} * Q_{surf} \quad EC. 21$$

Donde:

$NO3_{surf}$ es el nitrato removido en la escorrentía superficial (kg N/ha), β_{NO3} es el coeficiente de filtración de nitrato, $\mathit{conc}_{NO3, mobile}$ es la concentración de nitrato móvil en el agua para los primeros 10 mm (kg N/mmH₂O), Q_{surf} es la escorrentía superficial generada en un día dado (mmH₂O).

El coeficiente de infiltración del nitrato permite al usuario establecer la concentración de nitrato en la escorrentía superficial como una fracción de la concentración en la infiltración.

El nitrato removido en el flujo lateral se obtiene con la fórmula:

$$NO3_{lat,ly} = \beta_{NO3} * conc_{NO3,mobile} * Q_{lat,ly} \quad \text{superior de 10 mm} \quad EC. 22$$

$$NO3_{lat,ly} = conc_{NO3,mobile} * Q_{lat,ly} \quad \text{capas inferiores de suelo} \quad EC. 23$$

Donde:

$NO3_{lat,ly}$ es el nitrato removido en el flujo lateral de una capa (kg N/ha), β_{NO3} es el coeficiente de filtración de nitrato, $conc_{NO3,mobile}$ es la concentración de nitrato móvil en el agua para los primeros 10 mm (kg N/mmH₂O), $Q_{lat,ly}$ es el agua descargada de la capa por flujo lateral (mmH₂O).

- **Nitrato en el acuífero**

El nitrato entra al acuífero en la recarga desde el perfil del suelo. El agua entra y fluye a través de la zona vadosa para convertirse en recarga del acuífero. El modelo supone que no hay cambio en la concentración de nitrato de la recarga mientras se mueve en la zona vadosa.

El modelo utiliza la misma relación para explicar la demora en el transporte de nitrato en el perfil del suelo y la recarga hacia el acuífero.

La recarga de nitrato al acuífero en un día es calculada como:

$$NO3_{rchr,g,i} = \left(1 - \exp\left[-1/\delta_{gw}\right]\right) * NO3_{perc} + \exp\left[-1/\delta_{gw}\right] * NO3_{rchr,g,i-1} \quad EC. 24$$

Donde:

$NO3_{rchr,g,i}$ es la cantidad de nitrato en la recarga que entra al acuífero al día i (kg N/ha), δ_{gw} es el tiempo de demora o tiempo de desagüe de las formación geológicas sobreyacentes (días), $NO3_{perc}$ es la cantidad total de nitrato que sale del fondo del perfil del suelo en el día i (kg N/ha), $NO3_{rchr,g,i-1}$ es la cantidad de nitrato en la recarga que entra al acuífero al día $i-1$ (kg N/ha).

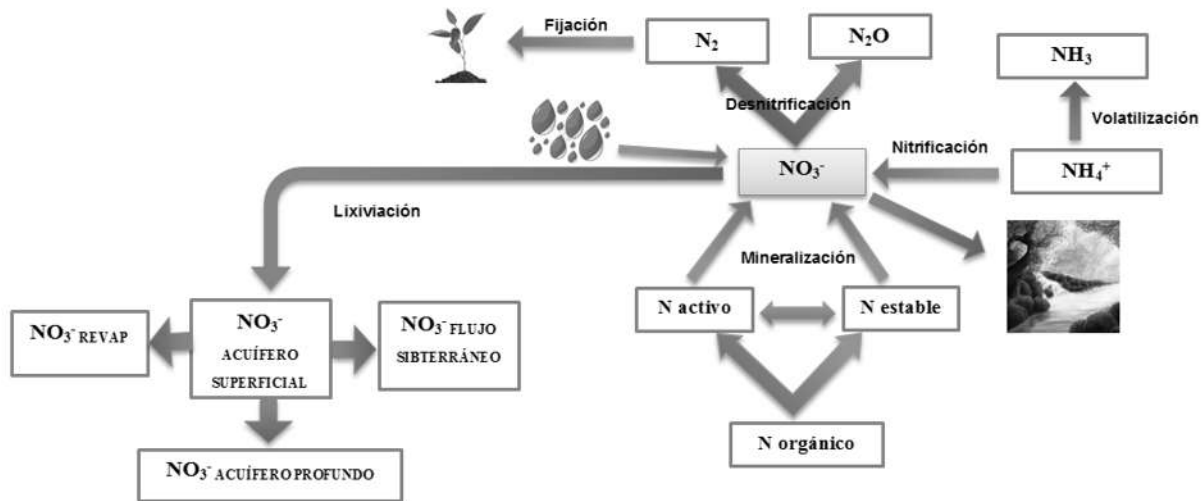


FIGURA 9. ESQUEMA CONCEPTUAL DE LA MODELACIÓN DEL NITRÓGENO EL ESCURRIMIENTO SUPEFICAL Y ACUÍFERO EN SWAT (ELABORACIÓN PROPIA)

2.5.5 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 (McDonald y 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. (Martínez 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.

1.1.1.8. 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:

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(K_{xx} \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_{yy} \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_{zz} \frac{\partial h}{\partial z} \right) - W = S_s \frac{\partial h}{\partial t} \quad EC. 25$$

K_{xx} , K_{yy} y 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, S_s , K_{xx} , K_{yy} y 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.

1.1.1.9. 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 (Figura 10. Aproximación centrada en el bloque (, 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.

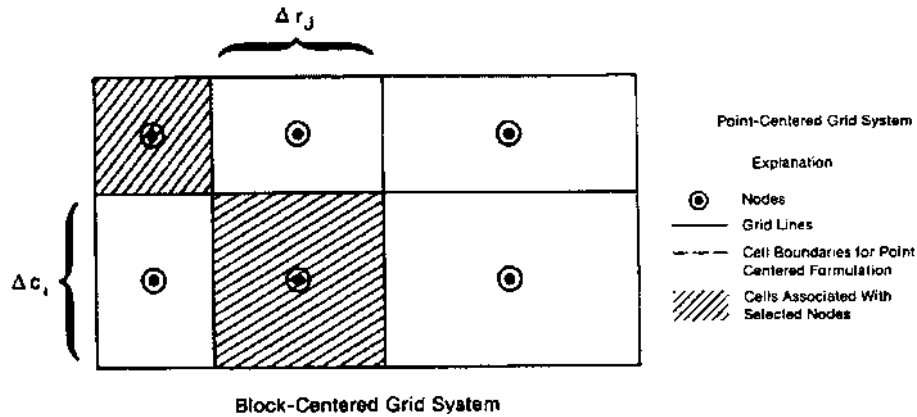


FIGURA 10. APROXIMACIÓN CENTRADA EN EL BLOQUE (MARTÍNEZ CORTINA & CRUCES DE ABIA, 2007)

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.

1.1.1.10. 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.

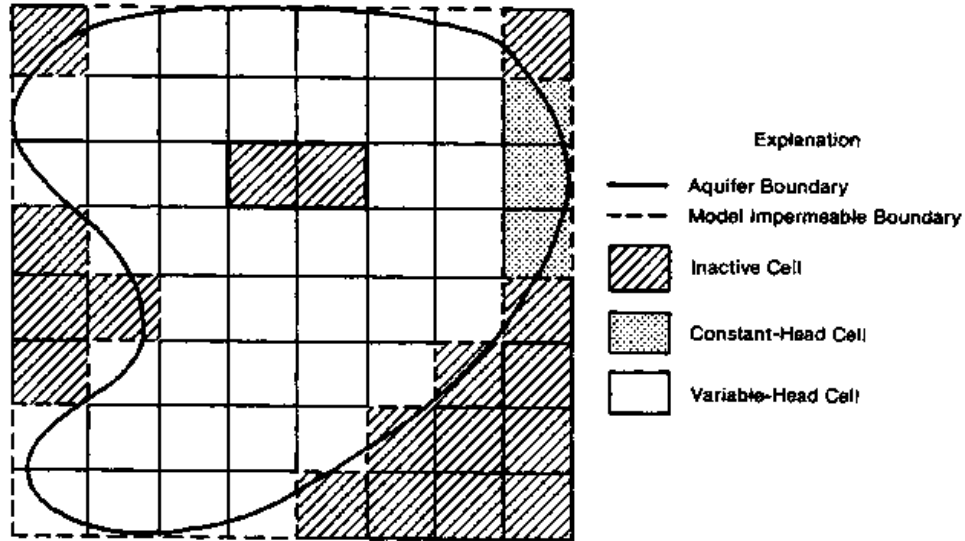


FIGURA 11. EJEMPLO DE ACUÍFERO DISCRETIZACIÓN MOSTRANDO EL CONTORNO Y TIPO DE CELDA (MARTÍNEZ CORTINA & CRUCES DE ABIA, 2007).

Las diferentes tipos de celdas se usan para representar varios tipos de condiciones de contorno (Figura 11. Ejemplo de acuífero discretización mostrando el contorno y tipo de celda.). 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.

1.1.1.11. ECUACIÓN EN 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:

$$\sum Q_i = S_s \frac{\Delta h}{\Delta t} \Delta V \quad EC. 26$$

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).

1.1.1.12. RECARGA AL 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 manto acuífero. La recarga aplicada al modelo se define como:

$$Q_{Ri,j} = I_{i,j} * DELR_j * DELC_i \quad EC. 27$$

Donde:

$Q_{Ri,j}$ es el caudal de recarga aplicado al modelo en la celda i,j,k expresado como volumen de agua por unidad de tiempo, $I_{i,j}$ 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, $Q_{Ri,j}$ 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.

1.1.1.13. 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.

2.5.6 MODELO 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.

1.1.1.14. 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):

$$\frac{\partial(\theta C^k)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x_i} \left[\theta D_{ij} \frac{\partial C^k}{\partial x_j} \right] - \frac{\partial}{\partial x_i} (\theta v_i C^k) + q_s C_s^k + \Sigma R_n \quad EC. 28$$

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), C_s^k es la concentración de fuente o sumidero de flujo para las especies k (m/l^3) y ΣR_n 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 termino de reacción química incluye los efectos de las reacciones bioquímicas y geoquímicas sobre el destino de los contaminantes y del transporte.

1.1.1.15. 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.

1.1.1.16. **CONDICIONES INICIALES Y DE FRONTERA**

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

$$c(x, y, z) = c_0(x, y, z) \text{ en } \Omega_1, \quad t = 0 \quad \text{EC. 29}$$

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.

$$C(x, y, z) = C^0(x, y, z) \text{ en } \Gamma_1, \quad t = 0 \quad \text{EC. 30}$$

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.

1.1.1.17. **MÉTODOS DE SOLUCIÓN**

El modelo MT3D incluye el método estándar de diferencias finitas, Euler – Langrange 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.

3 METODOLOGÍA

3.1 ANTECEDENTES DE LA METODOLOGÍA

La utilización de modelos matemáticos con el fin de conectarlos 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.

En el estudio *“Modelación Hidráulica Y De Calidad Del Agua Acoplada Para Humedales, Mediante Processing MODFLOW”* (Flechas, 2013) , se acoplaron el modelo flujo MODFLOW y con el modelo MT3DMS para la modelación de humedales.

En el estudio *“La Modelación Del Impacto De Prácticas De Manejo Agrícola En Las Aguas Subterráneas”*(Arumí, Martin , & Watts, 2011), son utilizados cuatro modelos de simulación conectados entre sí. Se utilizó el modelo EPIC para evaluar el efecto de las prácticas agrícolas de riego y fertilización sobre la percolación de agua y lixiviación de nitratos desde la zona radicular. Se utilizó un modelo para la zona vadosa que permite calcular las tasas de recarga que llegan al acuífero, e integrarlas sobre el dominio espacial y temporal del modelo de agua subterráneas. Un modelo de aguas subterráneas fue creado usando los códigos MODFLOW-MT3D para simular el escurrimiento de agua y nitrato en un acuífero superficial ubicado bajo el área donde se centró el estudio.

En el estudio *“Two-way coupling of unsaturated-saturated flow by integrating the SWAT and MODFLOW models with application in an irrigation district in arid region of West China”* (Yi Luo, 2011), presenta la realización de acoplamiento bidireccional de las interacciones de flujo-insaturados saturada de los modelos SWAT2000 y MODFLOW96 sobre la base de la integrado superficie / aguas subterráneas modelo SWATMOD99.

En el estudio *“Development and application of the integrated SWAT–MODFLOW model”* (Nam Won Kim, 2008) se demuestra que un SWAT-MODFLOW integrado es capaz de simular una

distribución espacio-temporal de las tasas de recarga de aguas subterráneas, la evapotranspiración del acuífero y los niveles de agua subterránea.

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).

En el estudio “*Estimating Water Budget in a Regional Aquifer Using HSPF-MODFLOW Integrated Model*” (Ahmed Said, 2005), se utilizó el Modelo Hidrológico FIPR (FHM), es un modelo integrado que simula el balance total de agua de la sistemas hídricos superficiales y subterráneos, tiene dos componentes de dominio público: Hidrológico Programa de Simulación - FORTRAN (HSPF) y MODFLOW.

3.2 METODOLOGÍA PROPUESTA

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.

Los modelos matemáticos que ofrecen obtener un panorama global de las relaciones del escurrimiento superficial, niveles freáticos y concentración de nitrato 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

fuelle de nitrato en las aguas subterráneas, proviene de la contaminación difusa; basada en la utilización de la información disponible del área de estudio y las salidas o resultados de diferentes modelos de evaluación de recursos hídricos, en lugares donde la existencia de los datos espaciales y temporales sea considerada insuficiente para la evaluación de la afectación del nitratos en los mantos acuíferos.

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 esto. A continuación se explica la utilidad de cada modelo y la conexión entre estos de acuerdo a la información de entrada y salida.

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 temporalmente, ya que esta información es una de la que mayor incertidumbre aporta, así como realizar la modelación del ciclo del nitrógeno en el suelo y en las corrientes, para determinar el nitrato que está pasando al escurrimiento superficial; 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.

Modelo de funcionamiento hidráulico de acuífero. Una segunda etapa es evaluar el comportamiento hidrogeológico del área de estudio, con la modelación de los niveles freáticos, 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.

Modelo de contaminación de agua subterránea. Este modelo 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.

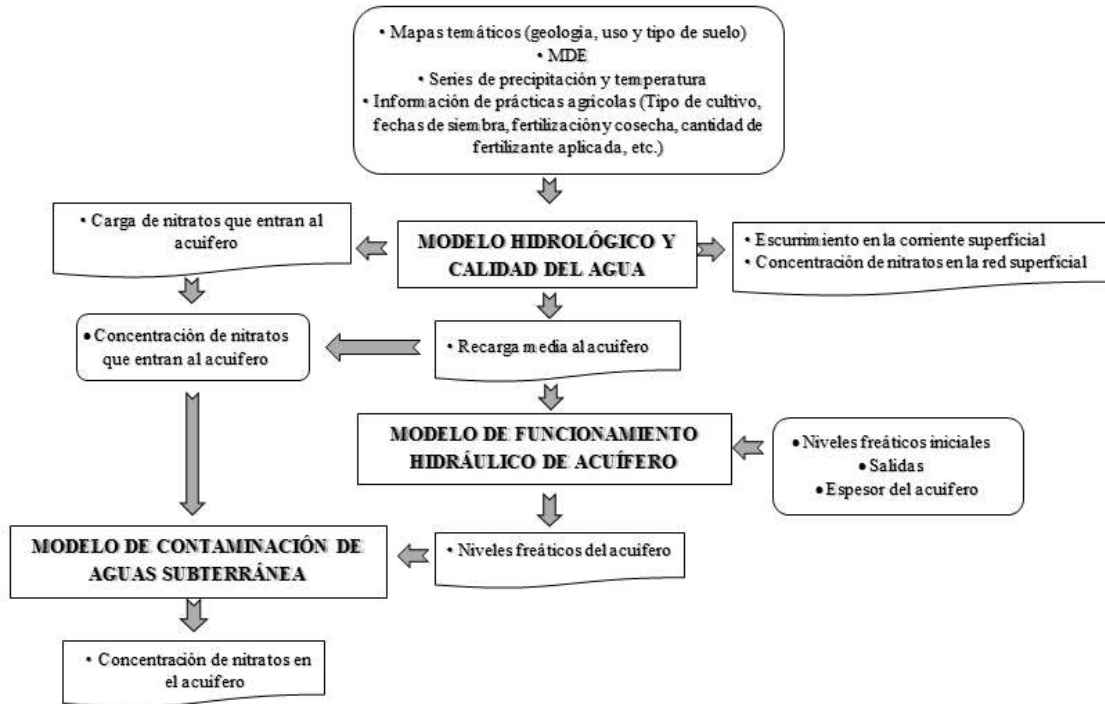


FIGURA 12. INTERRELACIÓN ENTRE MODELOS MATEMÁTICOS

3.2.1 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 SWAT, con el fin de obtener la escorrentía superficial, recarga al acuífero y concentración de nitratos en estas.
- 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 nitrato en el acuífero.

El acoplamiento del modelo SWAT y MODFLOW, son los modelos más comúnmente utilizados, se ha aplicado de forma conjunta de acuerdo a los estudios mencionados anteriormente, además actualmente ha sido aplicado 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, además de estar enlazado en la interfaz PMWIN con MODFLOW, lo que facilita su aplicación y manejo de información de entrada.

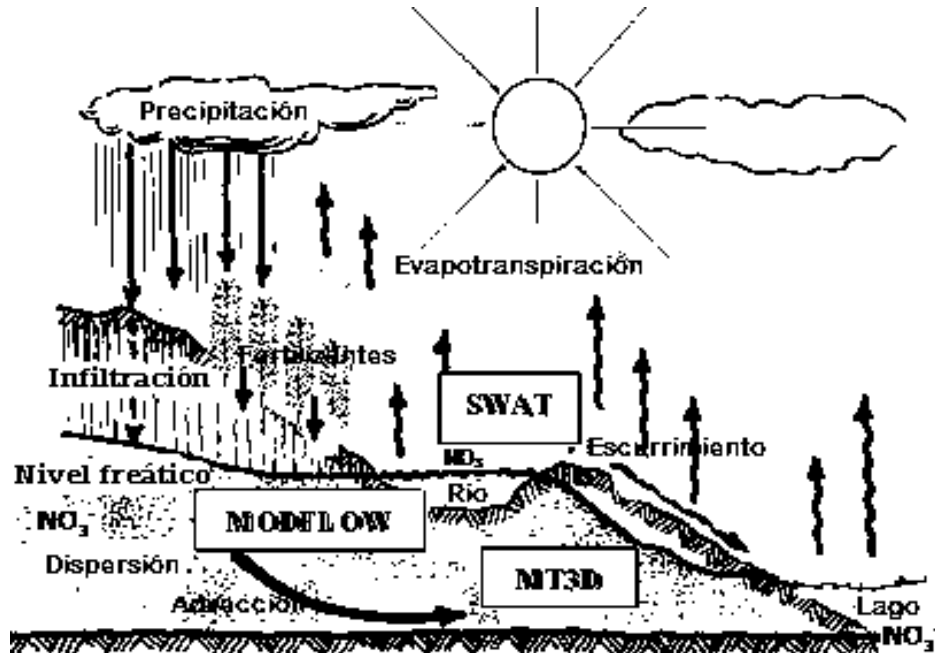


FIGURA 13. MODELOS MATEMÁTICOS UTILIZADOS

3.2.2 SIMPLIFICACIÓN DEL SISTEMA

Como se ha mencionado anteriormente el sistema hidrológico-ciclo del nitrógeno-superficial-subterráneo, es un sistema complejo, la metodología se propone para la existencia de lugares con pocos datos espaciales y temporales, por lo cual para aplicar cada modelo es necesario establecer diferentes limitantes, los cuales simplificarán el sistema y limitarán las acciones externas de este, que se suponen en un principio no influyen en los resultados de la modelación, permitiendo la aplicación de cada modelo matemático. Los 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. Esto debido a 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 llevara a cabo de acuerdo a las características del suelo somero, sin considerar las capas de suelo subyacente, en caso de existirlas.
- Simplificación del escenario de modelación de acuerdo a la información disponible, es decir, algunas características de la áreas de estudio no se serán contempladas (presas, lagos, etc.) en la modelación, esto con el fin de no aumentar la complejidad del sistema.
- 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.
- Las transformaciones del nitrógeno en la escorrentía superficial no son modeladas, pues además de aumentar la complejidad del sistema, en la información existente no se cuenta con datos cinéticos de transformaciones en el río.
- La cantidad de nitrato que escurre e infiltra se consideran iguales en la modelación; esto en un principio a la falta de información respecto a este datos. Además de considerarse como aceptable considerar cantidades iguales de nitrato pues algunos otros modelos hidrológicos y transporte de nitrato son formulados así (Modelo PATRICAL, etc).
- El acuífero es modelado como acuífero confinado de una sola capa, debido a la falta de información disponible del acuífero.
- Los fenómenos de transporte considerados en la modelación del nitrato son los fenómenos físicos: advección, dispersión y difusión; las trasformaciones que pudiese tener el nitrato en el acuífero no son consideradas; esto es respaldado en que algunos modelos hidrológicos y transporte de nitrato son formulados así (Modelo PATRICAL, etc).
- 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

3.2.3 ETAPAS DE LA MODELACIÓN

Para realizar la aplicación de cada modelo en la zona de estudio se proponen diferentes pasos o etapas en la modelación con el fin de aprovechar la información disponible de la zona de estudio, evaluar la información de entrada y salida, así como simplificar el sistema hidrológico.

RECOPILACIÓN DE INFORMACIÓN.

La recopilación de información consiste en obtener los datos necesarios para la modelación; puede ser recaudada de diferentes partes o generada mediante trabajo de campo y/o laboratorio, para el presente trabajo la etapa de recopilación de información será proveniente de programas destinados a este fin o estudios de la región.

La información de entrada para la modelación consiste en diferentes mapas, así como series históricas de diferentes datos (precipitación, temperatura, gastos, niveles freáticos, etc.), provenientes de diferentes tipos de estaciones. A continuación se explica las diferentes fuentes de información necesarias para el estudio.

- **Mapas**

Los mapas de entrada son manejados por el Instituto Nacional de Estadística, Geografía e Informática (INEGI), los formatos que maneja son principalmente vectoriales. En los mapas vectoriales cada entidad posee un identificador y sus atributos se almacenan en una base de datos alfanuméricos tradicional que será asociada con cada identificador; por lo cual, el mapa puede aportar información temática de acuerdo al tipo de mapa; además de acuerdo al tipo de mapa, se utilizan diferentes escalas y códigos para la designación de estos.

- **Estaciones climatológicas**

Las estaciones climatológicas contienen información de temperatura observada, temperatura mínima, temperatura máxima, precipitación, evaporación, tormenta, granizo, niebla y cobertura del cielo; esta información es almacenada en bases de datos como Climate Computing project (CLICOM), Extractor Rápido de Información Climatológica (ERIC) o Gestor de Datos Climatológicos Mexicanos (GDCLimex)

CLICOM es un sistema de software de manejo de datos climatológicos desarrollado por las Naciones Unidas. Las observaciones son diarias del CLICOM representan los datos recopilados

durante las últimas 24 horas. Cada una de las diferentes estaciones del país contiene diferentes periodos de información, pero se pueden encontrar datos de 1920 a 2010.

El Extractor Rápido de Información Climatológica (ERIC) facilita la extracción de la información contenida en la base de datos CLICOM, el banco de datos histórico nacional del Servicio Meteorológico Nacional (SMN) de la Comisión Nacional del Agua (CONAGUA). La información contenida en el ERIC consiste en reportes diarios de estaciones climatológicas tradicionales.

El programa Gestor de Datos Climatológicos Mexicanos (Gdclimex) agrupa la información contenida en las bases de datos CICLOM y ERIC; trabaja como una extensión del programa Autocad, por lo cual se permite visualizar el área de estudio para obtener la localización de las estaciones climatológicas.

- **Estaciones hidrométricas**

En el Banco Nacional de Datos de Aguas Superficiales (BANDAS), se encuentra la información de las estaciones hidrométricas como son: gasto medio diario, gasto máximo, gasto mínimo y transporte de sedimentos; cuenta con los datos de 2,070 estaciones hidrométricas, las cuales son el resultado de una depuración al catálogo BANDAS hecho en 2008 por la Conagua y el IMTA. Aproximadamente 480 estaciones fueron actualizadas hasta el año 2006.

- **Estaciones de Calidad del agua**

El monitoreo de la calidad de los recursos hídricos la realiza la Red Nacional de Monitoreo de la Calidad Agua (RNM), por medio de diferentes parámetros como son oxígeno disuelto, demanda bioquímica de oxígeno (DBO₅), demanda química de oxígeno (DQO), sólidos suspendidos totales (SST), temperatura del agua, fosfato, nitrato, coliformes fecales, entre otros. La información con la que cuenta es del 2000 en adelante aproximadamente y el monitoreo se realiza trimestralmente, de la mayoría de los parámetros.

- **Información adicional**

La información adicional se obtiene de estudios realizados por dependencias gubernamentales, universidades, etc.; el recurrir a estas fuentes de información se da con el objetivo de obtener datos del acuífero principalmente, ya que no existe un programa destinado para evaluar la

diferentes característica del acuífero, así como para obtener datos adicionales para los demás modelos, como son características de la zona, prácticas agrícolas, etc.

ANÁLISIS DE CONFIABILIDAD DE LA INFORMACIÓN RECOPIADA.

En ocasiones la toma de datos en las estaciones puede tener errores debido a cambios físicos en la propia estación o por las modificaciones en el medio ambiente (Campos A., 1998). Existen ciertos factores de este tipo que pueden encontrarse en las muestras debido a la evolución o cambios bruscos de las características de la cuenca (pueden ser debidas a causas naturales de evolución lenta o catastrófica o a la intervención del hombre) y errores en la capacidad de datos que pueden ser sistemáticas o no y achacables a los artificios de medidas o errores humanos (Andreu A., 1986).

El análisis de confiabilidad de la información recopilada consiste en evaluar la calidad de las series históricas de precipitación y gastos, mediante pruebas matemáticas, con el fin de evaluar la pertenencia a una única población, conocida como homogeneidad o consistencia de la serie.

- **Estaciones climatológicas**

Las pruebas estadísticas para evaluar las series de precipitación se pueden dividir de acuerdo a la información que se requieren para ser aplicadas. La prueba de Helmert, prueba de las Secuencias, prueba de la t Student y Cramer se aplican a los datos de la serie cuya homogeneidad se investiga. La curva masa doble y la prueba Wald-Wolfowitz requiere para su aplicación del apoyo de otra estación pluviométrica. Las pruebas propuestas para el trabajo se explican a continuación:

a) Prueba de Helmert

Esta prueba se basa en suponer que la series anuales y en general, cualquier serie climatológica, presenta como alternativa a la homogeneidad, los cambios bruscos de su valor medio, la tendencia o alguna forma de oscilación.

La prueba consiste en evaluar el signo de las desviaciones en cada evento de la serie respecto a su valor medio. Se establece el número de secuencias y cambios en el signo de cada valor. Si la serie es homogénea, la diferencia entre secuencias y cambios es cero, dentro de los límites del error probable, de acuerdo a la longitud de la serie.

b) Prueba de las secuencias

Esta prueba se realiza contando el número de secuencias o rachas arriba o debajo de la mediana de la serie. Se contabilizan los valores por mayores o menores, la secuencia o sucesión de los valores mayores o menores son contabilizados, de acuerdo al número de secuencias, en relación con la longitud de la serie, se determina si es homogénea o no.

a) Técnica de la curva masa doble

La doble curva masa verifica la consistencia de la serie de precipitación de una estación, comparando la precipitación anual acumulada, con los valores acumulados de la precipitación anual de otra estación, denominada estación base.

La teoría de la curva masa doble o curva de dobles acumulaciones, establece que al representar en unos ejes coordenados, las parejas de valores definidos por las acumulaciones sucesivas de cada serie, definen una colección de puntos cuya línea que los une es una recta, si las magnitudes de las dos series son proporcionales. Si se produce un cambio en la pendiente de la curva de doble acumulaciones es que ha ocurrido una alteración en la proporcionalidad, el punto de quiebre indicara el momento en que ocurrió el cambio.

• Estaciones hidrométricas

Las pruebas estadísticas utilizadas para determinar la homogeneidad de las estaciones hidrométricas, fueron la variación de la media, el correlograma y el análisis multivariado del correlograma; en las primeras dos, la prueba se aplica a los datos de la serie cuya homogeneidad se investiga, para la última es necesario del apoyo de otra estación cercana.

a) Variación de la media

Esta técnica se basa en la división de la serie histórica en dos o más subseries, después se calcula la media para cada subserie. De acuerdo a Salas, (Salas, Delleur, Yevyevich, & Lane, 1985) el punto de quiebre de las subseries podría determinar cambios en las características como por ejemplo: cambios en las técnicas de observación o el inicio de proyectos que pueden cambiar el régimen del agua.

b) Análisis de autocorrelación

El coeficiente de correlación calcula el grado de autodependencia de una serie. La independencia se refiere a que la escorrentía producida en cierto tiempo no depende de la producida en el futuro. La dependencia se puede evaluar en la serie mensual o anual de gastos.

Para evaluar la correlación se utiliza el correlograma, el cual consiste en un gráfico, en el cual se grafica la correlación de gastos en un eje y el tiempo en el otro; correlaciones cercanas a 1 representan dependencia y a 0 independencia.

- **Serie anual de gastos**

Las series de escorrentía anual son dependientes cuando el almacenamiento al final del año tiene grandes fluctuaciones en comparación con el gasto medio anual. Cuando los cambios son insignificantes en el total de almacenaje de una cuenca fluvial se producen en el fin de cada año, la serie es independiente.

- **Serie mensual de gastos**

Las series de gastos mensuales suelen presentar periodicidades debidas principalmente a ciclos astronómicos, en el sentido de que las características estadísticas tales como media, desviación típica y el sesgo varía de un periodo a otro de las que pueden definirse dentro del año, incluso la estructura de dependencia puede variar.

La prueba consiste en considerarlas como series no periódicas y calcular la función de autocorrelación, obteniendo un correlograma de la serie mensual de gastos con periodicidad cada doce meses.

- **El análisis multivariado del correlograma**

Para estaciones que se encuentran dentro de una misma corriente es común determinar el grado de dependencia entre sí, por medio de un análisis de correlación utilizando la técnica del correlograma.

El análisis multivariado del correlograma consiste en una prueba similar al correlograma anual de gastos, en donde se evalúa la correlación de dos series diferentes; por encontrarse dentro de una misma corriente existe dependencia del caudal presente aguas arriba o aguas abajo de esta.

- **Límites de Anderson**

Para una que una serie sea considerada independiente la función de correlación de la población es nula (0). Para la muestra no obtendremos valores nulos, por lo cual habrá que probar estadísticamente que valores de la función de autocorrelación son distintos de cero. Para ello podemos usar los límites de probabilidad de Anderson:

$$La = \frac{-1 \pm 1.964\sqrt{(n-k-1)}}{n-k} \quad Ec. 31$$

Donde: La es el límite inferior o superior de independencia de correlación, k es el número de correlaciones calculadas, n es el número de datos de la serie.

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.

ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD DEL MODELO

Esta parte de la modelación se propone en los casos donde la información que sea necesaria en la modelación no se cuente o se tenga diferentes fuentes y no se sepa que información utilizar, por lo cual es importante evaluar el grado de afectación al modificar ciertos parámetros dentro del modelo.

CALIBRACIÓN Y VALIDACIÓN DE LOS RESULTADOS.

Dentro de cada modelo existen diferentes parámetros que se realiza 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.

La comparación de los resultados modelos se realizó por medio de 8 parámetros estadísticos, con el fin de evaluar la relación entre los valores medidos y modelados; de acuerdo al modelo, cada prueba se aplica a diferentes resultados.

Los parámetros estadísticos utilizados fueron: el sesgo (BIAS), la raíz del error cuadrático medio (RMSE), el coeficiente de correlación (R^2), el índice de eficiencia de Nash-Stucliffe (E), la raíz del error cuadrático medio-observación estándar de la relación de desviación (RSR), el sesgo porcentual (PBIAS) y el criterio de Schultz (D).

El sesgo (BIAS) o error medio, es un [estimador](#) de la diferencia entre su valor modelado y el [valor numérico](#) histórico.

$$BIAS = \frac{\sum_{i=1}^n O_i - P_i}{n} \quad EC. 32$$

Donde: O_i es el valor observado para el evento i , P_i es el valor modelado para el evento i y n es el número de eventos.

El error absoluto medio (EAM) es un [estimador](#) de la diferencia absoluta entre su valor modelado y el [valor numérico](#) histórico.

$$EAM = \frac{\sum_{i=1}^n \|O_i - P_i\|}{n} \quad EC. 33$$

Donde: O_i es el valor observado para el evento i , P_i es el valor modelado para el evento i y n es el número de eventos.

La raíz del error cuadrático medio (RMSE) es una medida de la precisión global del modelo; este parámetro permite cuantificar la magnitud de la desviación de los valores simulados respecto a los observados. El rango de valores que puede tomar va desde 0 hasta el infinito (positivo). El 0 corresponde a un ajuste perfecto mientras que valores más grandes indican un menor ajuste.

$$RMSE = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (P_i - O_i)^2}{n}} \quad EC. 34$$

Donde: $RMSE$ es la raíz del error cuadrático medio, P_i es el valor modelado para el evento i , O_i es el valor observado para el evento i y n es el número de eventos.

El coeficiente de correlación de Pearson (R^2) indica la consistencia con que los valores medidos frente a los valores modelados siguen la mejor línea de ajuste. Si los valores de correlación son menores o muy cerca de 0, la correlación de los valores es prácticamente nula. Si los valores son cercanos a uno, entonces la predicción del modelo es perfecta.

$$R^2 = \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - O_m)(P_i - P_m)}{\sqrt{\sum_{i=1}^n (O_i - O_m)^2 (P_i - P_m)^2}} \quad EC. 35$$

Donde: R^2 es el coeficiente de correlación de Pearson, P_i es el valor modelado para el evento i , O_i es el valor observado para el evento i , O_m es la media observada y n es el número de eventos.

El índice de eficiencia de Nash-Stucliffe (E) es un medio para medir el ajuste entre el valor estimado y el valor medido. El cálculo de índice de eficiencia de Nash-Stucliffe, esencialmente,

es la suma de las desviaciones de las observaciones para una regresión lineal cuya pendiente es igual a 1. Si el valor medido es el mismo que el estimado, el índice de eficiencia de Nash-Stucliffe es igual a 1. Si el índice de eficiencia de Nash-Stucliffe está entre 0-1, indica desviaciones entre el valor medido y el estimado. Si es negativo, las estimaciones son muy pobres, y el valor medio de los valores observados es el mejor estimador que el estimado por el modelo. El índice de eficiencia de Nash-Stucliffe ha sido ampliamente utilizado para evaluar el rendimiento de los modelos hidrológicos (B. Parajul, 2009).

$$E = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - P_i)^2}{\sum_{i=1}^n (O_i - O_m)^2} \quad EC. 36$$

Donde: O_i es el valor observado para el evento i , P_i es el valor modelado para el evento i , O_m es la media observada y n es el número de eventos.

La raíz del error cuadrático medio-observación estándar de la relación de desviación (RSR) se estima como la relación de la *RMSE* y desviación estándar de los datos medidos; varía desde el valor óptimo de 0, que indica cero *RMSE* o variación residual y por lo tanto perfecto modelo de simulación, a un valor positivo grande. Cuanto más bajo RSR, menor el *RMSE*, y el mejor el modelo rendimiento de simulación.

$$RSR = \frac{RMSE}{STDEV_{obs}} \quad EC. 37$$

Donde: RSR es la *RMSE*-desviación estándar observada, *RMSE* es la raíz del error cuadrado medio y *STDEV_{obs}* es la desviación estándar observada.

El sesgo porcentual (PBIAS) mide la tendencia media de la predicción de valores del modelo a ser grandes o valores pequeños con la correspondencia de sus valores observados. El valor óptimo de PBIAS es 0, con valores de baja magnitud indican simulación de modelo exacto. Los valores positivos indican la subestimación del sesgo del modelo y negativos indican la sobreestimación del sesgo de modelo.

El criterio de Schultz representa la desviación de los valores simulados respecto de los observados. Se calcula como:

$$D = 200 \frac{\sum_{i=1}^n |P_i - O_i| O_i}{n(O_{max})^2} \quad EC. 38$$

Donde P_i es el valor modelado para el evento i , O_i es el valor observado para el evento i , n es el número de eventos y O_{max} es el máximo valor observado en el periodo en estudio.

En la modelación hidrológica los parámetros estadísticos utilizados para evaluar el ajuste de los resultados modelados, son el sesgo (BIAS), la raíz del error cuadrático medio (RMSE), el coeficiente de correlación Pearson (R^2), el índice de eficiencia de Nash-Stucliffe (E), la raíz del error cuadrático medio-observación estándar de la relación de desviación (RSR), el sesgo porcentual (PBIAS) y el criterio de Schultz (D) (**¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**).

En la modelación de aguas subterráneas los parámetros estadísticos utilizados con el fin de evaluar la modelación, son el sesgo (BIAS), el error absoluto medio (EAM), la raíz del error cuadrático medio (RMSE) y el coeficiente de correlación de Pearson (R^2) (**¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**).

SERIE	BIAS	EAM	RMSE	R^2	E	RSR	PBIAS	D
Gasto	SI	NO	SI	SI	SI	SI	SI	SI
Nitrato superficial	SI	NO	SI	SI	SI	SI	SI	NO
Niveles freáticos	SI	SI	SI	SI	NO	NO	NO	NO
Nitrato en el acuífero	SI	SI	SI	SI	NO	NO	NO	NO

BIAS=Sesgo o error medio
 EAM=Error medio absoluto
 RMSE= Raíz del error cuadrático medio
 R^2 = Coeficiente de correlación de Pearson
 E=Coeficiente de eficiencia de Nash Stucliffe
 RSR=Error medio al cuadrado-desviación estándar observado
 PBIAS=Sesgo porcentual
 D= Criterio de Schultz

**TABLA 1.UTILIZACIÓN DE LOS DIFERENTES PARÁMETROS PARA SEGÚN LA
MODELACIÓN**

En la modelación hidrológica algunos de los parámetros estadísticos se manejan dentro de ciertos rangos de valores (B. Parajul, 2009), con el fin de predecir si el ajuste del modelo es aceptable o no (**¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**).

AJUSTE	R^2 , E Gasto, NO_3^-	RSR Gasto, NO_3^-	PBIAS Gasto	PBIAS NO_3^-	D Gasto
Excelente	>0.9	0.00-0.25	<10	<25	-
Muy bueno	0.75-0.89	0.26-0.50	11-±15	26-±40	0-3
Bueno	0.50-0.74	0.51-0.60	16-±25	41-±60	3-10

Pasable	0.25-0.49	0.61-0.70	26-±30	61-±70	10-18
Pobre	0.00-0.24	0.71-0.89	31-±35	71-±80	
No satisfactorio	<0	>0.9	>=36	>=81	<18

R²= Coeficiente de correlación de Pearson

E=Coeficiente de eficiencia de Nash Stueliffe

RSR=Error medio al cuadrado-desviación estándar observado

PBIAS=Sesgo porcentual

D= Criterio de Schultz

TABLA 2. CLASIFICACIÓN DEL AJUSTE DEL MODELO (GASTO Y NO₃⁻) (B. PARAJUL, 2009)

3.3 PAPEL DE LA METODOLOGÍA PROPUESTA EN LA EVALUACIÓN DE LOS RECURSOS HÍDRICOS

La metodología propuesta tiene como objetivo final la evaluación de la concentración de nitratos en la escorrentía y en los mantos acuíferos, esto nos permite tener un panorama probable del estado de estos, en lugares donde la información con que se cuenta para evaluar la afectación que están presentando es insuficiente. Además de aportar este conocimiento, como parte de la metodología e indirectamente, se realiza un análisis de los recursos hídricos desde el punto de vista cuantitativo, al generar escorrentía superficial y niveles freáticos del acuífero.

Con la metodología propuesta además de aportar un comportamiento probable cuantitativo y cualitativo de los recursos hídricos de la zona de estudio, se presenta una forma de aprovechar la información existente, evaluando la confiabilidad de esta, con pruebas estadísticas que permitan solo utilizar la información de acuerdo a ciertos estándares de calidad, utilizable en cualquier modelación matemática sea más simple o complicada que la presentada en el trabajo. Además se determina la semejanza de la serie generada con la serie histórica mediante pruebas objetivos y la aceptación o el rechazo de los resultados de la modelación hidrológico, la cual sirve para generar la mayor parte de la información de entrada de los otros modelos.

En la modelación subterránea se presenta varias pruebas estadísticas para evaluar el error general de los resultados, poco utilizada en nuestro país, las cuales sirven para evaluar la calidad y precisión de nuestros resultados.

4 CARACTERÍSTICAS DE LA ZONA DE ESTUDIO

4.1 LOCALIZACIÓN DE LA ZONA DE ESTUDIO

La zona de estudio comprende la cuenca del Lago de Cuitzeo, de forma superficial y el acuífero Morelia-Queréndaro, de forma subterránea; los cuales se localizan al noreste del estado de Michoacán (**¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**), localizada en la región hidrológica número 12 Lerma-Chápala.

Las superficies aproximadas de la cuenca y el acuífero son 4 000 km² y 3 507 km², respectivamente.

Las localidades con mayor concentración de población en la zona son: Morelia (608 049 hab.), Zinapécuaro de Figueroa (14 670 hab.), Cuitzeo del Porvenir (9 633 hab.), Queréndaro (8 435 hab.), Álvaro Obregón (7 965 hab.), Indaparapeo (6 541 hab.), Huandacareo (6 395 hab.), Acuitzio del Canje (5 948 hab.), Charo (4 823 hab.) y Tarímbaro (4 647 hab.).

Las principales actividades de la región son las agropecuarias, la fruticultura, las artesanías, la silvicultura y en menor medida la explotación forestal.

4.2 CUENCA DEL LAGO DE CUITZEO

La cuenca cerrada del lago de Cuitzeo está situada en la parte sur de la Altiplanicie Mexicana. El lago ocupa la porción más baja de la cuenca, la cual está rodeada al sur por elevaciones que forman parte del Eje Volcánico en su porción de las sierras Tarasca y Oztumatlán; al sureste por las de Mil Cumbres y Ucareo; y al norte limita con la región del Bajío regada por el río Lerma.

Las concentraciones medias de los principales parámetros de calidad, de acuerdo a la Red Nacional de Monitoreo (RNM) son: oxígeno disuelto de 2.37 mg/l, Demanda Bioquímica de Oxígeno (DBO₅) de 49.03 mg/l, Demanda Química de 88.76 mg/l, Sólidos Suspendedos Totales (SST) de 114.56 mg/l y nitrato de 0.55 mg/l N-NO₃.

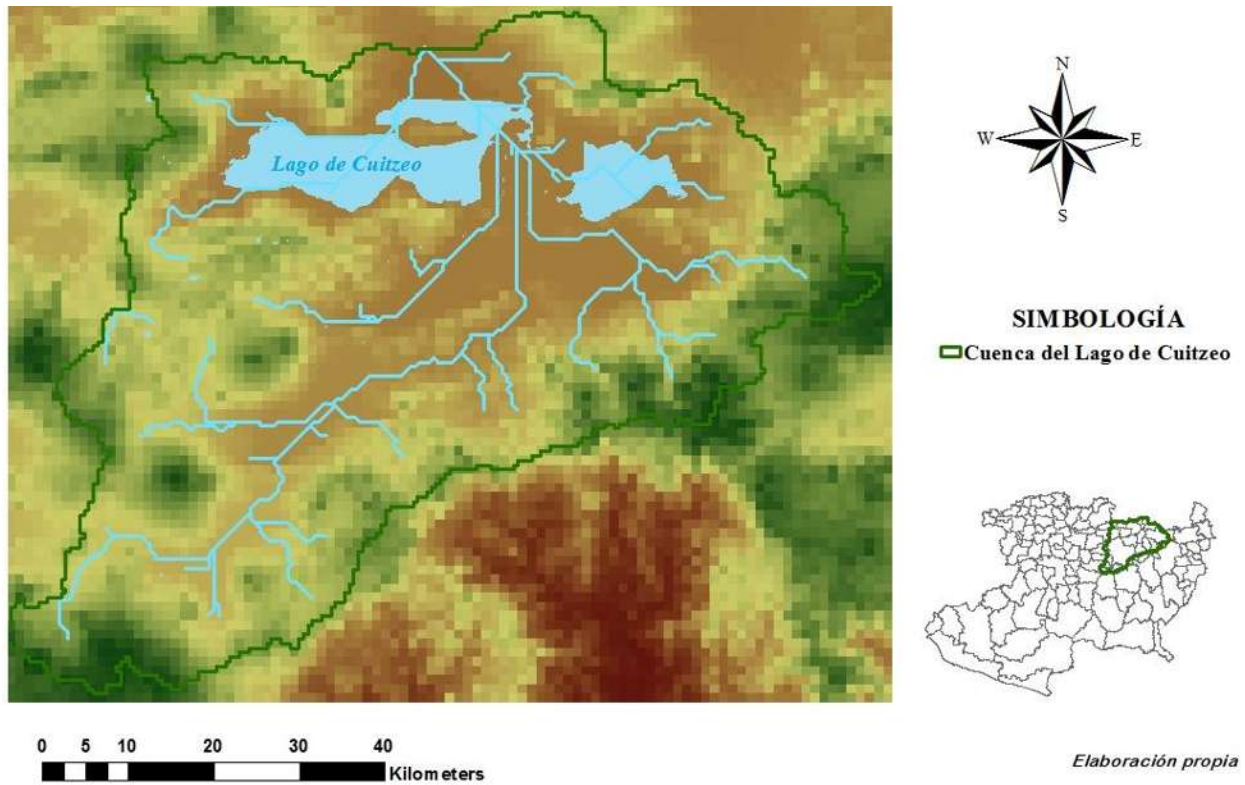


FIGURA 14. DELIMITACIÓN DE LA CUENCA DEL LAGO DE CUITZEO

4.3 ACUÍFERO MORELIA-QUERÉNDARO

El acuífero es de tipo heterogéneo y anisótropo, en general de tipo libre, con presencia de condiciones locales de semiconfinamiento debido a la presencia de sedimentos arcillosos en la porción aledaña al lago de Cuitzeo. El acuífero se aloja en una depresión tectónica y está conformado, en su porción superior, por sedimentos clásticos de granulometría variada así como sedimentos arcillosos que se depositaron en la parte baja de la cuenca, donde se localiza el Lago de Cuitzeo; la porción inferior está constituida por rocas volcánicas que presentan permeabilidad primaria y secundaria, principalmente basaltos y tobas.

El medio granular y fracturado conforman una misma unidad hidrogeológica que presenta en general permeabilidad media a alta y un espesor promedio de 300 a 400 m.

Los principales usos del agua proveniente del acuífero es el agrícola (53.69%), el segundo lugar lo ocupa el público urbano (40.21%) y en menor medida los demás usos (6.1%) (CONAGUA, 2007).

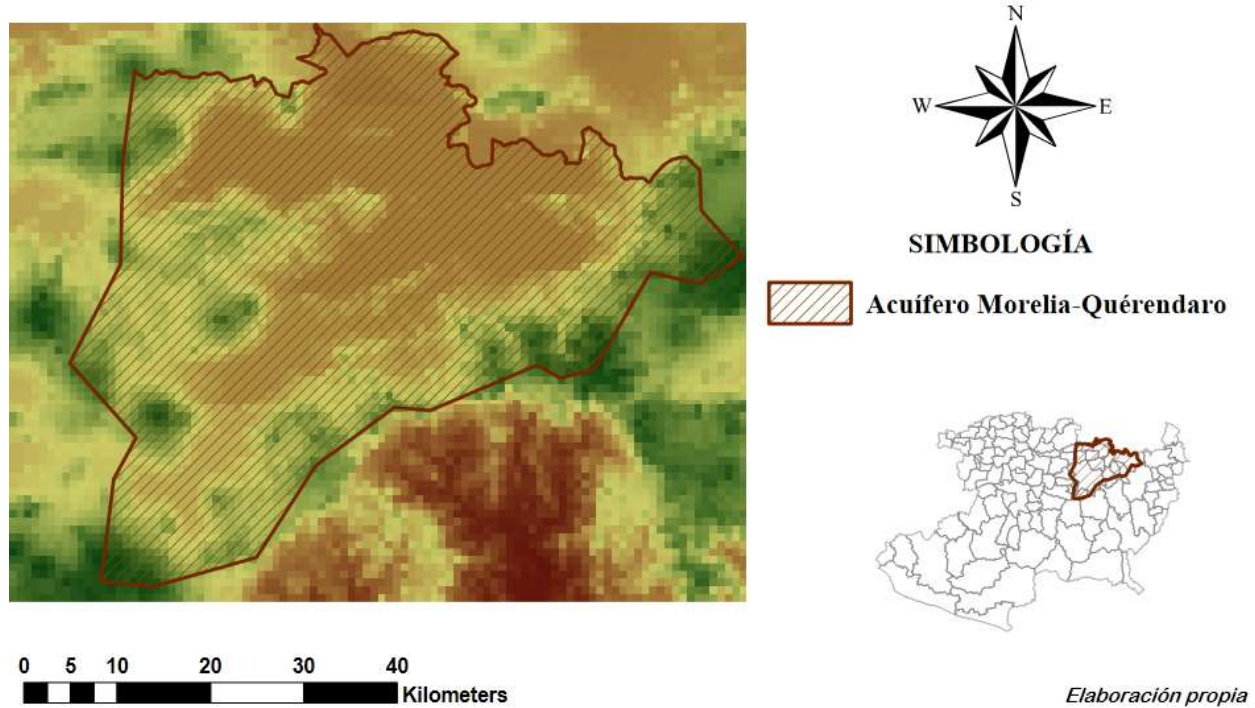


FIGURA 15. DELIMITACIÓN DEL ACUÍFERO MORELIA-QUERÉNDARO

Dentro del acuífero se tienen 963 pozos y 23 manantiales. El volumen anual de extracción, de acuerdo con los títulos de concesión inscritos en el Registro Público de Derechos de Agua (REPGA), de la Subdirección General de Administración del Agua, con fecha de corte 31 de mayo del 2007 es de 162 228 770.98 m³ anuales (CONAGUA, 2007)

El acuífero Morelia-Queréndaro se recarga por infiltración de precipitación, entrada lateral subterránea, fugas en redes de agua potable y retornos de riego; su descarga ocurre a través de bombeo, salidas laterales, evapotranspiración y manantiales.

El balance de aguas subterráneas del acuífero presenta un déficit de 20 948 316 m³ anuales (Tabla 3), por lo cual la situación del acuífero es sobreexplotado (CONAGUA, 2007).

ENTRADAS	VOLUMEN [hm³/año]	SALIDAS	VOLUMEN [hm³/año]
Recarga vertical	160.2	Evapotranspiración	81.8
Recarga inducida	38.5	Bombeo	162.2
Entrada subterránea	88.0	Salidas subterráneas	3.3
		Descarga de manantiales	60.3
		Cambio de almacenamiento	-20.9
Total de entradas	286.7	Total de salidas	286.7

TABLA 3. BALANCE DE ENTRADAS Y SALIDAS DEL ACUÍFERO (CONAGUA, 2007)

4.4 CLIMA

En altitudes entre 1 900 msnm y 2 000 msnm, las temperaturas medias anuales comprendidas son entre 18 y 22 °C, consideradas semicálidas. A mayor altitud, entre 2 000 y 2 800 msnm, el clima es templado con temperatura media anual entre 12 y 18 °C. En altitudes entre 2 800 y 4 000 msnm en las montañas, las temperaturas anuales disminuyen a valores menores de 12 °C, clasificadas como semifrías.

En la zona predominan precipitaciones de 600 a 800 mm anuales. La precipitación aumenta sobre las sierras que rodean el lago. En la parte más baja se reciben de 800 a 1 000 mm y a mayor altitud, la precipitación es superior a 1 200 mm anuales. La temporada lluviosa abarca el verano y parte del otoño (periodo de mayo a octubre), en el resto del año la condición es de sequía (noviembre a abril). La lluvia en invierno representa menos del 5% de la anual.

En la región del lago de Cuitzeo predominan los climas templados subhúmedos con lluvias en verano. Por ejemplo, en Cuitzeo y Copándaro presentan un clima templado subhúmedo, con lluvias en verano. En contraste, hacia el sur donde se encuentra la ciudad de Morelia, el clima es un poco más lluvioso, semicálido subhúmedo con escasa lluvia invernal, con un verano fresco y largo.

4.5 GEOMORFOLOGÍA

La zona se caracteriza por topografía preponderantemente montañosa, sólo una porción central situada en la parte baja de la cuenca, presenta topografía sumamente plana. Hay dos unidades morfológicas presentes en la zona: montañas y lomeríos, piamonte y valles.

Las montañas y lomeríos están constituidos predominantemente por rocas ígneas extrusivas de edad Terciaria, en la porción sur de la zona, las constituyen andesitas y basaltos del Terciario, sus montañas alcanzan elevaciones superiores a los 3 000 msnm, presentan un relieve muy abrupto, con frentes escarpados y fuertes pendientes.

Una gran meseta constituida por rocas de composición basáltico-andesítico de edad terciaria, se extiende en la parte central de la zona, con una orientación Este-Oeste, tiene unos 18 km de longitud y unos 4 km de ancho, la elevación máxima es de alrededor de 2 000 msnm y separa

parcialmente al valle fluvial del río Grande de Morelia, de la planicie de Álvaro Obregón-Queréndaro.

Los lomeríos formados por materiales piroclásticos y depósitos lacustres, constituyen la transición entre las montañas y valles, su elevación con respecto al nivel de éstos es reducida (menor de 100 m), su relieve es poco abrupto y su pendiente es relativamente suave, se encuentran principalmente en la porción central de la zona, bordeando al valle del río Grande de Morelia y en la porción centro oriental de la misma, circundando a la planicie de Álvaro Obregón-Queréndaro.

En general el piemonte está poco desarrollado en la zona. En los frentes escarpados de las sierras está constituido por depósitos de talud y pequeños abanicos aluviales, formados por los arroyos que bajan de las montañas. En las estribaciones de los cerros Cuates y Quinceo, la extensión del piemonte es mayor. Presenta pendientes suaves y está constituido por materiales volcánicos intemperizados y cortados por pequeños arroyos.

El valle del río Grande de Morelia, se extiende entre la ciudad de Morelia y el poblado de Indaparapeo, con una orientación Noreste-Sureste, su longitud aproximada es de unos 20 km y su ancho de 1 km, en su superficie se encuentran materiales aluviales depositados por la corriente y está bordeado por lomeríos constituidos por depósitos lacustres, en el que el río labra su cauce.

La planicie de Álvaro Obregón-Queréndaro, ubicada en la porción central de la zona, está formada por las llanuras de inundación de los ríos y arroyos, que siguiendo cursos divagantes desembocan al lago de Cuitzeo. Actualmente, la mayor parte de la planicie está ocupada por la segunda y tercera unidades del Distrito de Riego 020.

Pequeños valles de forma irregular se encuentran dispersos en la zona, aguas arriba de la presa Cointzio, en la porción suroccidental de la zona, otro al este de Morelia y otros en la periferia del lago.

4.6 TIPO DE SUELO

Los tipos de suelos predominantes en la zona son los Andosoles, Luvisoles, Acrisoles Feozems, Vertisoles, Leptosoles, Gleysoles, Solonchaks y Cambisoles.

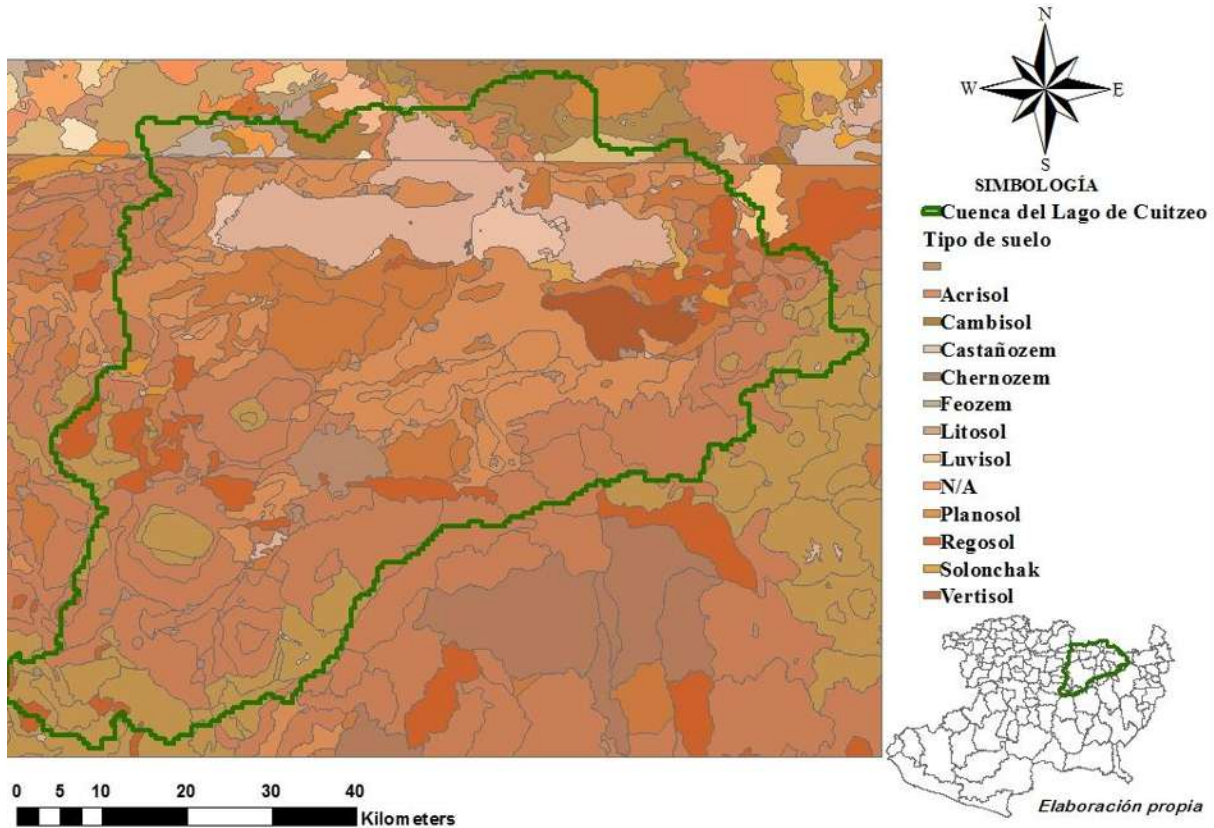


FIGURA 16. MAPA DE TIPO DE SUELO DE LA ZONA DE ESTUDIO

Los Andosoles se presentan en altitudes de 2 300 a 3 100 msnm sobre conos volcánicos, en ambientes húmedos con pendientes que varían de extremas a moderadas. En estos suelos se desarrollan bosques de pino-encino, aunque hay grandes extensiones abiertas a la agricultura de temporal (maíz, frijol y forraje).

Los Acrisoles y Luvisoles se localizan en ambientes similares, pero a menor altitud (1 900 a 2 700 msnm). Se caracterizan por ser ácidos y estar fuertemente meteorizados. Tienen mayor contenido de arcilla en el subsuelo que en el suelo superficial. La vegetación de los Luvisoles es de bosque de pino, pino y encino, y de pastizal.

A menor altitud (2 000 a 2 350 msnm) se encuentran los Feozems, de color oscuro y ricos en materia orgánica. Se localizan en zonas llanas a onduladas de pendientes suaves, en algunos sitios aún persiste el matorral subtropical conservado. Son excelentes tierras agrícolas por presentar buen drenaje y alta fertilidad.

Los Vertisoles se localizan en depresiones y zonas planas entre los 1 900 y 2 300 m de altitud. Tienen un alto contenido de arcillas expandibles (>30%) que se ensanchan y contraen, dependiendo del contenido de agua y que provocan la formación de grietas profundas cuando están secos e incrementan su volumen al humedecerse. Son suelos profundos y fértiles, por lo que en la cuenca se les utiliza principalmente para actividades agrícolas y de pastoreo. Por sus propiedades físicas y el régimen de humedad son susceptibles al anegamiento, presentan una alta adhesividad cuando el suelo está mojado y son muy duros cuando están secos, por lo que es importante un manejo adecuado durante la labranza.

Los Leptosoles se reconocen por estar limitados en profundidad por roca dura continua o una capa endurecida como el tepetate dentro de los primeros 25 cm. Son comunes en las laderas de los cerros y lomeríos con pendiente accidentada y en derrames lávicos. Contienen gran cantidad de gravas, por lo cual presentan muy buen drenaje. Son muy susceptibles a la erosión cuando están desprovistos de vegetación, pero favorecen la cimentación cuando su uso es para desarrollo urbano.

Los Planosoles se ubican en zonas llanas o en depresiones inundables, se originan de depósitos de arcilla aluviales y coluviales. Son poco permeables por lo que presentan condiciones reductoras que restringen su uso agrícola y son poco fértiles.

Los Gleysoles se encuentran en zonas de inundación, posiciones bajas del paisaje y en particular en la ribera del lago. Muestran evidencias de procesos de reducción por estar saturados con agua freática durante periodos prolongados. No tienen potencial agrícola y frecuentemente se utilizan para pastoreo.

Los Solonchaks se localizan principalmente en la ribera del lago y en áreas donde el agua subterránea asciende, disolviendo y arrastrando sales que se depositan en la superficie del suelo, las cuales se presentan en alto contenido dentro de los primeros 50 cm; esto afecta el crecimiento de las plantas por lo que son de poco valor agrícola y son utilizadas para pastoreo extensivo.

Los Cambisoles se caracterizan por la ausencia de cantidades apreciables de arcilla y materia orgánica. Se localizan en terrenos llanos a montañosos con gran variedad de vegetación, constituyen buenas tierras agrícolas y se usan intensivamente; los más ácidos, aunque menos fértiles, se utilizan para agricultura mixta y como tierras de pastoreo y forestales.

4.7 USO DE SUELO

Los principales usos del suelo de acuerdo al mapa del Instituto Nacional de Estadística y Geografía (INEGI) son: áreas agrícolas, bosque, pastizales, matorrales, selva, localidades y cuerpos de agua

En la planicie de Álvaro Obregón-Queréndaro, se concentra la mayor área agrícola de riego, debido a que en esta planicie se localiza el Distrito de Riego 020 Morelia-Queréndaro. En el resto de la zona predomina la agricultura de temporal.

Los bosques presentes en la zona son: bosques de encino, pino y oyamel; los matorrales presentes son de tipo subtropical y los pastizales de tipo inducido.

El asentamiento urbano más importante dentro de la cuenca, es la ciudad de Morelia.

Los principales cuerpos de agua de la zona son el Lago de Cuitzeo y la presa de Cointzio.

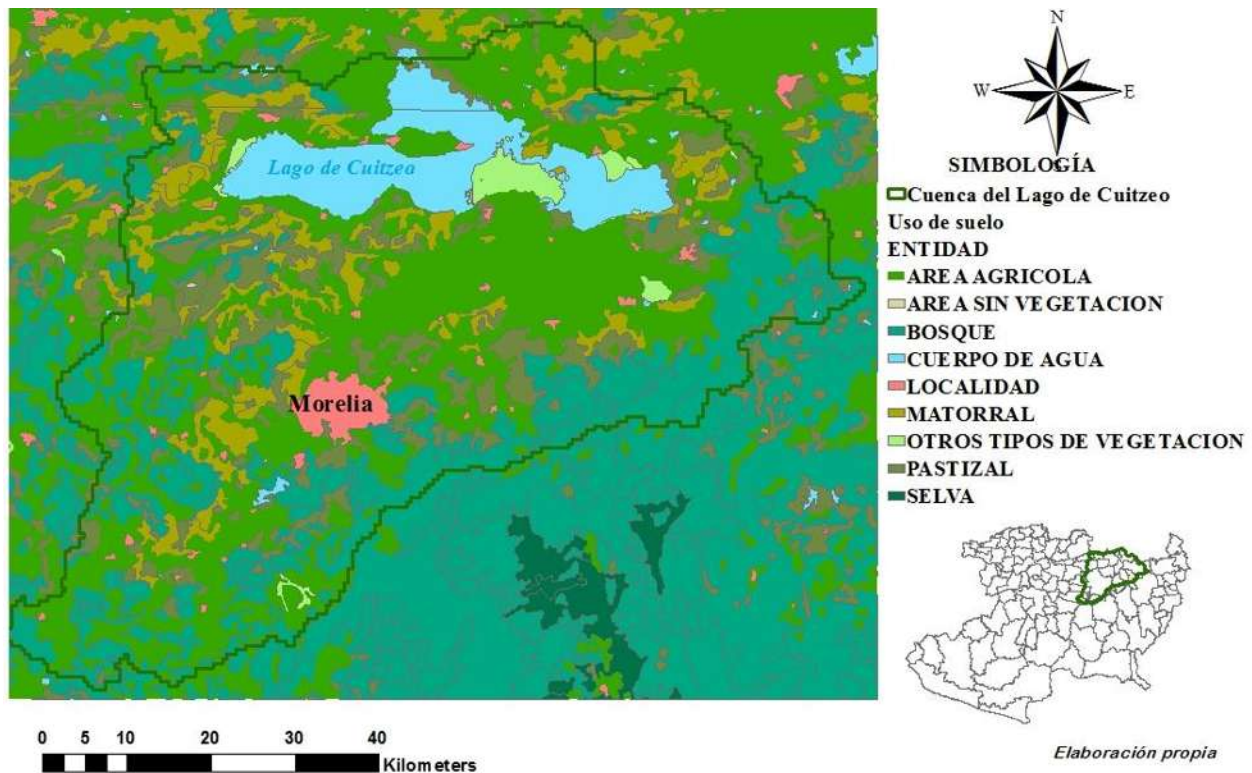


FIGURA 17. MAPA DE USO DE SUELO DE LA ZONA DE ESTUDIO

4.8 PRÁCTICAS AGRÍCOLAS

El tipo de agricultura que se presenta en el área de estudio es de temporal y de riego; la agricultura de temporal se distribuye a lo largo de toda la cuenca, mientras que la de riego se concentra principalmente en los municipios de Álvaro Obregón, Charo, Indaparapeo, Morelia, Queréndaro y Tarímbaro, en el Distrito de Riego 020 Morelia-Queréndaro (Figura 18).

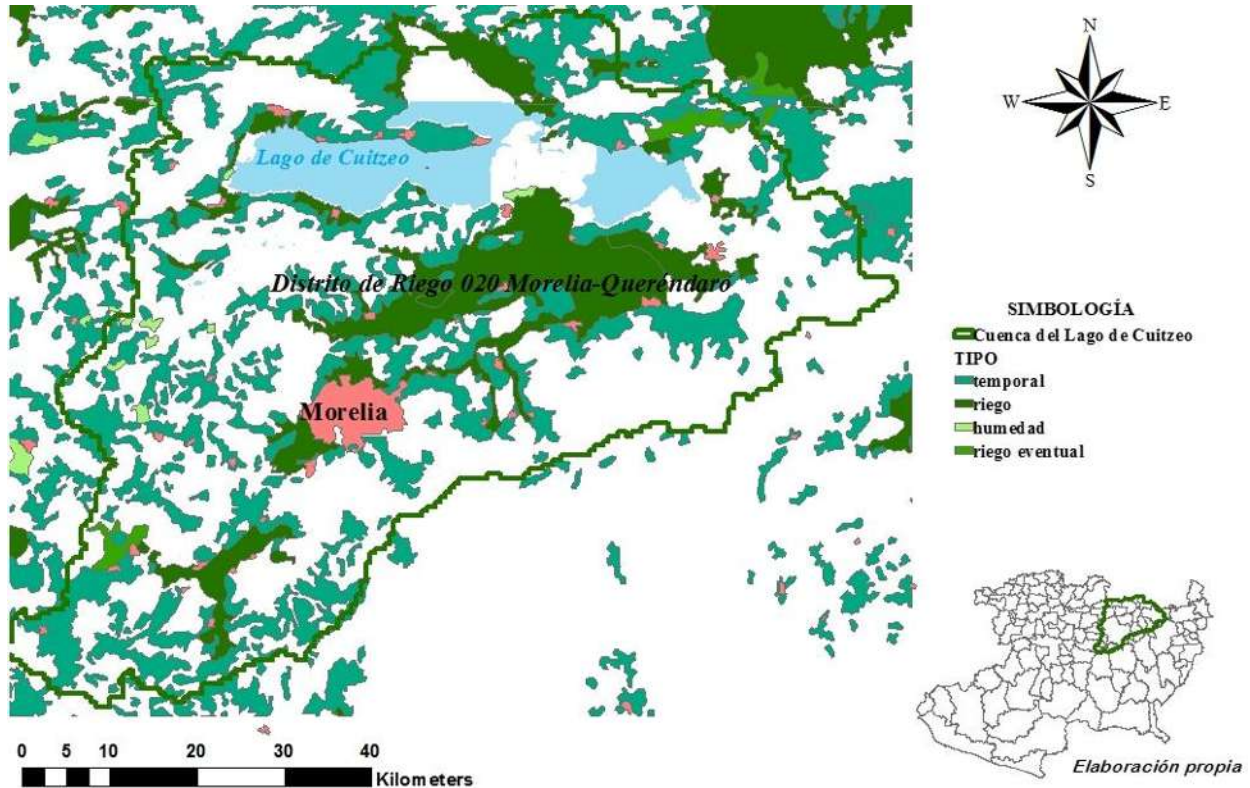


FIGURA 18. TIPO DE ZONA AGRÍCOLA DEL ÁREA DE ESTUDIO

En la Tabla 4, se muestra el total del área sembrada anualmente en cada uno de los municipios del área de estudio, en donde se puede observar que la mayor producción se realiza en verano, iniciando las actividades en febrero-marzo y terminando en septiembre-octubre.

MUNICIPIO	ÁREA TOTAL SEMBRADA (Ha)		ÁREA TOTAL SEMBRADA (%)	
	VERANO	INVIERNO	VERANO	INVIERNO
Acuitzio	1 952.12	101.82	0.95	0.05
Álvaro Obregón	6 242.84	800.87	0.89	0.11
Copándaro	1 299.69	216.42	0.86	0.14
Cuitzeo	3 509.21	808.71	0.81	0.19
Charo	5 035.22	290.56	0.95	0.05
Chucándiro	2 255.30	126.02	0.95	0.05

Hidalgo	6 903.49	706.68	0.91	0.09
Huandacareo	1 283.49	89.08	0.94	0.06
Huaniqueo	1 603.56	811.78	0.66	0.34
Huiramba	2 076.99	178.97	0.92	0.08
Indaparapeo	4 825.69	552.87	0.90	0.10
Lagunillas	1 286.81	35.79	0.97	0.03
Madero	6 677.12	642.59	0.91	0.09
Morelia	10 595.20	439.75	0.96	0.04
Morelos	2 692.13	19.66	0.99	0.01
Pátzcuaro	5 971.18	806.90	0.88	0.12
Queréndaro	4 348.73	401.44	0.92	0.08
Quiroga	2 079.30	370.12	0.85	0.15
Santa Ana Maya	3 763.73	410.80	0.90	0.10
Tarímbaro	6 620.81	513.26	0.93	0.07
Zinapécuaro	8 311.67	760.12	0.92	0.08
Total (Ha)	89 334.30	9 084.20	0.91	0.09

TABLA 4. PERIODO DE SIEMBRA POR MUNICIPIO (INEGI, 2007)

Los principales productos agrícolas de la región son: maíz blanco y amarillo, sorgo de grano y forrajero, avena y trigo forrajero, alfalfa y hortalizas (Tabla 5). Las prácticas agrícolas en general son: rastrear, barbechar, surcar o hacer la melga (el último para la alfalfa), sembrar, aplicar primera y segunda dosis de fertilizante en el momento requerido, escardar, emplear plaguicidas y herbicidas, hacer dos rayas y tablón y cosechar.

MUNICIPIO	TOTAL SEMBRADA (Ha)	SUPERFICIE SEMBRADA POR CULTIVO EN VERANO (Ha)			
		AVENA FORRAJERA	MAÍZ	SORGO	OTROS CULTIVOS
Acuitzio	1 952.12	54.22	1 695.78	4.00	198.12
Álvaro Obregón	6 242.84	95.50	4 403.21	1 440.49	303.64
Copándaro	1 299.69	2.00	817.31	50.03	430.35
Cuitzeo	3 509.21	2.81	2 994.43	230.94	281.02
Charo	5 035.22	3.10	4 140.87	295.72	595.53
Chucándiro	2 255.30	40.10	1 715.59	427.45	72.17
Hidalgo	6 903.49	479.54	6 050.02	13.23	360.70
Huandacareo	1 283.49	13.07	1 200.83	52.96	16.63
Huaniqueo	1 603.56	2.56	1 477.19	22.58	101.23
Huiramba	2 076.99	26.45	1 925.56	0.75	124.22
Indaparapeo	4 825.69	8.75	3 743.42	835.85	237.67
Lagunillas	1 286.81	10.23	1 253.50	0.00	23.08
Madero	6 677.12	47.66	6 381.29	13.63	234.55

Morelia	10 595.20	203.93	9 497.30	70.33	823.65
Morelos	2 692.13	220.18	2 342.51	46.47	82.97
Pátzcuaro	5 971.18	731.35	4 873.57	2.24	364.02
Queréndaro	4 348.73	113.24	3 787.46	141.89	306.14
Quiroga	2 079.30	60.96	1 906.48	8.00	103.86
Santa Ana Maya	3 763.73	-	3 049.44	615.88	98.41
Tarímbaro	6 620.81	68.71	5 067.53	527.88	956.69
Zinapécuaro	8 311.67	179.49	6 870.08	1 076.94	185.17

TABLA 5. TIPO DE CULTIVO EN VERANO POR MUNICIPIO (INEGI, 2007)

La avena es de riego y su semilla se siembra a puños. Tarda cuatro meses en crecer (abril a noviembre). El fertilizante se aplica tres veces: durante la siembra, cuando la planta es de tamaño mediano y en la fase de adulto. Su uso es para forraje, por lo que no se utiliza insecticida. La producción varía entre seis y siete ton/ha.

El cultivo de maíz es de temporal o de riego. En este último, la producción varía entre 2 y 10 ton/ha, que depende de la calidad de la tierra, el acceso al agua y el tipo de semilla. La aplicación de fertilizante se realiza de dos a tres veces durante su desarrollo: en la siembra, cuando la planta es mediana y cuando alcanza su tamaño final. Los tipos usados y la dosis son variables. La siembra se alterna anualmente con alfalfa o avena para mejorar la producción de maíz.

La semilla que se utiliza para el cultivo del sorgo es certificada y el fertilizante es el mismo que en el maíz. El sorgo tiene un rendimiento de 5 a 12 ton/ha.

En la mayor parte de la región se utilizan fertilizantes minerales; dependiendo del cultivo y municipio puede variar el tipo y la cantidad. Los principales fertilizantes aplicados son sulfato de amonio y nitratos con una cantidad aplicada de 200 a 600 kg/ ha (Tabla 6).

CULTIVO	FERTILIZANTES	CANTIDAD APLICADA (kg/Ha)
Maíz	Fertilizante orgánico	200 a 600
	Sulfato de Amonio	
	Nitrato	
	Sulfato de Urea	
	Cloruro de Potasio	
	Camac	
	Supercalcio triple	
Sorgo	Supersimple	200 a 600
	Triple+fosfato	

	Sulfato de Amonio	
	Cloruro de Potasio	
	Calcio Triple	
	Camac	
	Supercalciotriple	
	Sulfato de Amonio	
	Supersimple	
	Sulfato granulado	
	Nitrógeno y urea	
	Nitrógeno	
	Urea	
Avena	Fosfonitrato	250 a 300
	Sulfato de amonio	
	Nitrógeno con fosforo	
Alfalfa	Fertilizante orgánico	350 a 600

TABLA 6. PRINCIPALES FERTILIZANTES UTILIZADOS EN LOS MUNICIPIOS DE ÁLVARO OBREGÓN Y TARÍMBARO (UMSNH, 2010)

5 MODELACIÓN DE LA ZONA EN ESTUDIO

5.1 MODELO SWAT

El modelo SWAT (Arnold et al., 1993) se trabajó por medio de la extensión ArcSWAT 2012.10.15 para el SIG Arc Gis 10.1. La utilización del modelo SWAT, se realizó en dos etapas; la primera consiste en la modelación hidrológica, cuyo objetivo es obtener el escurrimiento en la red pluvial y recarga al acuífero. La segunda etapa es la modelación del nitrógeno en el suelo con el fin de obtener concentraciones de nitrato en el escurrimiento y el que entra al acuífero.

5.1.1 INFORMACIÓN DE ENTRADA

La información de entrada para la primera etapa, la modelación hidrológica, consiste en diferentes mapas e información para reclasificarlos, así como series de datos climatológicos (precipitación y temperatura); también es necesario contar con series de datos hidrométricos para comparar los resultados de escurrimiento superficial obtenidos.

Para la modelación del nitrato es necesario contar con información relacionada a las prácticas agrícolas (tipo de agricultura (riego o temporal), año agrícola, tipo de fertilizante y cantidad de

fertilizante utilizado) de la región; además de series de datos de nitrato en el río para comparar los resultados.

6.1.1.1. MAPAS DE ENTRADA

Los mapas necesarios para modelación en SWAT son:

- Modelo Digital de Elevaciones (MDE)
- Uso de suelo
- Tipo de suelo

De acuerdo a la escala de los mapas, es necesario la unión de varios mapas con el fin de tener el área de estudio completa. El formato de ingreso al modelo es en formato raster con la misma resolución espacial para los tres mapas.

5.1.1.1.1 MODELO DIGITAL DE ELEVACIONES (DEM)

Para el caso del MDE, el INEGI trabaja con una escala de 1:50 000; por lo cual, para el área de estudio fue necesaria la unión de 12 mapas de curvas de nivel en formato vectorial, cuyas clave son: F14C82, F14C83, F14C84, E14A12, E14A13, E14A14, E14A15, E14A22, E14A23, E14A24, E14A32, E14A33.

5.1.1.1.2 MAPAS DE USO Y TIPO DE SUELO

Los mapas de uso y tipo de suelo se encuentran en escala de 1:250 000, al ser la escala mayor, el área que contiene cada mapa es igualmente mayor, por lo que para el área de estudio solamente fueron necesarios tener los mapas con los códigos E1401 Y F1410.

5.1.1.1.3 RECLASIFICACIÓN DE MAPAS

El modelo contiene una base de datos en donde almacena diferente tipo de información. En esta, existe información referente a la reclasificación del mapa de uso y tipo de suelo. Básicamente, esta información es propia del país de diseño del modelo; la cual puede ser modificada, ingresada o ser borrada.

- **Uso de suelo**

Para la reclasificación del mapa de uso de suelo se utilizó la base de datos integrada al modelo. En la Tabla 7, se muestra la reclasificación utilizada de acuerdo a la base de datos del modelo.

CLAVE	USO DE SUELO (INEGI)	USO DE SUELO (SWAT)	USO DE SUELO (%)
AGRL	Área agrícola	Agricultural-land-generic	39.65
FRST	Bosque	Forest_mixed	35.75
PAST	Pastizal	Pasture	12.87
RNGB	Matorral	Range-brush	6.61
URBN	Localidad	Urban	4.4
RNGR	Otros tipos de vegetación	Range-grasses	0.37
WATR	Cuerpo de agua	Water	0.34

TABLA 7. INFORMACIÓN DE USO DE SUELO

- **Tipo de suelo**

La información que nos ofrece el mapa de tipo de suelo abarca las características básicas de este, como son la textura superficial dominante y las limitantes químicas (sal, sodio) o físicas (roca, tepetate, pedregosidad); sin embargo, esta información puede no ser suficiente para la modelación debido a que la información en la base de datos consiste en una amplia descripción de las características del suelo (textura, porcentaje de roca, arcilla y arena), además de la conductividad hidráulica, grupo hidrogeológico del suelo, profundidad del suelo, entre otros.

Las características básicas del tipo de suelo se obtuvieron de la información del INEGI (**¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**); para los datos de conductividad hidráulica y grupo hidrogeológico se propusieron a partir de los valores de las características básicas del suelo.

TIPO DE SUELO	CLAVE INEGI	CARACTERÍSTICAS DEL SUELO			
		TEXTURA	% ROCA	% ARCILLA	% ARENA
Luvisol vértico	LVctpf/2	Medía	>30	<35	<65
Andosol dístico	AN/2	Medía	<10	<35	<65
Vertisol esquelético léptico	VRsklep/3R	Fina	-	>35	-
Regosol éutrico	RGeu/3	Fina	-	>35	-
Planosol dístico léptico	PLdylep/2	Medía	-	<35	<65
Phaeozem esquelético	PHsklep/2R	Medía	-	<35	<65
Leptosol dístico lítico	LPdyli/2	Medía	-	<35	<65

TABLA 8. CARACTERÍSTICAS DEL SUELO.

Los valores propuestos en la base de datos son el inicio de la reclasificación del mapa de tipo de suelo; estos valores pueden cambiar a través de la modelación en el rango establecido (Tabla 9).

GRUPO

SUELO	CONDUCTIVIDAD	HIDROGEOLÓGICO
	HIDRÁULICA (mm/hr)	DE SUELO
Luvisol vértico	1.5 a 12	A , B ó C
Andosol dístrico	10 a 12	A
Vertisol esquelético léptico	0.05 a 2.5	C ó D
Regosol éutrico	0.05 a 2.5	C ó D
Planosol dístrico léptico	1.5 a 12	A , B ó C
Phaeozem esquelético	1.5 a 12	A , B ó C
Leptosol dístrico lítico	1.5 a 12	A , B ó C

Fuente: Martinez de Azagra, 2003

TABLA 9. VALORES CONSIDERADOS DE CONDUCTIVIDAD HIDRÁULICA Y GRUPO HIDROGEOLÓGICO.

6.1.1.2. SERIES DE DATOS

Las series de datos necesarias para la modelación hidrológica están compuestas por series de temperatura, precipitación, gastos y concentraciones de nitrato.

5.1.1.1.4 ESTACIONES CLIMATOLÓGICAS

De acuerdo a GDClimate, las estaciones climatológicas que se encuentran cerca de la zona de estudio son 26 y se muestran a continuación.

CLAVE	NOMBRE	LONG °	LAT °	ALT msnm	REGISTRO		P.M.A
					INICIO	FIN	
16001	ACUITZIO DEL CANJE.(SMN)	-101.33	19.48	2070	1961	2007	1040.60
16016	CARRILLO PUERTO. A. O.	-101.08	19.92	1840	1969	2005	679.23
16022	COINTZIO. MORELIA	-101.25	19.60	1950	1940	2006	779.50
16023	COPANDARO DE GALEANA	-101.67	19.90	1500	1969	2001	771.05
16027	CUITZEO. CUITZEO	-101.32	19.97	1831	1923	2005	693.53
16028	CUITZILLO GRANDE.	-101.12	19.77	1840	1969	2007	572.65
16045	EL TEMASCAL. CHARO	-101.03	19.68	1686	1965	2006	1389.30
16050	HUANIQUEO. HUANIQUEO	-101.50	19.90	1950	1974	2006	851.52
16055	JESUS DEL MONTE. MO RELIA	-101.12	19.67	1250	1935	2008	896.98
16081	MORELIA. MORELIA (DGE)	-101.18	19.70	1915	1947	2009	792.41
16086	PASTOR ORTIZ. PURUANDIRO	-101.59	20.31	1692	1971	2004	626.80
16087	PATZCUARO. PATZCUARO	-101.62	19.53	2043	1973	2009	913.20
16091	ALVARO OBREGON (DGE),	-100.98	19.88	1384	1969	2007	651.93
16096	PSA. MALPAIS. QUERENDARO	-100.88	19.75	1831	1940	2006	728.66
16105	QUIRIO. INDAPARAPEO	-100.98	19.80	1830	1964	2009	722.11
16114	S.MIGUEL DEL MONTE. MOR.	-101.13	19.62	2000	1967	2007	982.06

16118	SANTA FE. QUIROGA	-101.53	19.73	2056	1964	2008	813.92
16119	STA. RITA. COPANDARO DEG.	-101.23	19.92	1880	1964	2007	717.13
16133	TURICATO, TURICATO	-101.42	19.57	795	1971	2010	823.26
16136	TZITZIO. TZITZIO	-100.92	19.58	1850	1969	2008	1164.30
16145	ZINAPECUARO. ZINAPECUARO	-100.67	19.88	1920	1923	2010	846.57
16155	COPANDARO. JIMÉNEZ	-101.08	19.93	1981	1970	2001	834.83
16221	UCAREO UNION DE FRUT.	-100.83	19.92	1800	1980	2001	716.96
16247	CAPULA, MORELIA	-101.38	19.67	1708	1981	2007	836.66
16250	HUANDACAREO, HUANDACAREO	-101.27	19.82	2285	1984	2004	843.24
16254	TEREMENDO, MORELIA	-101.48	19.78	2350	1981	2005	743.44

TABLA 10. ESTACIONES CLIMATOLÓGICAS DE LA ZONA DE ESTUDIO

- **GENERADOR DE CLIMA**

El generador de clima es una base de datos del modelo, cuyo objetivo es llenar los vacíos de las series de precipitación y temperatura; para tal fin es necesario el ingreso de diferentes valores medios mensuales de precipitación (precipitación media mensual, desviación estándar mensual, coeficiente de sesgo de precipitación diaria, probabilidad de día mojado seguido de día seco, probabilidad de día mojado seguido de día mojado, promedio de días con lluvias al mes) y temperatura (temperatura máxima mensual, temperatura mínima mensual, desviación estándar máxima, desviación estándar mínima) de las mismas estaciones climatológicas.

5.1.1.2.1 ESTACIONES HIDROMÉTRICAS

Las estaciones hidrométricas consideradas para la modelación son 4 y se muestran en la figura siguiente.

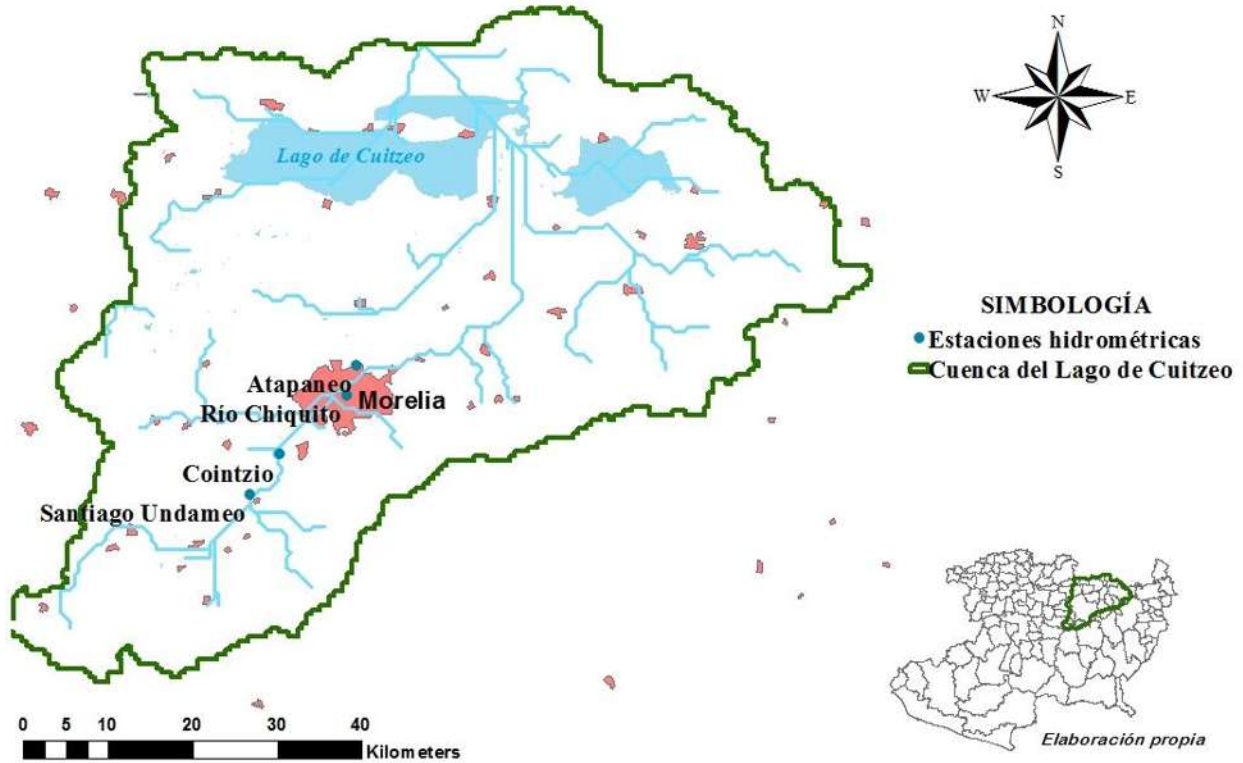


FIGURA 19. ESTACIONES HIDROMÉTRICAS

5.1.1.2.2 ESTACIONES DE CALIDAD DEL AGUA

La CONAGUA cuenta actualmente con 12 sitios de monitoreo ubicados en la región que pertenecen a la Red Nacional de Monitoreo (RNM) (UMSNH, 2010); cuatro ubicados en el Río Grande y los ocho restantes en el lago.

La información con la que se cuenta pertenece a 7 estaciones; cuatro estaciones localizadas en el río Grande de Morelia y tres en los márgenes del Lago de Cuitzeo (Figura 20. Localización de las estaciones calidad del agua; la información se tiene en el periodo del 2008 al 2010, con valores trimestrales.

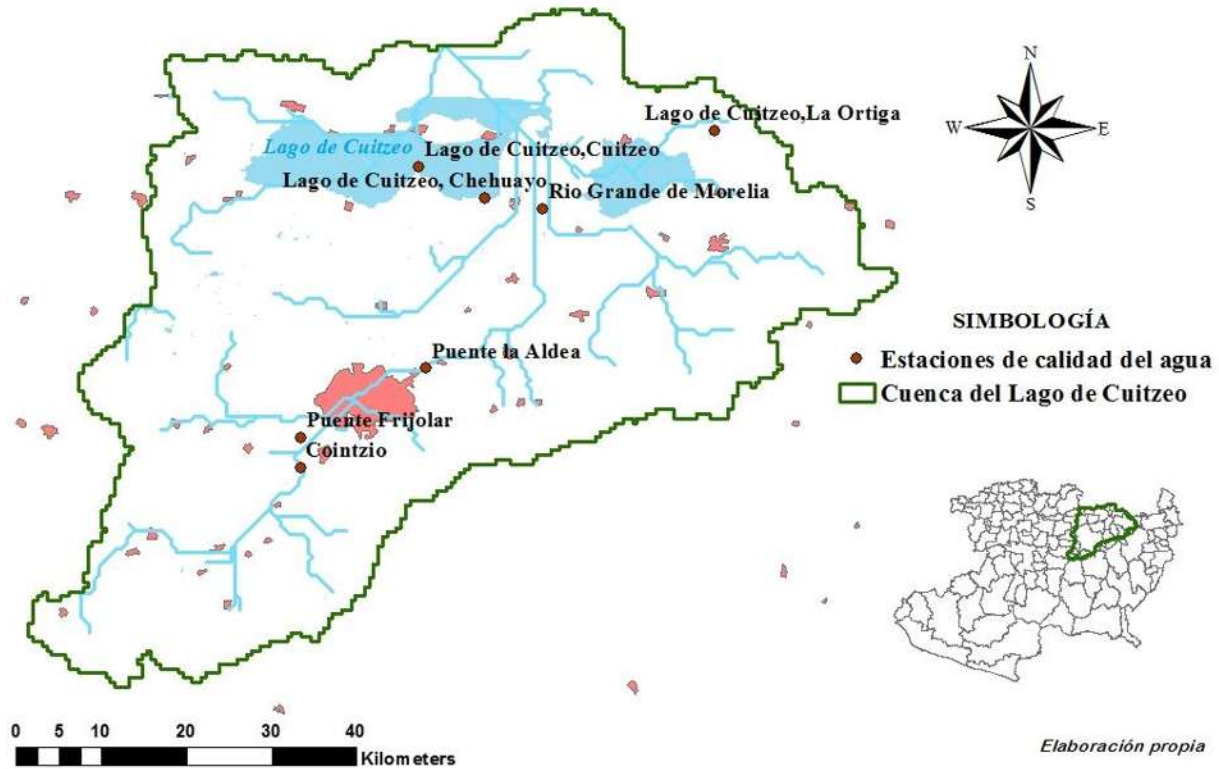


FIGURA 20. LOCALIZACIÓN DE LAS ESTACIONES CALIDAD DEL AGUA (RNM).

5.1.2 ANÁLISIS DE CONFIABILIDAD DE LA INFORMACIÓN RECOPIADA.

El análisis de la confiabilidad de la información, se realiza a las series históricas de precipitación y gastos, por medios de las pruebas estadísticas, expuestas en el capítulo tres. Los resultados se muestran a continuación:

- **Prueba de Helmert y prueba de las Secuencias**

De acuerdo a este análisis, de las 26 estaciones climatológicas, 9 estaciones (34.62%) no pasaron la prueba de Secuencias y 10 estaciones (38.46 %) la prueba de Helmert (Tabla 11). En el caso de las estaciones que solo pasaron una de las dos pruebas aparecerán en la siguiente prueba con el fin de comparar resultados.

CLAVE	NOMBRE	PRUEBA	
		HELMERT	SECUENCIAS
16001	ACUITZIO DEL CANJE.(SMN)	HOMOGÉNEA	HOMOGÉNEA
16016	CARRILLO PUERTO. A. O.	HOMOGÉNEA	HOMOGÉNEA
16022	COINTZIO. MORELIA	HOMOGÉNEA	HOMOGÉNEA
16023	COPANDARO DE GALEANA	INHOMOGÉNEA	HOMOGÉNEA

16027	CUITZEO. CUITZEO	INHOMOGÉNEA	HOMOGÉNEA
16028	CUITZILLO GRANDE.	INHOMOGÉNEA	HOMOGÉNEA
16045	EL TEMASCAL. CHARO	HOMOGÉNEA	HOMOGÉNEA
16050	HUANIQUEO. HUANIQUEO	HOMOGÉNEA	INHOMOGÉNEA
16055	JESUS DEL MONTE. MO RELIA	INHOMOGÉNEA	HOMOGÉNEA
16081	MORELIA. MORELIA (DGE)	HOMOGÉNEA	INHOMOGÉNEA
16086	PASTOR ORTIZ. PURUANDIRO	HOMOGÉNEA	HOMOGÉNEA
16087	PATZCUARO. PATZCUARO	HOMOGÉNEA	HOMOGÉNEA
16091	ALVARO OBREGON (DGE),	HOMOGÉNEA	HOMOGÉNEA
16096	PSA. MALPAIS. QUERENDARO	HOMOGÉNEA	HOMOGÉNEA
16105	QUIRIO. INDAPARAPEO	HOMOGÉNEA	HOMOGÉNEA
16114	S.MIGUEL DEL MONTE. MOR.	INHOMOGÉNEA	HOMOGÉNEA
16118	SANTA FE. QUIROGA	HOMOGÉNEA	HOMOGÉNEA
16119	STA. RITA. COPANDARO DEG.	HOMOGÉNEA	INHOMOGÉNEA
16133	TURICATO, TURICATO	INHOMOGÉNEA	INHOMOGÉNEA
16136	TZITZIO. TZITZIO	HOMOGÉNEA	HOMOGÉNEA
16145	ZINAPECUARO. ZINAPECUARO	HOMOGÉNEA	INHOMOGÉNEA
16155	COPANDARO. JIMÉNEZ	INHOMOGÉNEA	INHOMOGÉNEA
16221	UCAREO UNION DE FRUT.	INHOMOGÉNEA	INHOMOGÉNEA
16247	CAPULA, MORELIA	HOMOGÉNEA	HOMOGÉNEA
16250	HUANDACAREO, HUANDACAREO	INHOMOGÉNEA	INHOMOGÉNEA
16254	TEREMENDO, MORELIA	INHOMOGÉNEA	INHOMOGÉNEA
SECUENCIAS		9	34.62%
HELMERT		10	38.46%

TABLA 11. RESULTADO DE LAS PRUEBAS DE HELMERT Y SECUENCIAS

- **Técnica de la curva masa doble**

Las estaciones que se tomaron como base para la curva masa fueron la 16022 y 16096; su selección se realizó por el periodo de registros que tenía cada estación y la altitud de estas. En el primer grupo se encuentran las estaciones que tienen una altitud de $1\ 950 \pm 300$ m y una precipitación media anual de $779.48 \text{ mm} \pm 100$ mm. En el segundo grupo se encuentran agrupadas las estaciones climatológicas que no cumplieron estas características (Tabla 12).

No.	CLAVE	NOMBRE	ALTITUD (m)
ESTACIÓN BASE			1940-2006
GRUPO 1: 12 ESTACIONES		COINTZIO. MORELIA	66 AÑOS
1	16001	ACUITZIO DEL CANJE.(SMN)	2070

2	16016	CARRILLO PUERTO. A. O.	1840
3	16022	COINTZIO. MORELIA	1950
4	16027	CUITZEO. CUITZEO	1831
5	16050	HUANIQUEO. HUANIQUEO	1950
6	16081	MORELIA. MORELIA (DGE)	1915
7	16096	PSA. MALPAIS. QUERENDARO	1831
8	16105	QUIRIO. INDAPARAPEO	1830
9	16118	SANTA FE. QUIROGA	2056
10	16119	STA. RITA. COPANDARO DEG.	1880
11	16145	ZINAPECUARIO. ZINAPECUARIO	1920
12	16247	CAPULA, MORELIA	1708
ESTACIÓN BASE			1969-2007
Grupo 2: 9 ESTACIONES		ALVARO OBREGON (DGE)	38 AÑOS
1	16023	COPANDARO DE GALEANA	1500
2	16028	CUITZILLO GRANDE.	1840
3	16045	EL TEMASCAL. CHARO	1686
4	16055	JESUS DEL MONTE. MORELIA	1250
5	16086	PASTOR ORTIZ. PURUANDIRO	1692
6	16087	PATZCUARO. PATZCUARO	2043
7	16091	ALVARO OBREGON (DGE),	1384
8	16114	S.MIGUEL DEL MONTE. MOR.	2000
9	16136	TZITZIO. TZITZIO	1850

TABLA 12. AGRUPACIÓN DE ESTACIONES PARA EL ANÁLISIS DE LA CURVA MASA

En la Figura 21, se muestran las gráficas de la doble curva masa para las estaciones 16001 y 16050. En la primera se observa como no existe una relación directa entre la precipitación acumulada entre las estaciones 16001 y 16022, por lo cual se considera no homogénea. Caso contrario sucede con la estación 16022 y 16050, obteniendo una doble curva masa homogénea.

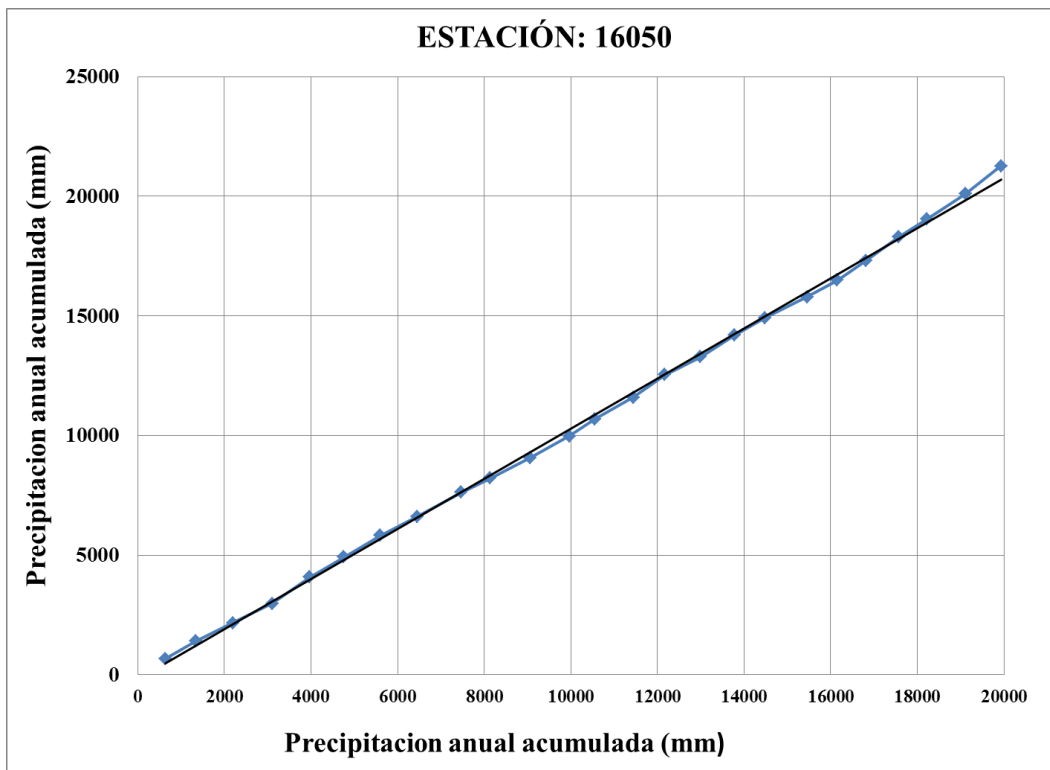
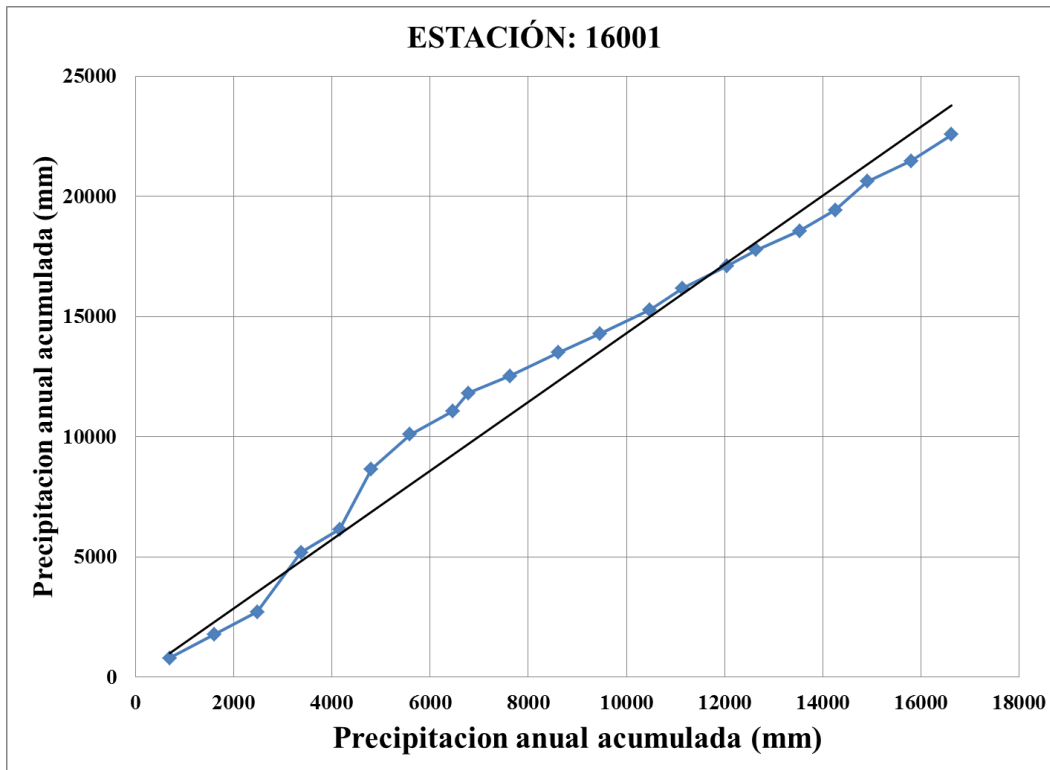


FIGURA 21. DOBLE CURVA MASA. ESTACIONES 16001(NO HOMOGÉNEA) Y 16050 (HOMOGÉNEA)

En total, los datos de 14 estaciones se consideraron no homogéneos por tener graficas similares a la estación 16001. En la tabla siguiente se muestran las 12 estaciones homogéneas que se tomaron como datos de entrada para la modelación.

CLAVE	NOMBRE
16016	CARRILLO PUERTO. A. O.
16022	COINTZIO. MORELIA
16045	EL TEMASCAL. CHARO
16081	MORELIA. MORELIA (DGE)
16086	PASTOR ORTIZ. PURUANDIRO
16087	PATZCUARO. PATZCUARO
16091	ALVARO OBREGON (DGE),
16096	PSA. MALPAIS. QUERENDARO
16105	QUIRIO. INDAPARAPEO
16119	STA. RITA. COPANDARO DEG.
16136	TZITZIO. TZITZIO
16247	CAPULA, MORELIA

TABLA 13. ESTACIONES CLIMATOLÓGICAS HOMOGÉNEAS

- **Variación de la media**

La serie de gastos anuales se dividió en dos subseries, para cada una de las estaciones hidrométricas, con el fin de evaluar si existe cambio en la media o no. En todas las estaciones se presentaron cambios en la media, sin embargo en las estaciones de Cointzio y Atapaneo se presenta un cambio mayor que en las estaciones Río Chiquito y Santiago Undameo.

Para determinar si el cambio en la media es aceptable o no se ha tomado un intervalo de confianza del 95% (T (95%)) (Salas, Delleur, Yevyevich, & Lane, 1985); en el cual se obtuvo que solo la estación Río Chiquito es homogénea (Tabla 14).

CODIGO	NOMBRE	T (95%)		CAMBIO EN LA MEDIA
		TABLA	CALCULADO	
12219	Cointzio	2	29.53	SI
12221	Atapaneo	2	22.18	SI
12224	Río Chiquito	2	0.72	NO
12347	Santiago Undameo	2	7.04	SI

TABLA 14. RESULTADOS DEL ANÁLISIS DE VARIACIÓN DE LA MEDIA

- **Análisis de autocorrelación de la serie anual de gastos**

En la Figura 22 se muestra como la mayoría de los valores de correlación permanecen dentro de los límites de Anderson en el correlograma anual de la estación 12224 río Chiquito.

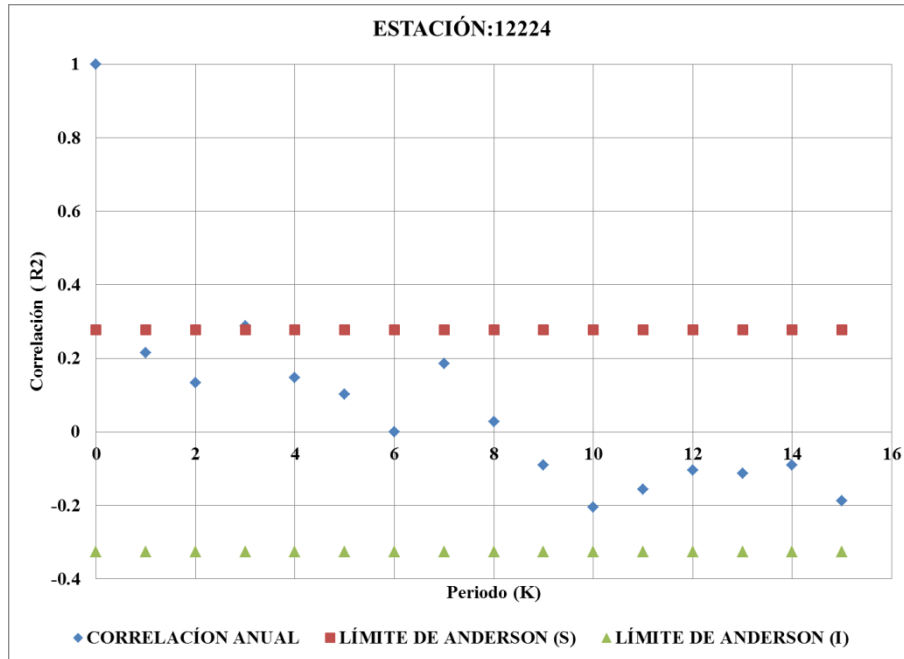


FIGURA 22. CORRELOGRAMA ANUAL DE LAS ESTACIÓN 12224 (RÍO CHIQUITO)

En las cuatro estaciones hidrométricas se obtuvieron que las series anuales son independientes de acuerdo a los límites de Anderson, aceptándose la independencia de las estaciones con un 95% de probabilidad (Tabla 15. Resultados de

CODIGO	NOMBRE	DEPENDENCIA		DEPENDIENTE
		LÍMITE DE ANDERSON (95%)	CALCULADO	
12219	Cointzio	1.50	3	NO
12221	Atapaneo	2.95	12	NO
12224	Río Chiquito	2.80	14	NO
12347	Santiago Undameo	2.95	11	NO

TABLA 15. RESULTADOS DEL CORRELOGRAMA ANUAL

- **Análisis de autocorrelación de la serie mensual de gastos**

En los correlogramas de las 4 estaciones se presenta una correlación periódica entre los gastos de un año y el año siguiente, repitiéndose esta periodicidad en toda la serie. En la Figura 23 se muestra el correlograma de la estación 12224 río Chiquito.

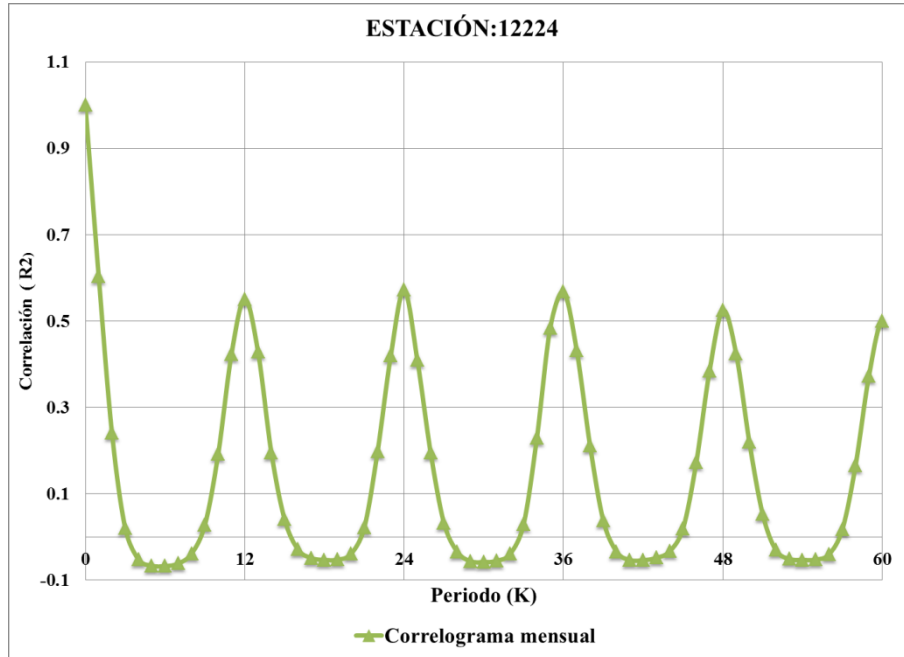


FIGURA 23. CORRELOGRAMA MENSUAL DE LA ESTACIÓN 12224 (RÍO CHIQUITO)

- **Análisis multivariado del correlograma**

El análisis multivariado del correlograma se evaluó en las 3 estaciones que se encuentran en la misma corriente, las estaciones de Cointzio, Atapaneo y Santiago Undameo. Los resultados se muestran en la Figura 24.

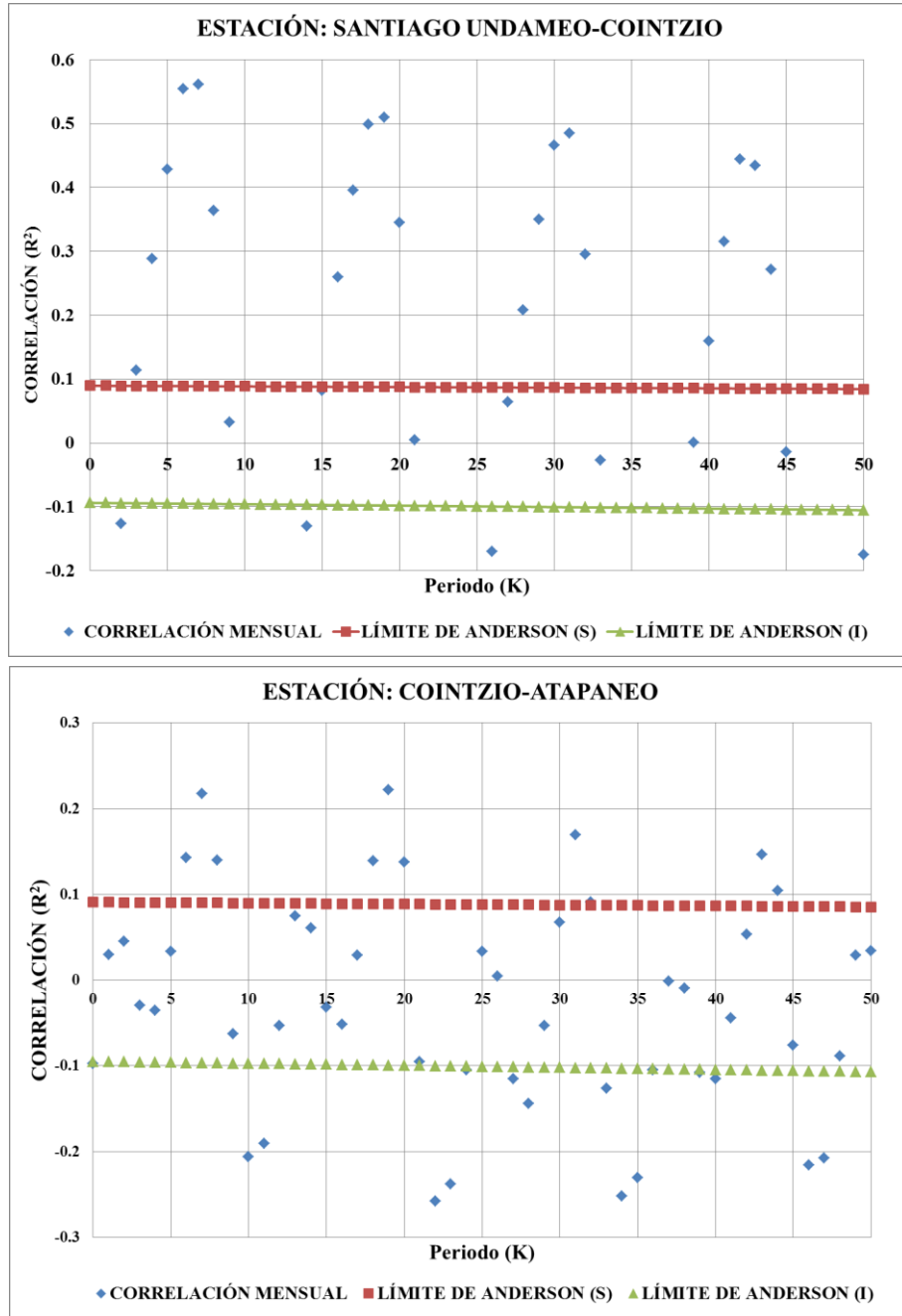


FIGURA 24. CORRELOGRAMAS DE LAS ESTACIONES HIDROMÉTRICAS (SANTIAGO UNDAMEO-COINTZIO, COINTZIO- ATAPANEO)

El grado de dependencia se evalúa mediante los límites de Anderson, encontrándose las estaciones de Cointzio y Atapaneo independientes entre sí (Tabla 16. Resultados del análisis multivariado del correlograma)

CORRELACIÓN	DEPENDENCIA		
	LIMITE DE ANDERSON (95%)	CALCULADO	DEPENDIENTE
Santiago Undameo-Cointzio	22.00	7	SI
Santiago Undameo- Atapaneo	28.50	23	SI
Cointzio- Atapaneo	22.15	26	NO

TABLA 16. RESULTADOS DEL ANÁLISIS MULTIVARIADO DEL CORRELOGRAMA

5.1.3 ESQUEMA DE SIMULACIÓN

El esquema de simulación consiste en dos partes; la primera representa la modelación hidrológica, en la cual se ingresa la información básica para toda la modelación y se tiene como objetivo obtener el gasto superficial y la recarga al acuífero.

La segunda parte continua con la modelación del nitrógeno en la cuenca para obtener las concentraciones de nitrato en el río y el que entra al acuífero con la recarga.

6.1.1.3. MODELACIÓN HIDROLÓGICA

El periodo de la modelación planteada fue de 1960 al 2010 (50 años), debido a que la mayoría de las estaciones climatológicas concuerdan en ese periodo de información.

El inicio de la modelación consiste en el ingreso del MDE con una resolución de 500 por 500 m (Figura 25).

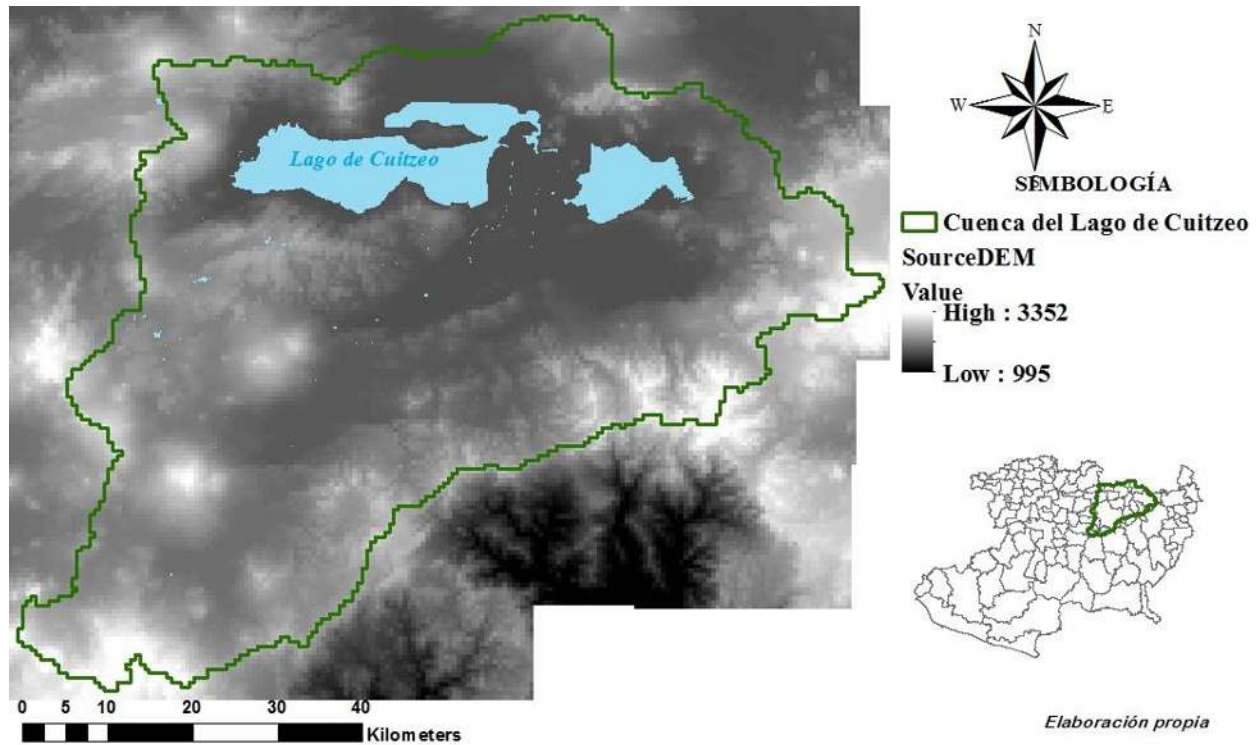


FIGURA 25. MODELO DIGITAL DE ELEVACIONES (MDE)

Se realizó la delimitación de la cuenca en subcuencas de 300 ha o más; se generaron 73 subcuencas.

Se ingresaron dos puntos de control u “outlet” (Figura 26); estas fueron las estaciones hidrométricas 12219 Río Chiquito y 12221 Santiago Undameo.

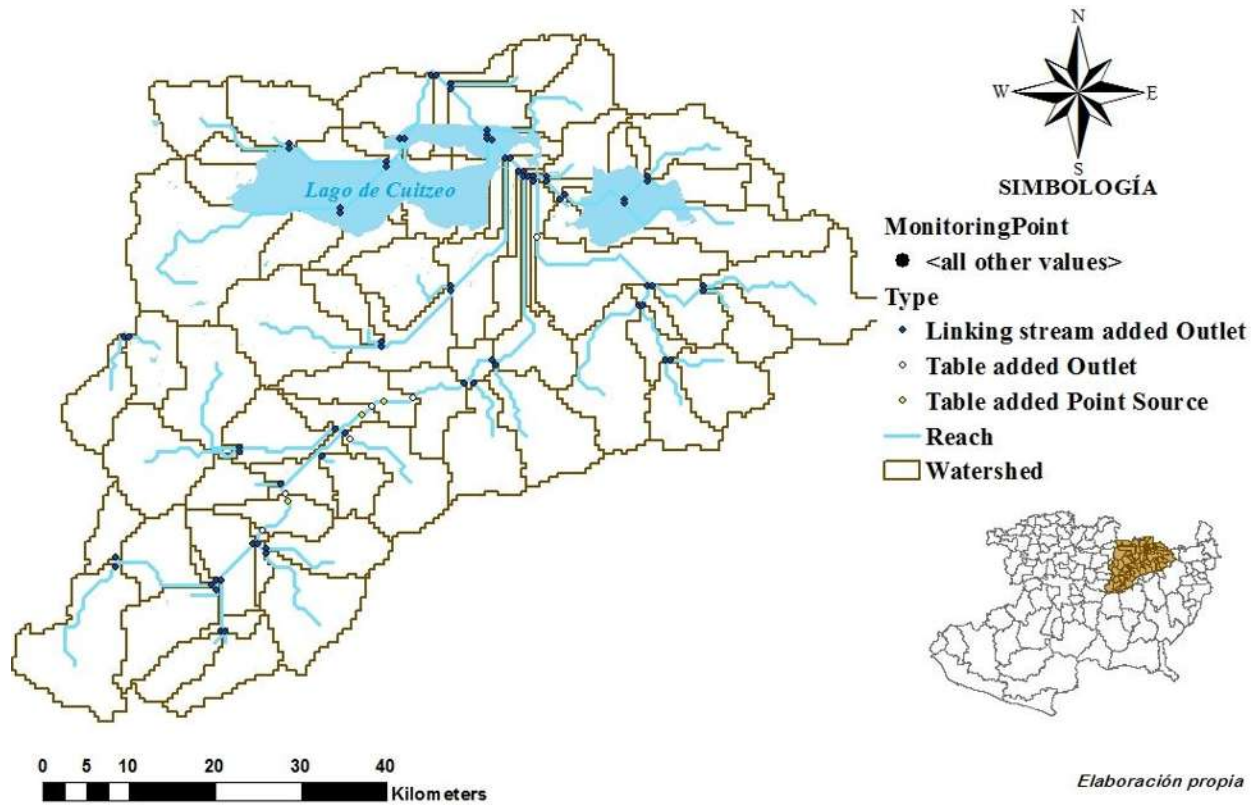


FIGURA 26. TRAZO DE SUBCUENCAS Y PUNTOS DE CONTROL EN LA CUENCA

- **Reclasificación de mapas**

La reclasificación de los mapas de uso y tipo de suelo se realizó de acuerdo a las bases de datos correspondientes. Los mapas generados se muestran en la Figura 27.

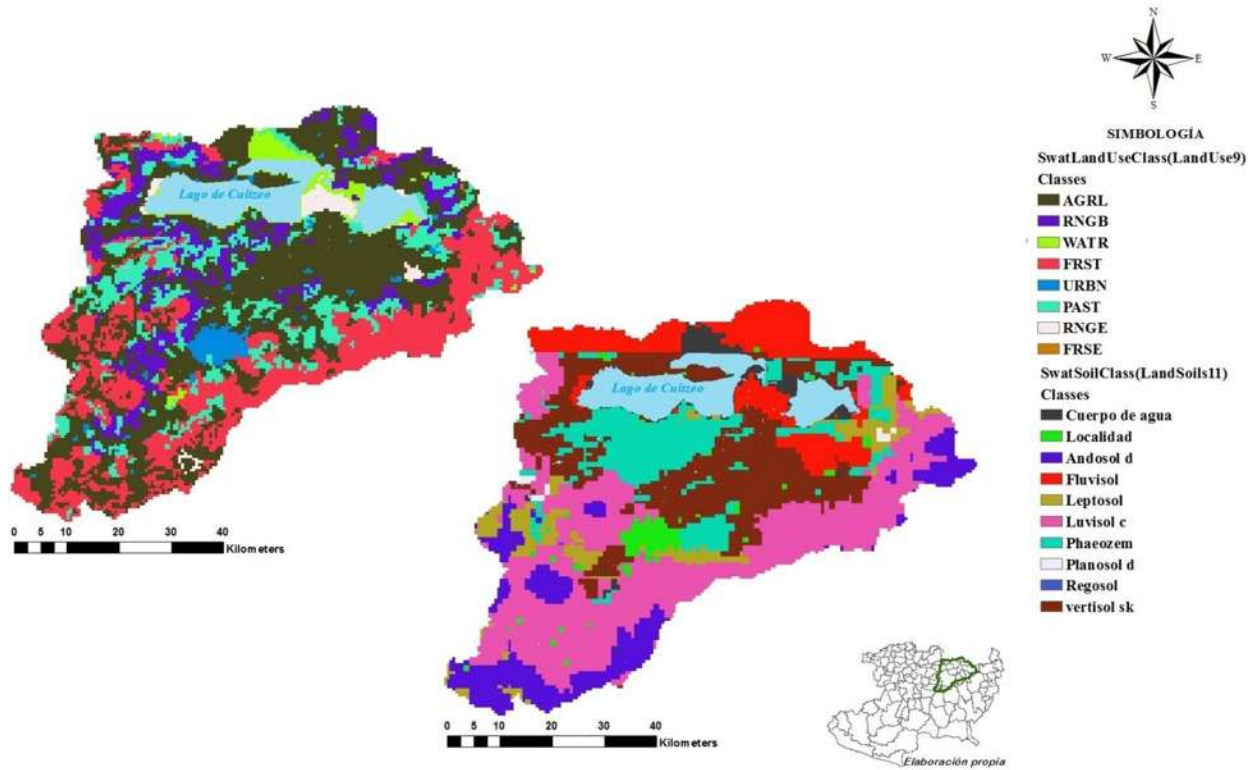


FIGURA 27. MAPAS DE USO Y TIPO DE SUELO EN SWAT

Una vez realizada la división en subcuencas y la reclasificación de mapas, se realizó otra subdivisión de la cuenca, de acuerdo al tipo de suelo, uso de suelo y pendiente, conocidas como unidades de respuesta hidrológica (hru).

- **Estaciones climatológicas**

El ingreso de la información de precipitación y temperatura fue de las estaciones climatológicas que aparecen en la **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**, ingresando valores diarios de precipitación, temperatura máxima y temperatura mínima para el periodo de 1960 al 2010.

CODIGO	LONGITUD	LATITUD	ELEVACIÓN
16016	281956.197	2203647.192	1840
16022	264002.116	2168773.278	1950
16081	271174.227	2179753.828	1915
16086	229851.563	2248015.165	1692
16087	225375.230	2161902.430	2043
16091	292382.926	2199756.428	1384
16096	302691.667	2184912.573	1831

16105	292274.938	2190567.547	1830
16136	298919.735	2166464.923	1850

TABLA 17. ESTACIONES CLIMATOLÓGICAS UTILIZADAS EN LA MODELACIÓN

Para el llenado de vacíos de las series de precipitación y temperatura se realizó por medio del generador del clima de las mismas 9 estaciones climatológicas.

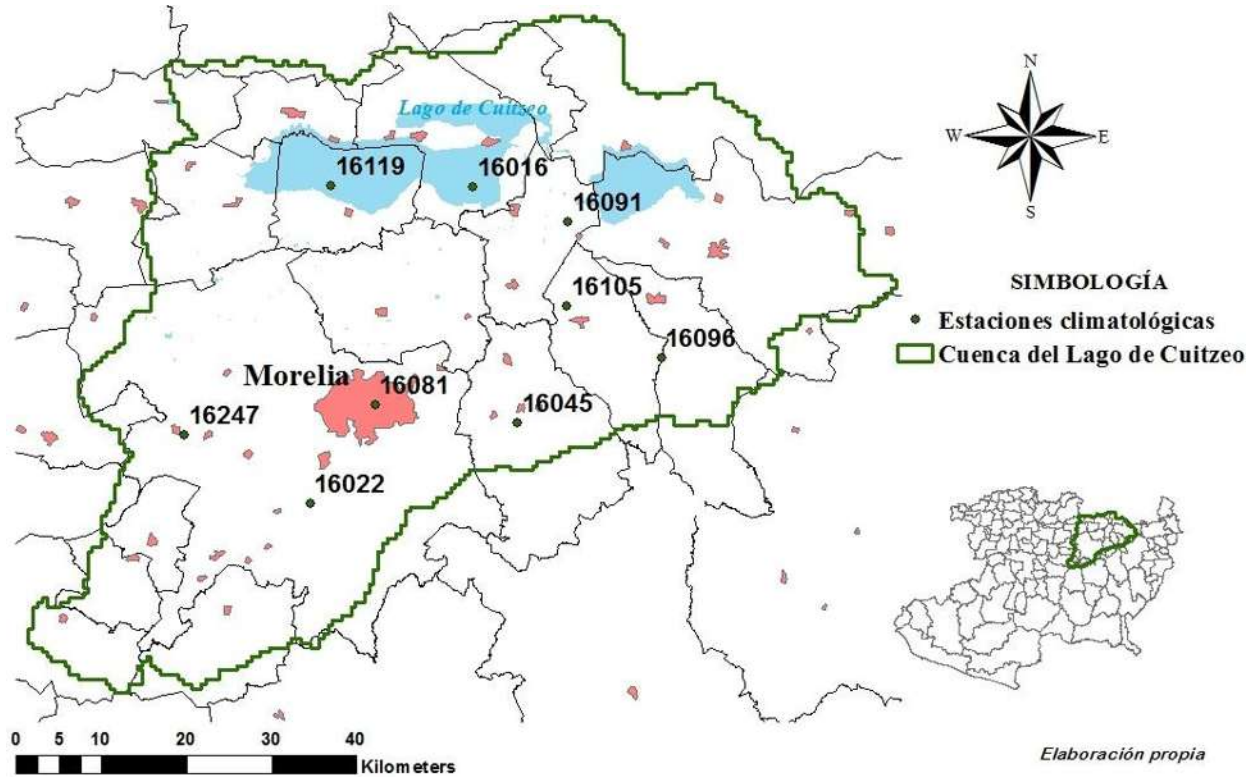


FIGURA 28. MAPA DE ESTACIONES CLIMATOLÓGICAS

6.1.1.4. MODELACIÓN DE NITRÓGENO

Debido a la complejidad del sistema se realizó un esquema de simulación simplificado o idealizado. El objetivo del esquema de simulación del nitrógeno fue obtener unas prácticas agrícolas aplicables al total del área de estudio. Las consideraciones en la modelación se enuncian a continuación:

- Los niveles iniciales en el suelo de nitrato y nitrógeno orgánico, se calcularon de acuerdo a la profundidad de este, de acuerdo a las leyes del modelo; la reserva inicial del amoniaco en el suelo se consideró de cero.
- En el total del área de estudio se consideró que la agricultura es de temporal, el inicio de las prácticas agrícolas es en febrero-marzo y terminan en septiembre-octubre.

- El cultivo plantado fue el maíz, por ser el predominante en la región; las acciones modeladas fueron plantar, fertilizar y cultivar sin dejar residuos en los campos.
- La aplicación de fertilizante propuesta es de 200 a 600 kg/ ha; con un contenido de nitrógeno mineral de 0 a 46% y /o un contenido de nitrógeno orgánico 0.5 a 3.7%.
- El consumo de nitrógeno de las plantas es de acuerdo al uso de suelo.

5.1.4 CALIBRACIÓN Y VALIDACIÓN

La calibración consiste en la modificación de parámetros del modelo, con el fin de obtener valores similares a los históricos; por su parte la validación es la comparación de los valores históricos con los modelados sin modificar ningún parámetro con el fin de evaluar la coincidencia de estos. En las estaciones hidrométricas de Río Chiquito y Santiago Undameo se realizó la calibración de gastos y la estación de Cointzio fue utilizada para la validación de gastos y calibración de nitrato.

Los parámetros del modelo a calibrar abarcan principalmente características de la cuenca y el suelo, la relación con el agua subterránea y prácticas agrícolas. Los valores obtenidos en la calibración de los principales parámetros son:

- El coeficiente de retraso de escorrentía superficial es uniforme en toda la cuenca con un valor de 4 días.
- El coeficiente de percolación de nitrógeno obtenido es de 1, lo cual indica que la misma cantidad de nitrato que escurre pasa al acuífero.
- La cantidad de fertilizante aplicado es de 180 kg/ha con un contenido de nitrógeno orgánico de 0.02 kg N/ ha y de nitrógeno mineral de 0.02 kg N/ha, siendo el 70% nitrógeno amoniacal.
- Las fechas de las prácticas agrícolas son:
 - Siembra: 23 de febrero
 - Aplicación de fertilizante: 27 de febrero
 - Cosecha: 27 de mayo
- Los coeficientes cinéticos del nitrógeno parecen no tener un gran efecto en las concentraciones obtenidas, por lo cual se manejaron los valores que el modelo tiene por defecto.

Las principales características del suelo que tienen efecto en la escorrentía, son la conductividad hidráulica, grupo hidrogeológico, profundidad del suelo y el factor de flujo base; en el caso del nitrato, es la fracción de porosidad del cual los aniones son excluidos y el contenido de carbono orgánico. Los valores obtenidos se muestran en la **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia..**

SUELO	GASTO			NITRATO		
	Conductividad hidráulica (mm/hr)	Grupo hidrogeológico de suelo	Profundidad del suelo (mm)	Factor de flujo base (1/d)	Fracción de porosidad	Contenido de carbono orgánico (%)
Luvisol vértico	15	A	3500	0.01	0.005	0.05
Andosol dístico	5	B	1400	0.06	1	0.7
Vertisol esquelético léptico	2	D	300	0.01	0.005	0
Regosol éutrico	2	D	1000	0.06	0.7	0.05
Planosol dístico	10	A	1000	0.048	0.8	0
Phaeozem esquelético	10	A	1500	0.01	1	1
Leptosol dístico	10	A	1000	0.01	1	0

TABLA 18. PÁRAMETROS CALIBRADOS DEL MODELO PARA TIPO DE SUELO

La calibración de la modelación hidrológica se realizó con las estaciones de río Chiquito y Santiago Undameo y la validación con la estación de Cointzio. La modelación del nitrógeno se calibró con la estación de Cointzio.

5.2 MODELO MODFLOW

El modelo MODFLOW se trabajó mediante la interfaz gráfica Processing Modflow for Windows (PMWIN). Esta parte del trabajo tiene como objetivo obtener los niveles freáticos del acuífero; los cuales sirven como complemento e inicio de la modelación en MT3D.

5.2.1 INFORMACIÓN DE ENTRADA

En general, para la modelación de acuíferos es necesario conocer el tipo de acuífero, coeficiente de almacenamiento, conductividad hidráulica, coeficiente de descarga, altura o espesor del acuífero, conexiones con río o lagos; además de contar con información de entradas y salidas del acuífero y datos de niveles freáticos con distribución espacial y temporal.

La información de entrada recopilada se tiene de la CONAGUA y al Organismo Operador de Agua Potable Alcantarillado y Saneamiento de Morelia (OOAPAS). Las características básicas y entradas y salidas del acuífero son en base a estudios de la CONAGUA. Para la información de

niveles freáticos del acuífero, el OOAPAS se encarga de realizar monitoreo periódico de la mayoría de los pozos en Morelia y zonas aledañas.

10.2.1.1. CARACTERÍSTICAS BÁSICAS

El tipo de acuífero es libre, heterogéneo y anisótropo y cuenta con un espesor promedio de 300 a 400 m.

La configuración de niveles iniciales del acuífero son los correspondientes a 1977 del estudio de Diagnóstico de las Condiciones Geohidrológicas Actuales y Análisis de Alternativa de Operación del Acuífero de Morelia-Queréndaro, Michoacán (SARH, 1993).

10.2.1.2. ENTRADAS

Las entradas al acuífero están compuestas por las recargas vertical e inducida y una entrada subterránea horizontal; la primera se generó a partir de la modelación en SWAT, mientras que las últimas es información de la CONAGUA.

- **Recarga vertical**

La recarga vertical es uno de los términos que mayor incertidumbre implica su cálculo, la cual representa el agua que entra al acuífero proveniente de la precipitación. Con el fin de contar con una distribución temporal y espacial de esta, fue generada a partir de los resultados de la modelación de SWAT.

La recarga vertical utilizada fueron valores medios mensuales calculados a partir de la modelación en el periodo de 1960 al 2010. La recarga media anual obtenida fue de 197.7 hm³ anuales (Figura 29).

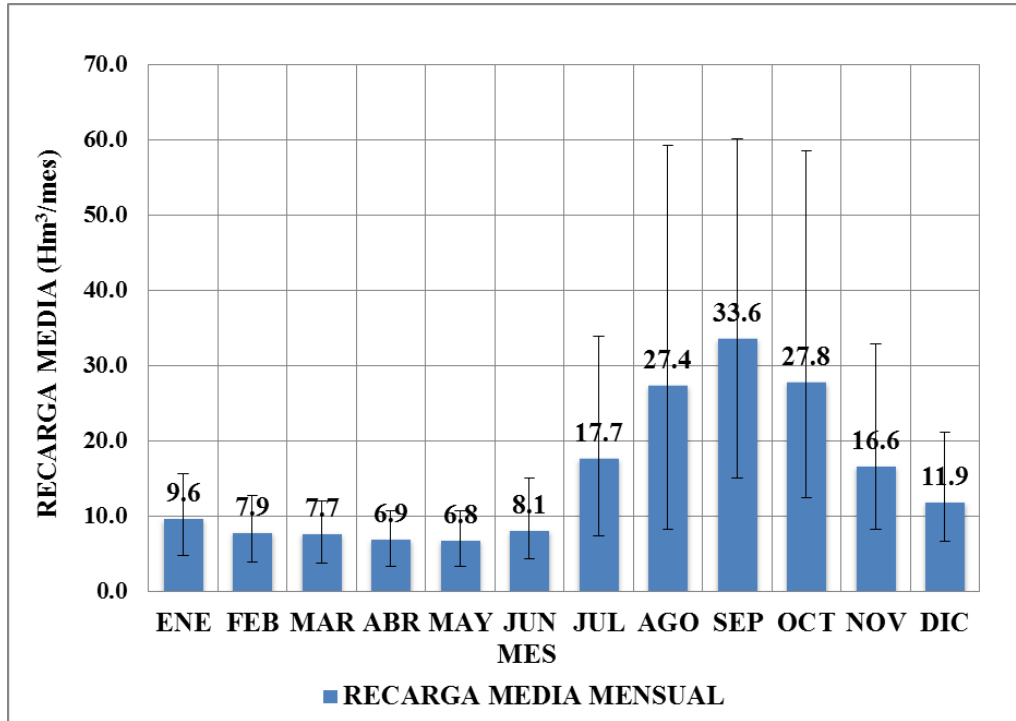


FIGURA 29. RECARGA MEDIA MENSUAL DEL ACUÍFERO MORELIA-QUERÉNDARO (SWAT, 2014).

- **Recarga inducida**

La recarga inducida está constituida por retornos de riego provenientes del Distrito de Riego 020 y por fugas de la red de abastecimiento de agua potable. El retorno de agua por riego es de 34.5 hm³ anuales y por fugas de 4.0 hm³ anuales (CONAGUA, 2007)

- **Entrada subterránea horizontal**

Existe una entrada subterránea horizontal, la cual representa la fracción del volumen de lluvias que se precipita en las zonas altas del área, se infiltra por las fracturas de las rocas que forman parte de ellas y a través de los piedemonte, llega a recargar al acuífero en forma de flujos subterráneos representando 88 hm³ anuales (CONAGUA, 2007).

10.2.1.3. SALIDAS

Las salidas del acuífero representan la extracción en pozos, flujos horizontales subterráneos, descargas por manantiales y evapotranspiración.

- **Extracción en pozos**

La extracción de agua subterránea en la región ha variado a través del tiempo y de acuerdo con la estimación más reciente (CONAGUA, 2007), dicha extracción efectuada por bombeo es del orden de 162.2 hm³ anuales, destinado principalmente para el uso agrícola y público urbano.

- **Salida de flujo subterráneo horizontal**

Las salidas subterráneas tienen un valor estimado de 3.3 hm³ anuales (CONAGUA, 2007).

- **Descarga natural por manantiales**

El volumen anual de extracción por manantiales de acuerdo al censo de aprovechamientos es de 60.267 hm³/año (CONAGUA, 2007).

- **Evapotranspiración**

La evapotranspiración real es la cantidad de agua transferida del suelo a la atmósfera por evaporación y transpiración de las plantas; con un valor estimado de 81.8 hm³ anuales (CONAGUA, 2007).

10.2.1.4. POZOS

En el acuífero existen cerca de 1000 pozos, en estos se realiza la medición de niveles freáticos del acuífero. El OOAPAS realiza monitoreo de la mayoría de los pozos localizados en la ciudad de Morelia; en la Tabla 19. Pozos en el acuífero se muestran los pozos con información de niveles freáticos en Morelia y en el resto del acuífero con más de un año de información.

No.	NOMBRE	COORDENADAS UTM			No. DE MONITOREOS
		X	Y	Z	
POZOS EN MORELIA					
1	FOVISSSTE LA HUERTA	267976.89	2178973.87	1922	2
2	FUENTES DE VALLADOLID	266917.40	2176600.64	1916	4
3	LA QUEMADA	264479.49	2180207.16	1954	2
4	LAS ARBOLEDAS	268326.06	2177594.32	1910	3
5	LOPEZ MATEOS	266403.80	2179655.80	1903	4
6	POLICIA Y TRANSITO	265877.93	2177770.88	1915	4
7	POTRERILLOS	265923.21	2181215.55	1926	2
8	REFORMA	265388.11	2180622.75	1917	2
9	RINCON QUIETO	268855.34	2177965.80	1914	3
10	RINCONADA DEL VALLE	267658.39	2184256.62	1900	2
11	SAN ISIDRO ITZICUARO	264033.56	2180413.02	1954	2
12	SAN JUANITO ITZICUARO	264116.24	2179396.79	1922	3
13	SANTA CECILIA	269737.52	2176336.38	1990	4

14	VILLA UNIVERSIDAD	269249.36	2178243.70	1906	3
OTROS POZOS					
1	TEJARO	280389.882	2195140.21	1825	5
2	INDAPARAPEO	295840.537	2189769.48	1868	6
3	HUANDACAREO	261812.352	2211839.04	1835	5
4	COPANDARO	266682.033	2201868.14	1830	6

TABLA 19. POZOS EN EL ACUÍFERO

Los pozos seleccionados para la calibración son de acuerdo a la ubicación y a la cantidad de información con que cuenta cada uno (Tabla 20).

No.	NOMBRE	COORDENADAS UTM			No. DE MONITOREOS
		X	Y	Z	
1	FUENTES DE VALLADOLID	266917.40	2176600.64	1916	4
2	LOPEZ MATEOS	266403.80	2179655.80	1903	4
3	SAN JUANITO ITZICUARIO	264116.24	2179396.79	1922	3
4	SANTA CECILIA	269737.52	2176336.38	1990	4
5	TEJARO	280389.88	2195140.21	1825	5
6	INDAPARAPEO	295840.54	2189769.48	1868	6
7	HUANDACAREO	261812.35	2211839.04	1835	5
8	COPANDARO	266682.03	2201868.14	1830	6

TABLA 20. POZOS PARA LA MODELACIÓN

5.2.2 ESQUEMA DE SIMULACIÓN

- **Información básica**

La modelación del acuífero se realizó en una capa, con anisotropía horizontal igual en ambas direcciones.

El periodo de modelación es de 1960 al 2010, con días como unidad de simulación, agrupados en 612 periodos de acciones de 30 días.

La parte superior y el fondo del acuífero son calculados a partir del Modelo Digital de Elevaciones (MDE) con un espesor de 400 m.

Los paquetes utilizados en la modelación, además de los paquetes básicos, fueron el paquete de recarga y de pozos.

- **Discretización espacial del acuífero**

La discretización de la zona de estudio se realizó en 26 columnas por 30 renglones en celdas de 3000 por 3000 metros. El área de 3 507 km² del acuífero, fue representada por 407 celdas activas con 343 celdas inactivas (Figura 30).

Las celdas que representan el Lago de Cuitzeo son 40, con nivel constante de 1835 msnm, de acuerdo al MDE.

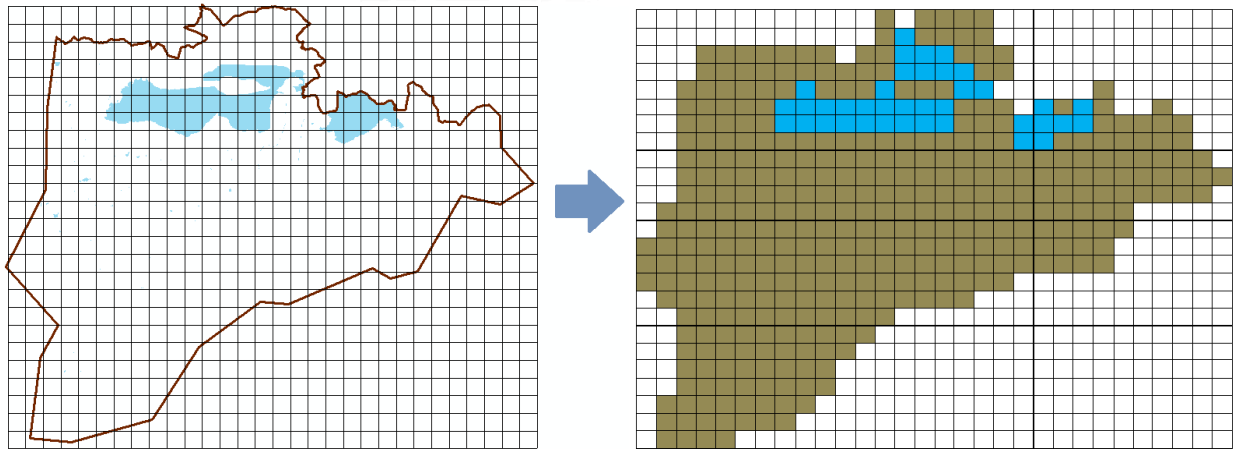


FIGURA 30. DISCRETIZACIÓN DEL ACUÍFERO EN CELDAS

- **Entradas**

La recarga al acuífero está compuesta por la recarga vertical, inducida y subterránea, las cuales suman 324.712 hm³ anuales; esta información se ingresó en el paquete de recarga, en unidades de longitud entre tiempo, con una distribución espacial y temporal de acuerdo a los resultados obtenidos en la modelación en SWAT, para la recarga vertical y a información de la CONAGUA, para la recarga inducida y subterránea.

- **Salidas**

La salida del acuífero está compuesta por extracción por pozos, flujo subterráneo horizontal, descarga por manantiales y evapotranspiración, sumando un total de 307.6 hm³ anuales; esta información se ingresó en el paquete de pozos, con valores constantes, en unidades de volumen entre tiempo.

5.2.3 CALIBRACIÓN

La calibración del modelo tiene como objetivo obtener los niveles freáticos del acuífero, esto se realizó en base a 8 pozos distribuidos en todo el acuífero (Figura 31).

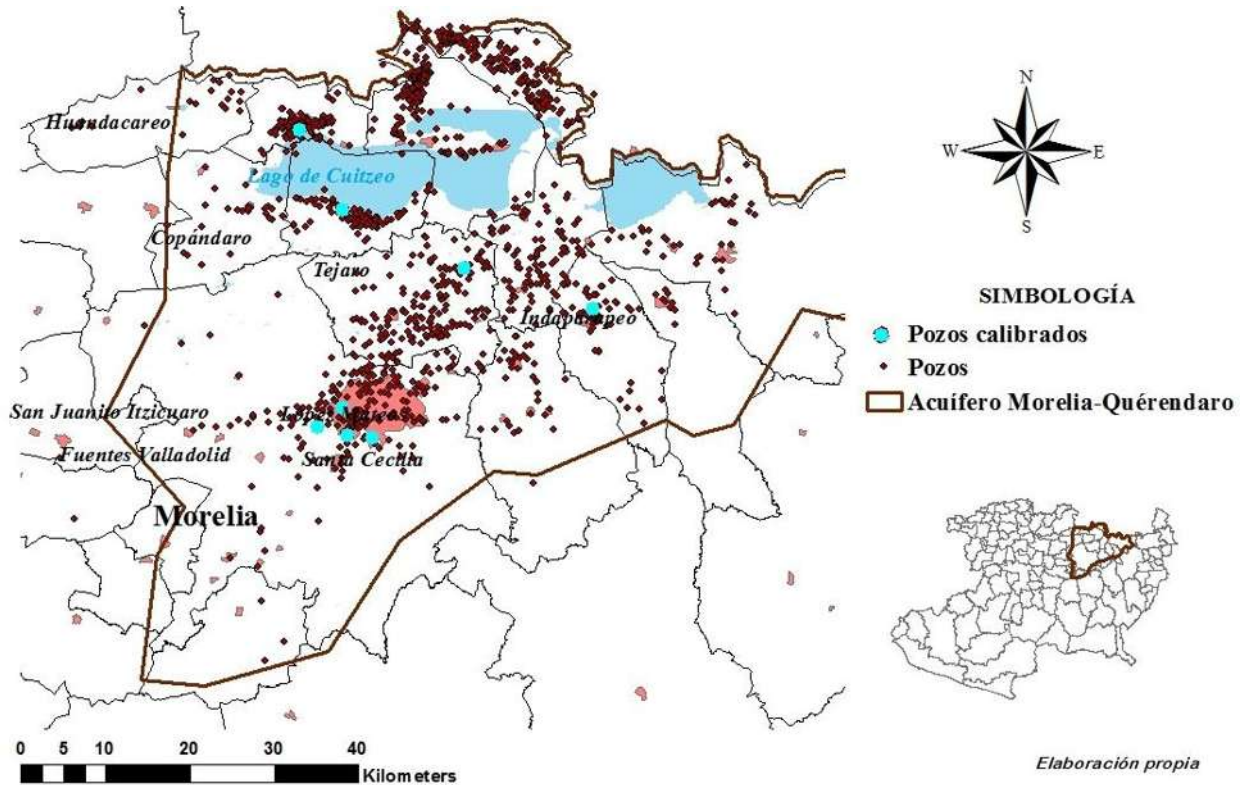


FIGURA 31. LOCALIZACIÓN DE LOS POZOS CALIBRADOS

Los parámetros a calibrar fueron la conductividad hidráulica y el coeficiente de almacenamiento. Los valores obtenidos fueron de 30 a 3000 m/d y de 0.0001 a 0.3 l⁻¹, respectivamente.

5.3 MODELO MT3D

5.3.1 INFORMACIÓN DE ENTRADA

La principal información de entrada para la modelación en MT3D, son haber realizado la modelación del acuífero en MODFLOW, teniendo los niveles freáticos de este, conocer las concentraciones de nitrato que entran al acuífero con la recarga y concentraciones de nitrato en diferentes partes del acuífero para la calibración.

La modelación del acuífero se cuenta de acuerdo a la etapa anterior de la modelación.

Para las concentraciones de nitrato que entran al acuífero se han calculado a partir de la carga media mensual del nitrato y la recarga del acuífero, de acuerdo a los resultados obtenidos con el modelo SWAT. La carga media mensual de nitrato se muestra en la figura siguiente.

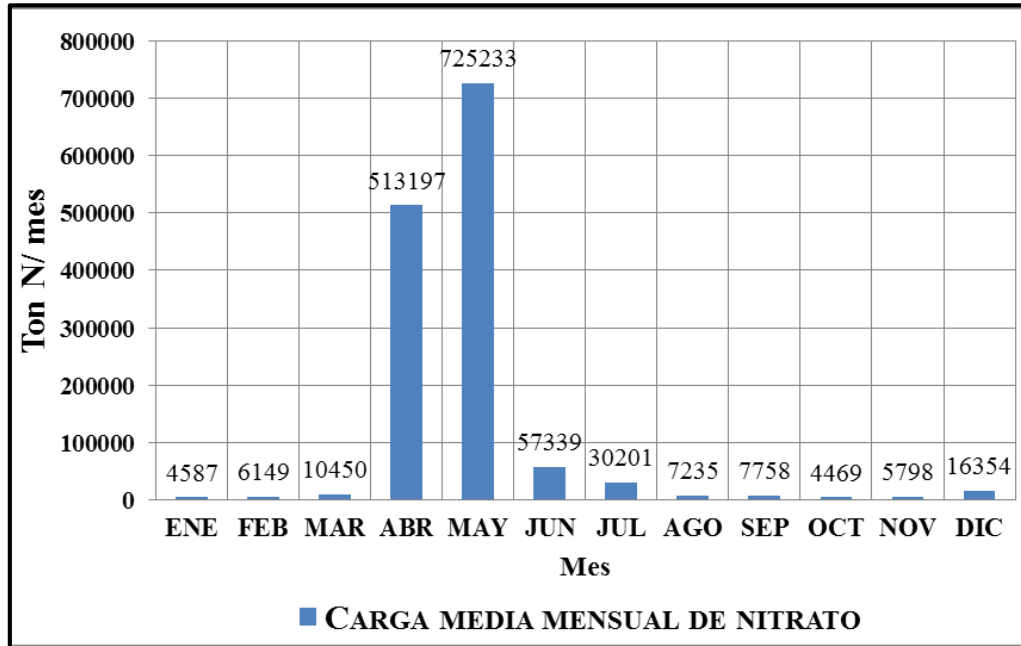


FIGURA 32. CARGA MEDIA MENSUAL DE NITRATOS QUE ENTRA AL ACUÍFERO MORELIA-QUERÉNDARO (SWAT, 2014).

La información con la que se cuenta de concentraciones de nitrato para la calibración del modelo son 10 estaciones con información de la CONAGUA y 7 de acuerdo a un estudio realizado en el 2008 llamado “*Evaluación de la Concentración de Arsénico y Calidad del Agua Subterránea en Función de su Manejo en la Cuenca de Cuitzeo, Michoacán*” (Paez Sanchez, 2008).

La información con que cuentan estas estaciones pertenece al 2007, para la CONAGUA, con un unico muestreo en el mes de octubre y para Paez con dos muestreos en el mes de abril y septiembre. En la Figura 33 se muestra la localización de las estaciones para la calibración

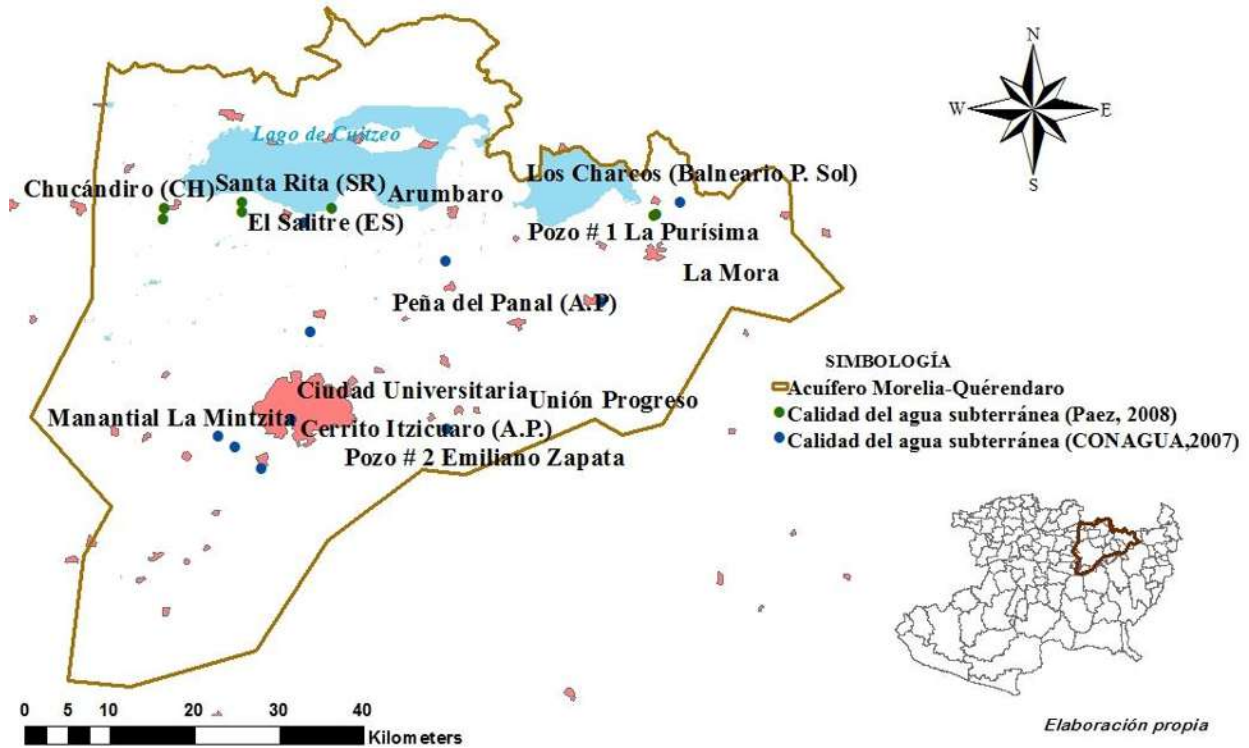


FIGURA 33. ESTACIONES DE CALIDAD DEL AGUA DEL ACUÍFERO

5.3.2 ANÁLISIS DE CONFIABILIDAD DE LA INFORMACIÓN RECOPIADA.

Las pruebas para evaluar la confiabilidad de la información de entrada no se tiene en este tipo de modelación; sin embargo es importante mencionar algunas particularidades de las características de las estaciones de calidad en el acuífero con el fin de evaluar su confiabilidad, ya que proveniente de dos fuentes totalmente diferentes. Las más importantes se enuncian a continuación.

- La magnitud de los valores de concentraciones de nitrato que manejan ambas fuentes son muy diferentes (Tabla 21).
- La información que se tiene de las dos fuentes es en el mismo año (2007).
- Las estaciones con información de Paez, todas se encuentran en los márgenes del Lago de Cuitzeo.
- Dos estaciones con información de la CONAGUA, también se encuentran en los márgenes del Lago de Cuitzeo (Los Charcos y Arúmbaro).

NO.	POZO	LONGITUD (°)	LATITUD (°)	CONCENTRACIÓN DE NITRATO (mg N/l)
-----	------	-----------------	----------------	--------------------------------------

1	Peña del Panal (A.P)	-101.187	19.775	40.63
2	Pozo # 1 La Purísima	-101.045	19.847	1.72
3	Los Charcos (Balneario P. Sol)	-100.798	19.908	3.02
4	La Mora	-100.880	19.808	2.97
5	Unión Progreso	-101.041	19.679	2.01
6	Arúmbaro	-101.194	19.883	17.56
7	Ciudad Universitaria	-101.205	19.687	19.4
8	Pozo # 2 Emiliano Zapata	-101.236	19.638	1.64
9	Manantial La Mintzita	-101.264	19.659	6.12
10	Cerrito Itzícuaró (A.P.)	-101.282	19.669	1.41
<i>(CONAGUA, 2007)</i>				
11	Chucándiro	-101.343	19.895	0.01130
12	El Salitre	-101.260	19.895	0.00410
13	Santa Rita	-101.260	19.902	0.00610
14	San Agustín del Maíz	-101.165	19.898	0.00734
15	San Nicolás Zimirao	-100.823	19.896	0.00553
16	Manantial Los Baños	-101.343	19.884	0.00463
17	Manantial San Nicolás Zimirao	-100.826	19.895	0.04820
<i>(Paez Sanchez, 2008)</i>				

TABLA 21. ESTACIONES DE CALIDAD DEL AGUA EN EL ACUÍFERO

Por lo anterior se tiene lo siguiente, la ubicación espacial y temporal de las estaciones de San Nicolás Zimirao, Manantial San Nicolás Zimirao y los Charcos son similares; al igual que Arúmbaro y San Agustín del Maíz. Sin embargo existe nula coincidencia de la magnitud de los valores en estas estaciones, por lo cual alguna fuente puede tener información errónea. El determinar qué información es la incorrecta, con la información que se tiene es prácticamente imposible

La determinación de que fuente puede tener la información errónea, se establecerá de acuerdo a los primeros resultados de la modelación en MT3D, pues se espera que estos puedan ofrecer una buena aproximación inicial de los resultados.

5.3.3 ESQUEMA DE SIMULACIÓN

En el esquema de simulación se tiene lo siguiente:

- El periodo de modelación es de 1960 al 2010, con días como unidad de simulación, agrupados en 612 periodos de acciones de 30 días.

- Las concentraciones iniciales del acuífero se consideran de cero debido a la falta de información; por considerarse un periodo largo de simulación se considera que este error disminuirá al progresar los años.
- En la modelación solo se consideran los fenómenos de advección y dispersión horizontal.
- Las concentraciones de nitrato medias diarias son calculados a partir de la recarga y carga de nitrato, ambas medias mensuales.
- La carga de nitrato total anual que entra al acuífero es de 1 388 772.488 ton anuales, con una carga media mensual de 115 731ton mensuales.
- La recarga media anual es de 197.7 hm³ anuales
- La concentración de nitrato media anual que entra en la recarga es de 0.01726 mg N/l.

5.3.4 CALIBRACIÓN Y VALIDACIÓN

La calibración del modelo se realizó en base a las 7 de acuerdo a un estudio realizado en el 2008, de Páez. Su localización se muestra en Figura 34.

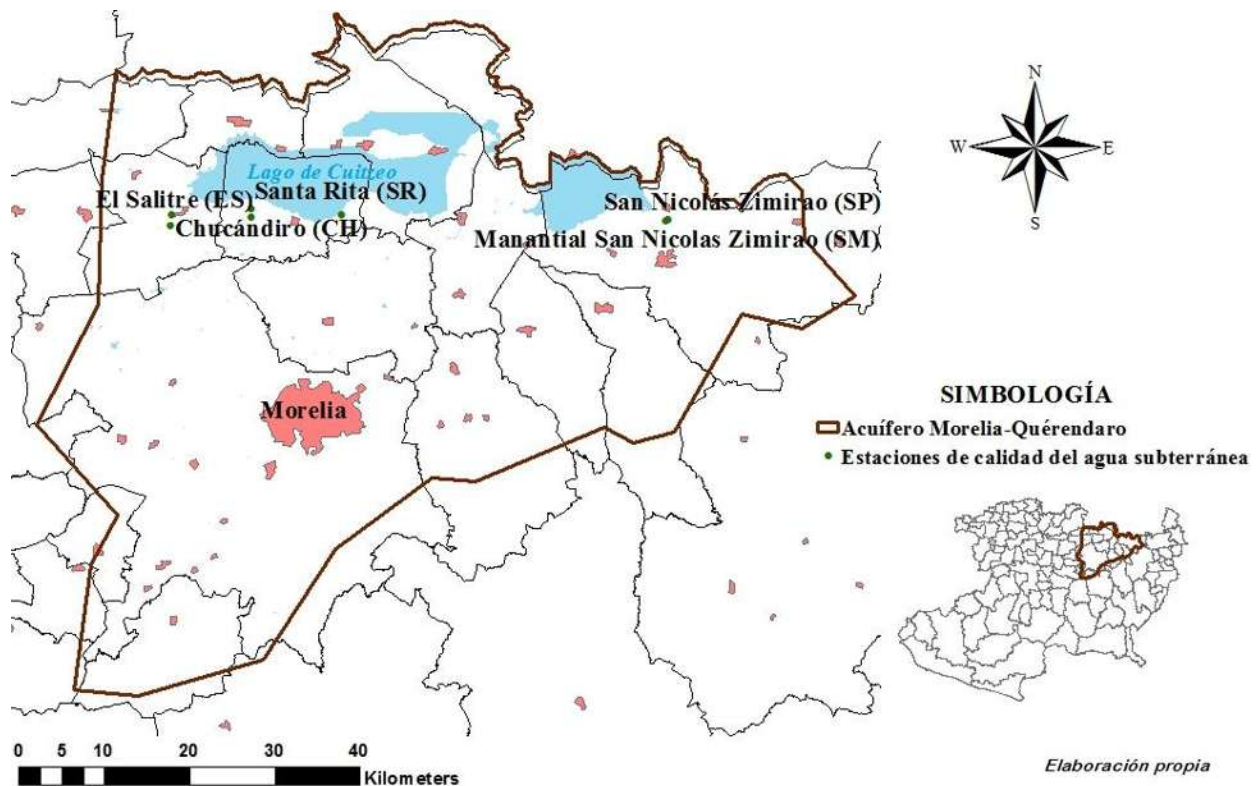


FIGURA 34. ESTACIONES DE CALIDAD DEL AGUA EN LA CALIBRACIÓN DEL ACUÍFERO

La comparación de información se realizó en base a muestreos en los meses de abril y septiembre del 2007.

La calibración se realizó en base a estas estaciones porque de acuerdo a la magnitud de los muestreos con lo modelo tenían mejor ajuste que en el caso de las estaciones de la CONAGUA.

6 ANÁLISIS DE RESULTADOS

6.1 MODELO SWAT

Los resultados de la modelación hidrológica se calibraron en las estaciones de río Chiquito y Santiago Undameo y la validación se realizó en la estación de Cointzio. En el caso de la serie de nitrato se calibro con la estación de Cointzio. Los resultados del ajuste del modelo se muestran en la tabla siguiente:

ANÁLISIS	ESTACIÓN	M. M. *	M. H. *	BIAS	RMSE	R ²	E	RSR	PBIAS	D
GASTO										
CALIBRACIÓN	RÍO CHIQUITO	0.40	0.34	0.06	0.60	0.58	0.33	0.82	16.17	3.65
	SANTIAGO UNDAMEO	2.14	2.36	-0.37	1.81	0.80	0.51	0.74	-15.18	3.30
VALIDACIÓN	COINTZIO	0.33	0.37	-0.03	0.08	0.84	0.42	0.76	-8.31	11.11
NITRATO										
CALIBRACIÓN	COINTZIO	0.29	0.335	-0.06	0.04	0.45	0.18	0.89	-16.29	-

M.M.=Media Modelada. *Unidades del gasto en m³/s y concentración de nitrato en mg N/l

M.H.=Media Histórica. *Unidades del gasto en m³/s y concentración de nitrato en mg N/l

BIAS=Sesgo

RMSE= Raíz del error cuadrático medio

R²= Coeficiente de correlación de Pearson

E=Coeficiente de eficiencia de Nash Stuiliffe

RSR=Error medio al cuadrado-desviación estándar observado

PBIAS=Sesgo porcentual

D= Criterio de Schultz

TABLA 22. AJUSTE DEL MODELO SWAT DE ACUERDO A LOS PARÁMETROS ESTADÍSTICOS

En la estación del río Chiquito la modelación se realizó en el periodo de 1960 a 1989, de acuerdo a la información histórica; las medias históricas y modeladas obtenidas son de 0.34 y 0.40 m³/s, respectivamente. El error medio obtenido es de 0.06 y el error medio al cuadrado es de 0.6,

indicando que el error general del modelo es pequeño. La correlación, sesgo porcentual y criterio de Schultz obtenidos son buenos. En el coeficiente de eficiencia de Nash Stucilffe, la modelación se considera que es aceptable y en el error medio al cuadrado-desviación estándar observado solo se logró un valor aceptable, esto debido a la mínima coincidencia en los gastos máximos, sin embargo de acuerdo a la gráfica se observa como si existe coincidencia en los gastos mínimos (Figura 35. Serie de gastos histórica y modelada. Estación Río Chiquito (SWAT, 1960-1989)Figura 35).

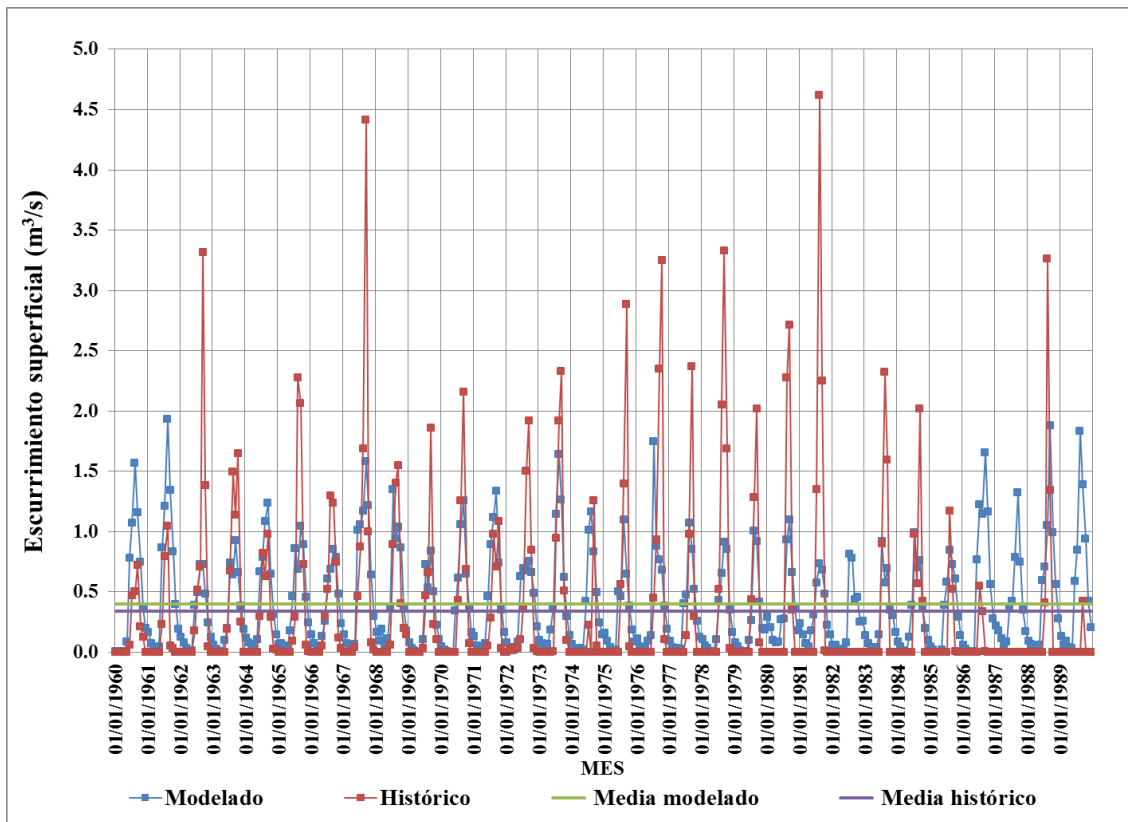


FIGURA 35. SERIE DE GASTOS HISTÓRICA Y MODELADA. ESTACIÓN RÍO CHIQUITO (SWAT, 1960-1989)

En la estación de Santiago Undameo la modelación se realizó en el periodo de 1960 a 2002, de acuerdo a la información histórica; las medias históricas y modeladas obtenidas son de 2.36 y 2.14 m³/s, respectivamente. Aunque el error medio obtenido y el error medio al cuadrado (BIAS=-0.37 y RMSE=1.81), es mayor que en la estación de Río Chiquito, en las otras pruebas estadísticas se obtuvieron mejores resultados, correlación y el sesgo porcentual obtenidos son muy buenos; en el criterio de Schultz y el coeficiente de eficiencia de Nash Stucilffe obtenidos es

bueno, en el error medio al cuadrado-desviación estándar observado igual que la estación anterior se obtuvo una clasificación pobre, debido a la misma razón, ya que no existe una gran coincidencia en los gastos máximos modelados e históricos (Figura 36).

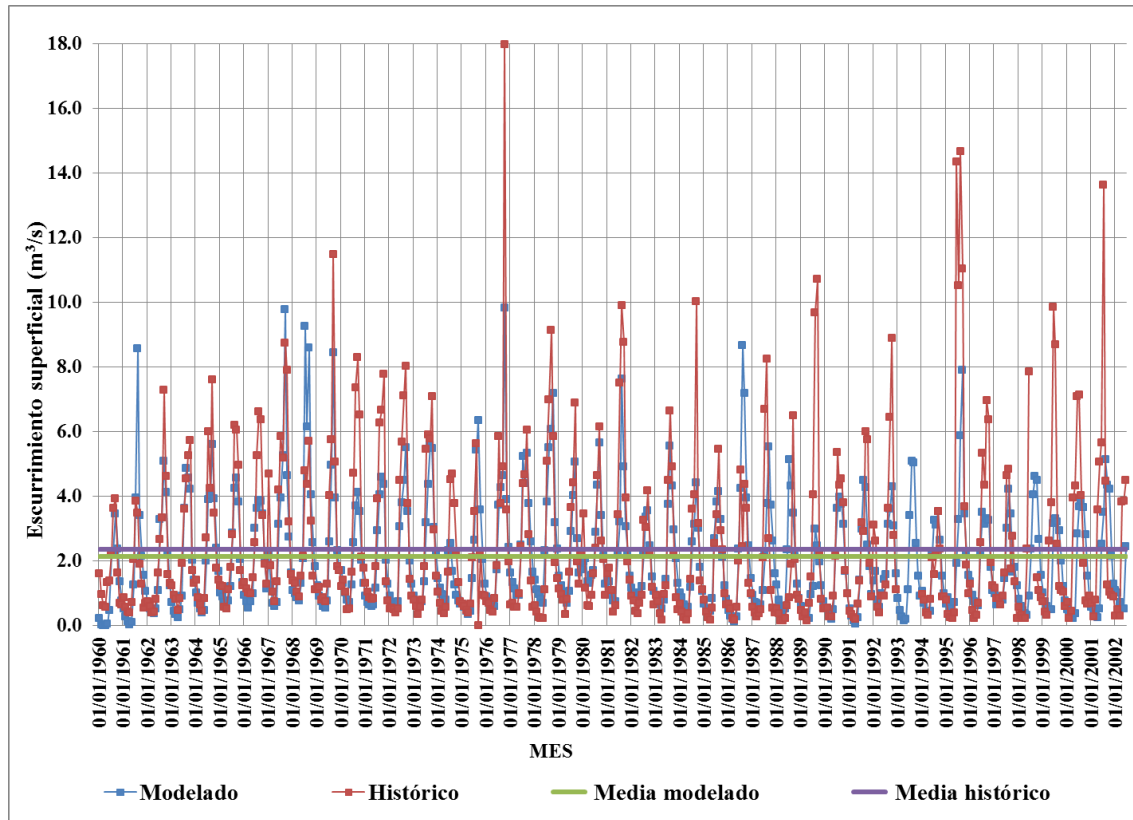


FIGURA 36. SERIE DE GASTOS HISTÓRICA Y MODELADA. ESTACIÓN SANTIAGO UNDAMEO (SWAT, 1960-2002)

En la estación de Cointzio se realizó la validación de la modelación, en un periodo de 2000 al 2002; las medias históricas y modeladas obtenidas son de 0.37 y 0.33 m³/s, respectivamente. El error medio obtenido es de - 0.03 y el error medio al cuadrado es de 0.08, indicando que el error general del modelo es pequeño. El sesgo porcentual obtenido es excelente y la correlación es muy buena, el criterio de Schultz obtenidos es aceptable. En el coeficiente de eficiencia de Nash Stueliffe es aceptable y en el error medio al cuadrado-desviación el ajuste es pobre. La serie de gastos se muestra en la figura siguiente:

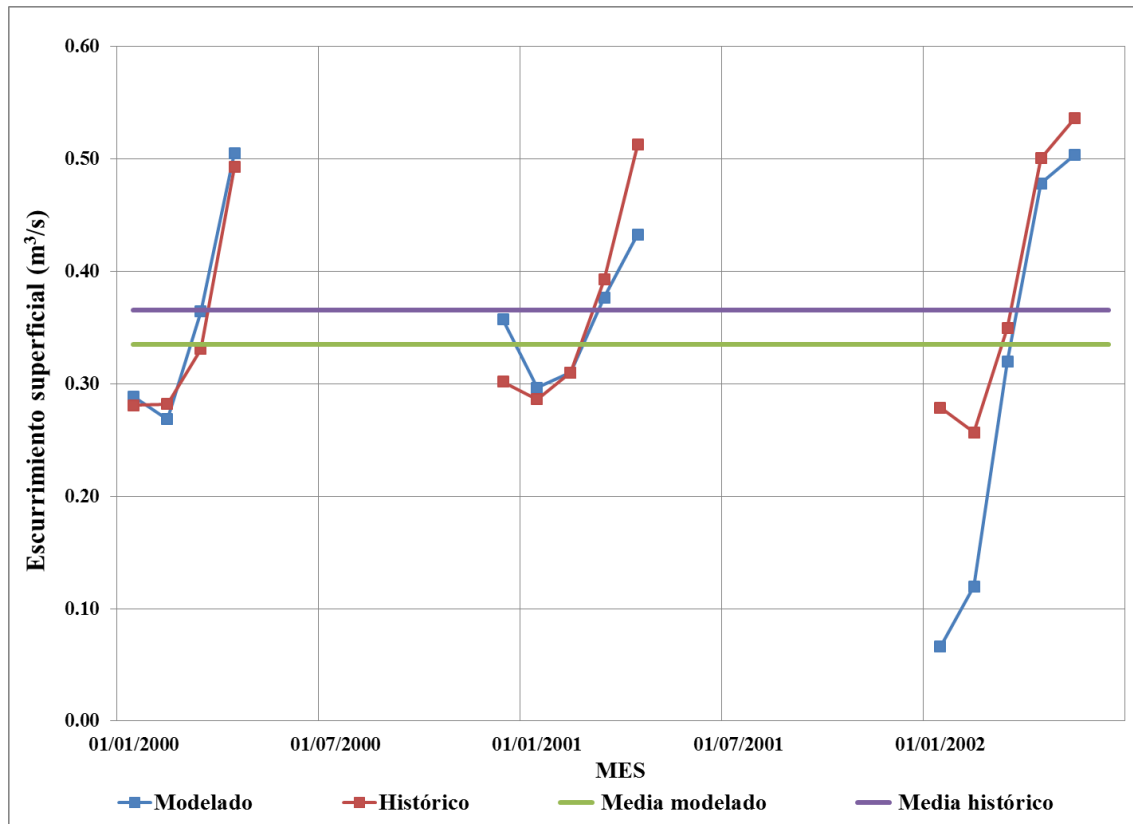


FIGURA 37. VALIDACIÓN DE LA SERIE DE GASTOS HISTÓRICA. ESTACIÓN COINTZIO (SWAT, 2000-2002)

La calibración de las concentraciones de nitrato se realizó en base a valores diarios, para el año del 2008 y del 2009. Las medias históricas y modeladas obtenidas son de 0.29 y 0.335 mg N/l, respectivamente. El error medio obtenido es de -0.06 y el error medio al cuadrado es de 0.04, indicando que el error general del modelo es pequeño. El sesgo porcentual obtenido es bueno y la correlación es aceptable. En el coeficiente de eficiencia de Nash Stueliffe y en el error medio al cuadrado-desviación el ajuste es apenas pobre.

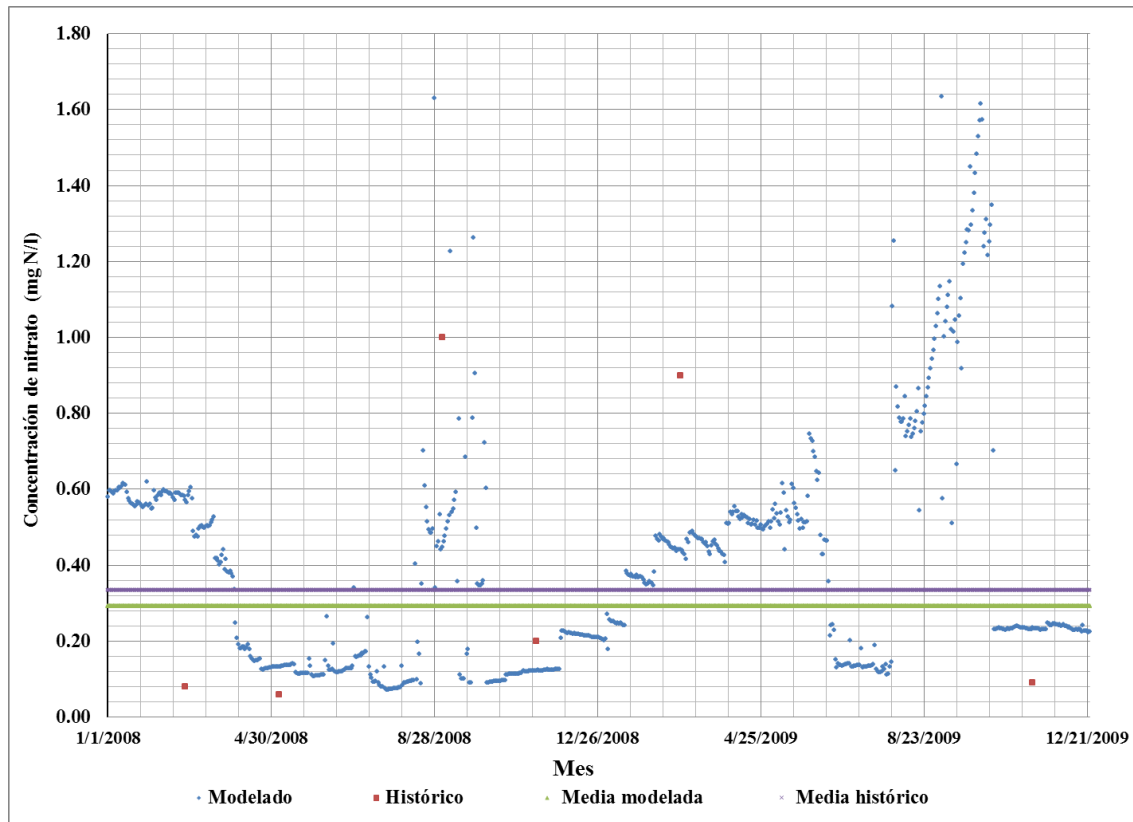


FIGURA 38. CONCENTRACIÓN DE NITRATOS HISTÓRICO Y MODELADO EN LA ESCORRENTÍA SUPERFICIAL CALIBRADO. ESTACIÓN COINTZIO.

Después de realizar la calibración con la serie diaria de nitrato, se ha generado la serie mensual de concentración de nitrato en el río, en la Figura 39, se observa que las concentraciones mensuales de nitrato se encuentran entre 0 a 3.42 mg N/l; con una media mensual de 0.43 mg N/l.

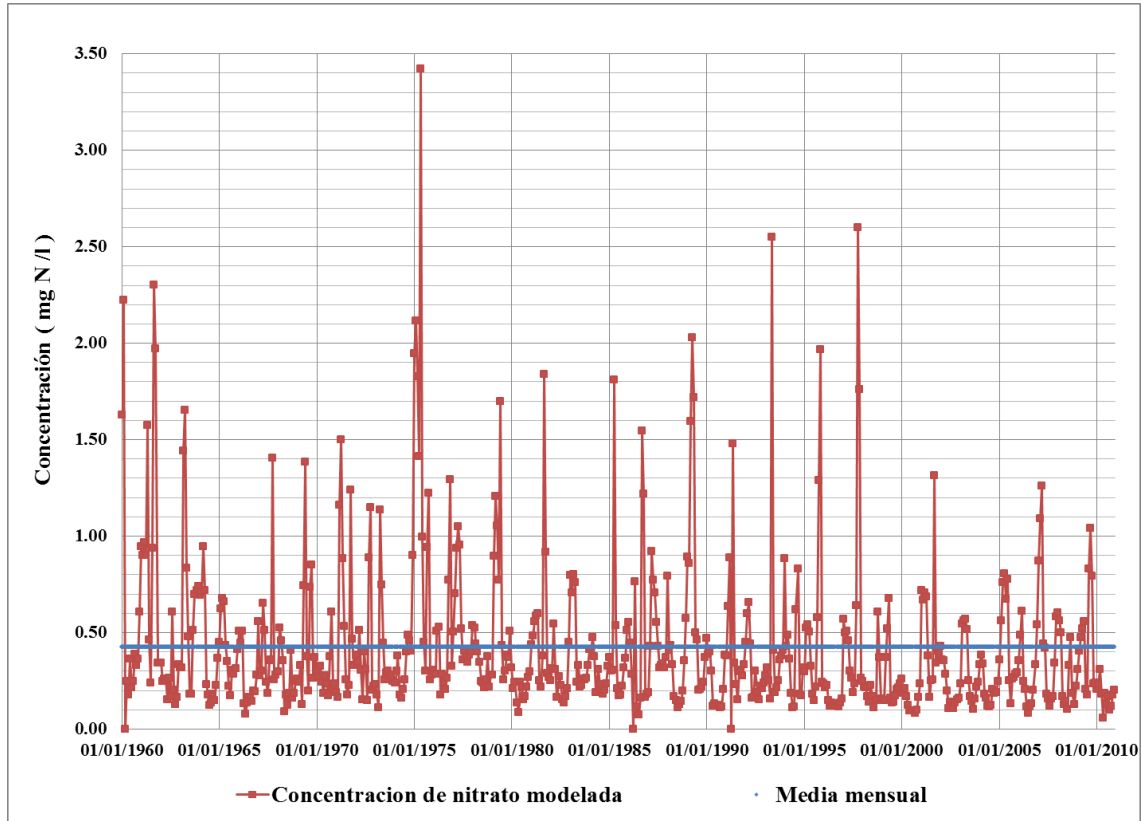


FIGURA 39. CONCENTRACIÓN DE NITRATOS MENSUAL MODELADO EN LA ESCORRENTÍA SUPERFICIAL. ESTACIÓN COINTZIO.

De acuerdo a los valores medios mensuales modelados, en el mes de marzo se presenta la concentración mayor, justo después de haber realizado la aplicación del fertilizante; la concentración máxima de la modelación sucede en el mes de mayo; en los meses de junio, julio y agosto de presentan las concentraciones mínimas de nitrato en el río (Figura 40).

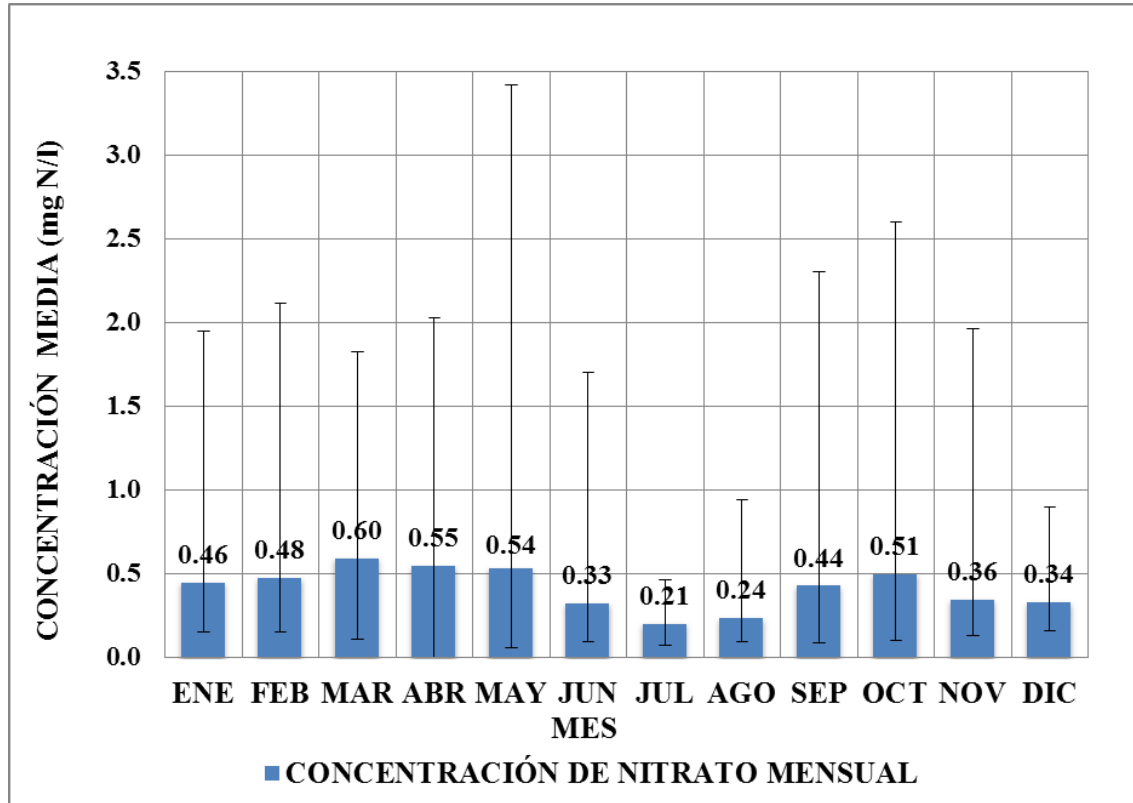


FIGURA 40. CONCENTRACIÓN DE NITRATOS MEDIA MENSUAL MODELADO EN LA ESCORRENTÍA SUPERFICIAL. ESTACIÓN COINTZIO.

6.2 MODELO MODFLOW

Los resultados de la modelación del acuífero se calibraron en 8 pozos, cuatro localizados en Morelia (San Juanito Itzícuar, López Mateos, Santa Cecilia y Fuentes Valladolid), dos en los márgenes del Lago de Cuitzeo (Copándaro y Huandacareo), y dos más en la zona noreste del acuífero (Téjaro e Indaparapeo). Los resultados del ajuste del modelo se muestran en la tabla siguiente:

ESTACIÓN	M. M. (m)	M. H. (m)	BIAS	EAM	RMSE	R ²
San Juanito Itzícuar	1888.54	1885.46	1.90	0.35	4.64	1.00
López Mateos	1875.71	1869.98	3.92	0.64	6.90	0.98
Santa Cecilia	1909.23	1914.87	-5.01	0.93	8.46	0.85
Fuentes Valladolid	1887.45	1890.69	-0.20	0.08	1.20	0.96
Copándaro	1820.71	1820.18	0.19	0.02	0.99	0.61
Huandacareo	1822.33	1821.92	-0.29	0.01	1.05	-0.53
Indaparapeo	1877.31	1877.60	-0.47	0.01	0.89	0.16

Téjaro	1818.20	1818.54	-0.02	0.00	0.13	-0.91
---------------	---------	---------	-------	------	------	-------

M.M.=Media Modelada
M.H.=Media Histórica
BIAS=Sesgo
EAM=Error absoluto medio
RMSE= Raíz del error cuadrático medio
R²= Coeficiente de correlación

**TABLA 23. AJUSTE DEL MODELO MODFLOW DE ACUERDO A LOS PARÁMETROS
ESTADÍSTICOS**

De acuerdo a la información histórica de los pozos localizados en la cd. de Morelia (San Juanito Itzúcuaro, López Mateos, Santa Cecilia y Fuentes Valladolid), se observa como existe un descenso significativo en los niveles freáticos de la zona; esto debido a que en esta área es donde se concentra la mayor cantidad de pozos. Los resultados obtenidos en la modelación en estos pozos se presentan a continuación.

En el pozo de Santa Cecilia, la diferencia de los niveles freáticos medios modelado e histórico son de las mayores presentadas en los resultados (1909.23 y 1914.87, respectivamente), esto es debido principalmente a que existen valores en la serie histórica que no siguen la línea de tendencia y aunque el error medio, el error medio absoluto y el error medio al cuadrado son altos (-5.01, 0.93 y 8.46, respectivamente), la correlación que se presenta en este pozo es buena (0.85).

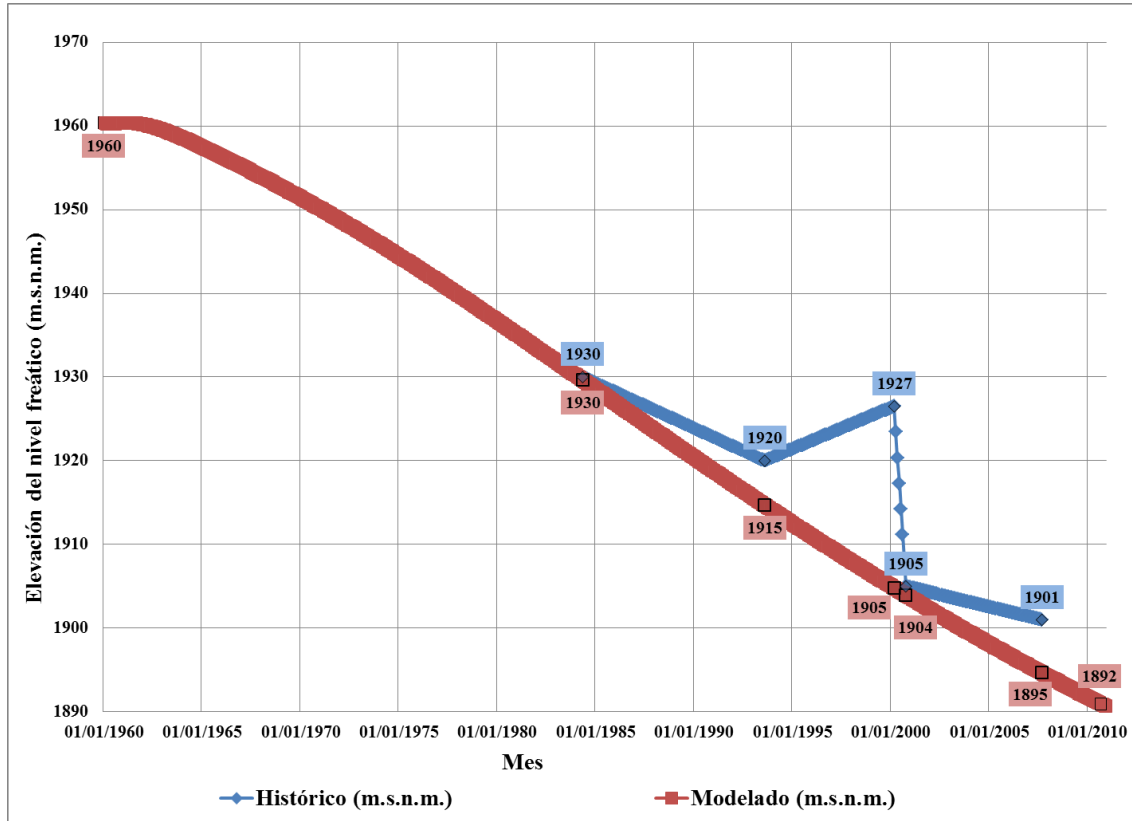


FIGURA 41. NIVEL FREATICO HISTÓRICO Y MODELADO DEL POZO SANTA CECILIA

En el pozo de Fuentes Valladolid, en general, se presentan los mejores resultados, aunque existe una diferencia entre los niveles freáticos medios modelado e histórico de 3.24 m, el error medio, el error medio absoluto y el error medio al cuadrado son de los más bajos en los resultados (-0.20, 0.08 y 1.20, respectivamente), con una correlación de las más altas en la modelación (0.96).

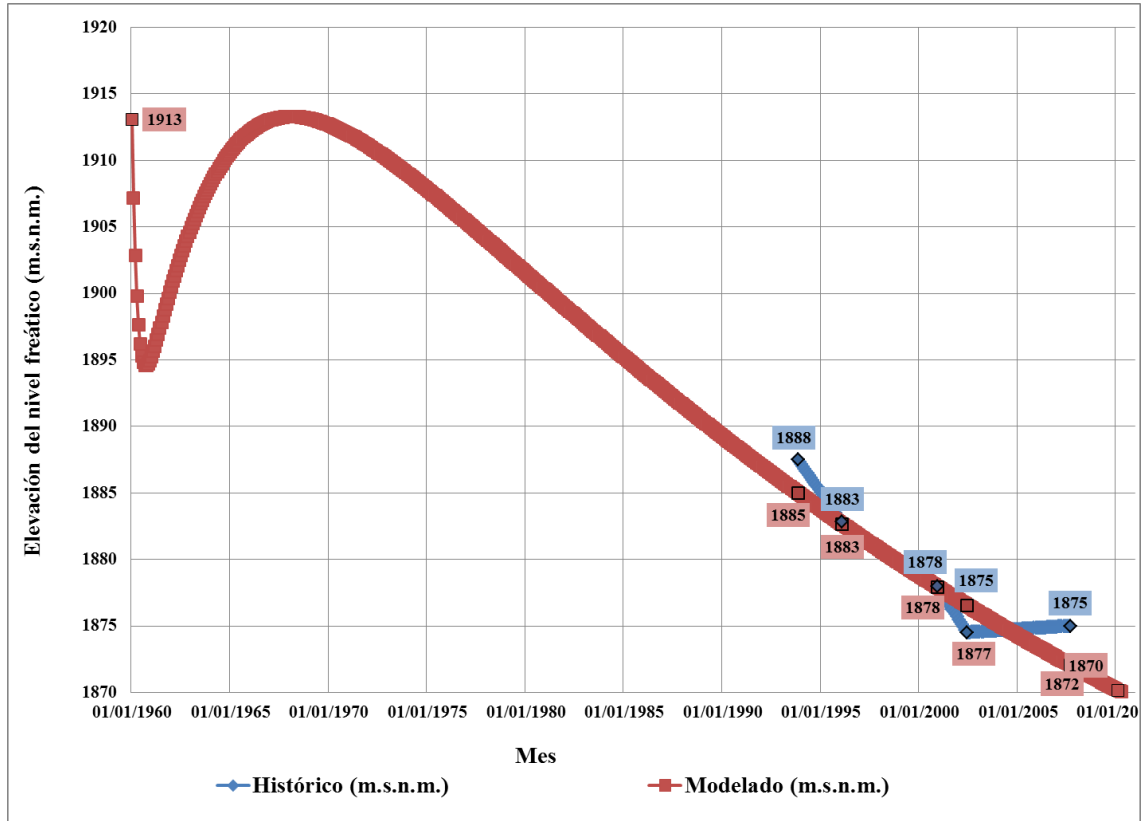


FIGURA 42. NIVEL FREÁTICO HISTÓRICO Y MODELADO DEL POZO FUENTES VALLADOLID

En el pozo de San Juanito Itzícuar, existe una diferencia entre el nivel freático medio modelado e histórico de 3.08 m, el error medio es de 1.90, el error medio absoluto 0.35 y el error medio al cuadrado es de 4.64, con una correlación perfecta de 1.

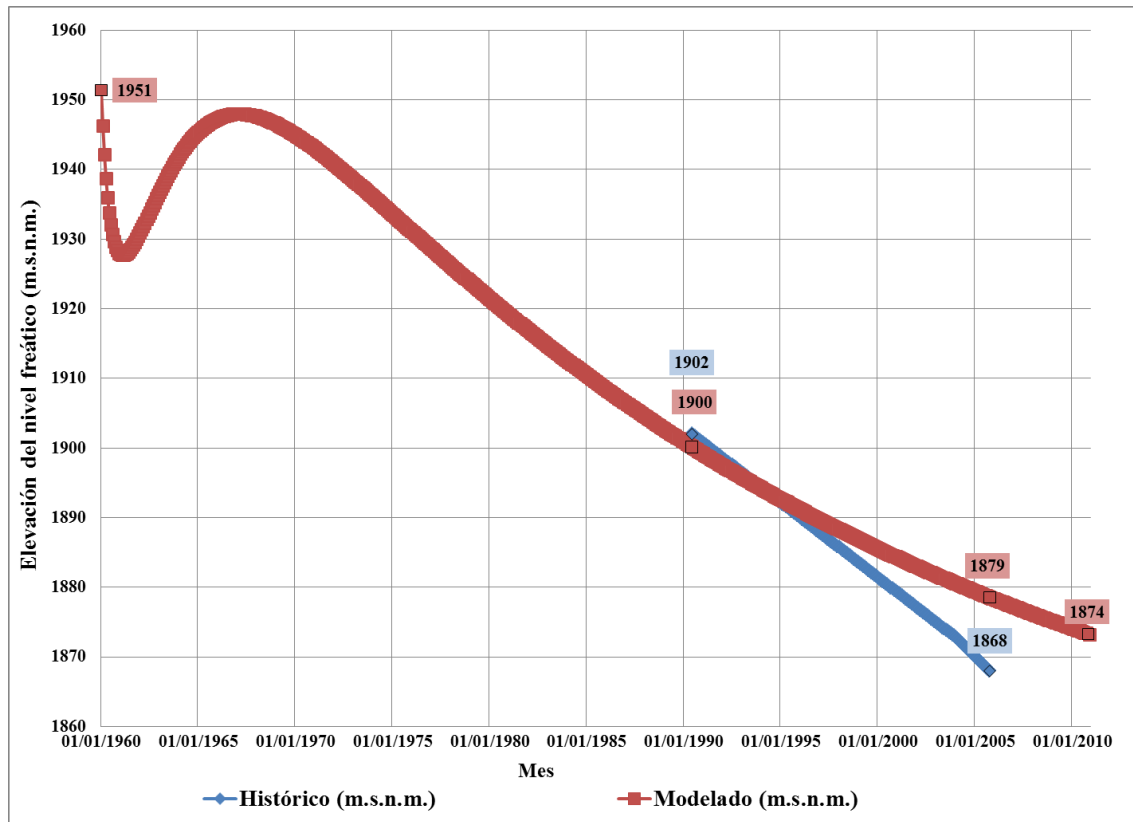


FIGURA 43. NIVEL FREÁTICO HISTÓRICO Y MODELADO DEL POZO SAN JUANITO ITZÍCUARIO

En el pozo de López Mateos, se presenta la mayor diferencia entre los niveles freáticos medios modelado e histórico (5.73 m), el error medio es de 3.92, el error medio absoluto 0.64 y el error medio al cuadrado es de 6.90, aunque estos valores son de los más altos presentados en los resultados la correlación es alta (0.98).

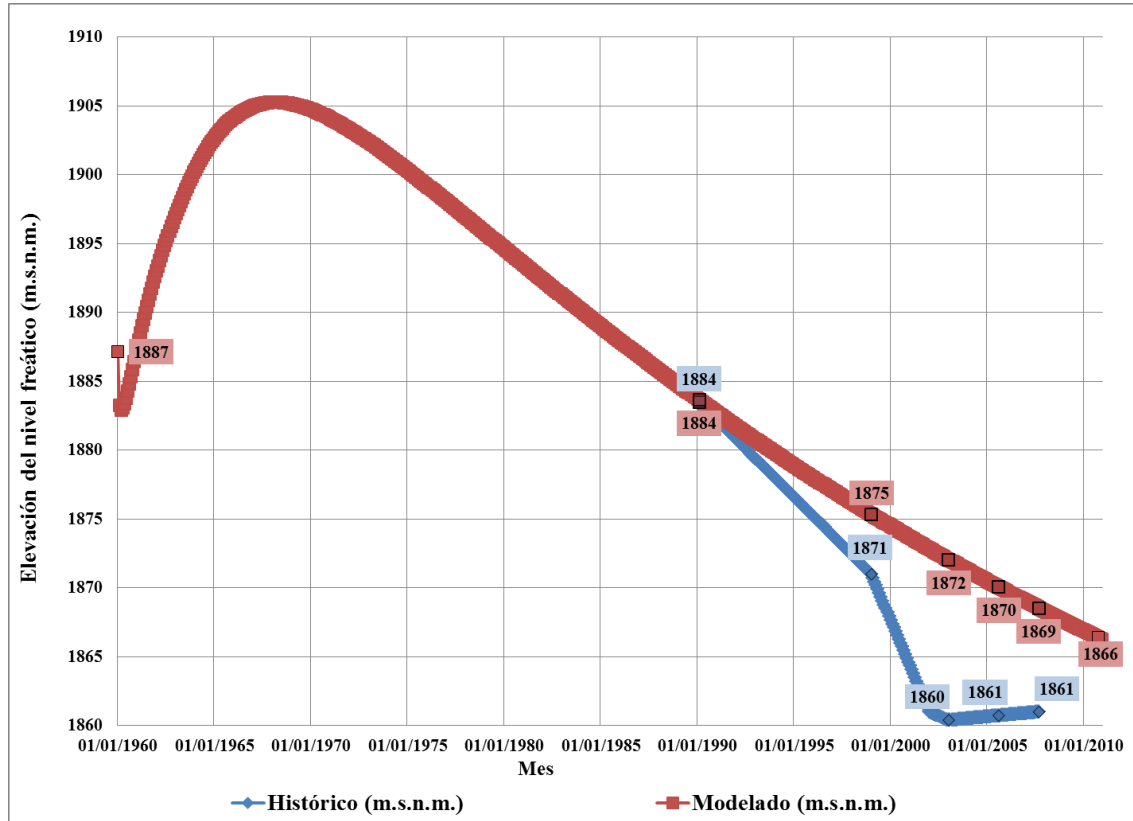


FIGURA 44. NIVEL FREATICO HISTÓRICO Y MODELADO DEL POZO LÓPEZ MATEOS

En los pozos que se encuentran en el margen del lago de Cuitzeo (Huandacareo y Copándaro), no existe un gran cambio en los niveles freáticos históricos; aunque el periodo de información es corto, se observan fluctuaciones, debido probablemente al periodo de lluvia; sin embargo nos impide establecer una tendencia clara en la información disponible. Por otro lado, debido a la elevación y al poco cambio en los niveles freáticos probablemente exista conexión con el lago de Cuitzeo.

En el pozo de Copándaro, se presentan niveles freáticos medios modelado e histórico similares (1820.71 y 1829.18, respectivamente), el error medio obtenido es de 0.19, el error medio absoluto es de 0.02 y el error medio al cuadrado es de 0.99, la correlación presentada es de 0.61, considerándose como alta.

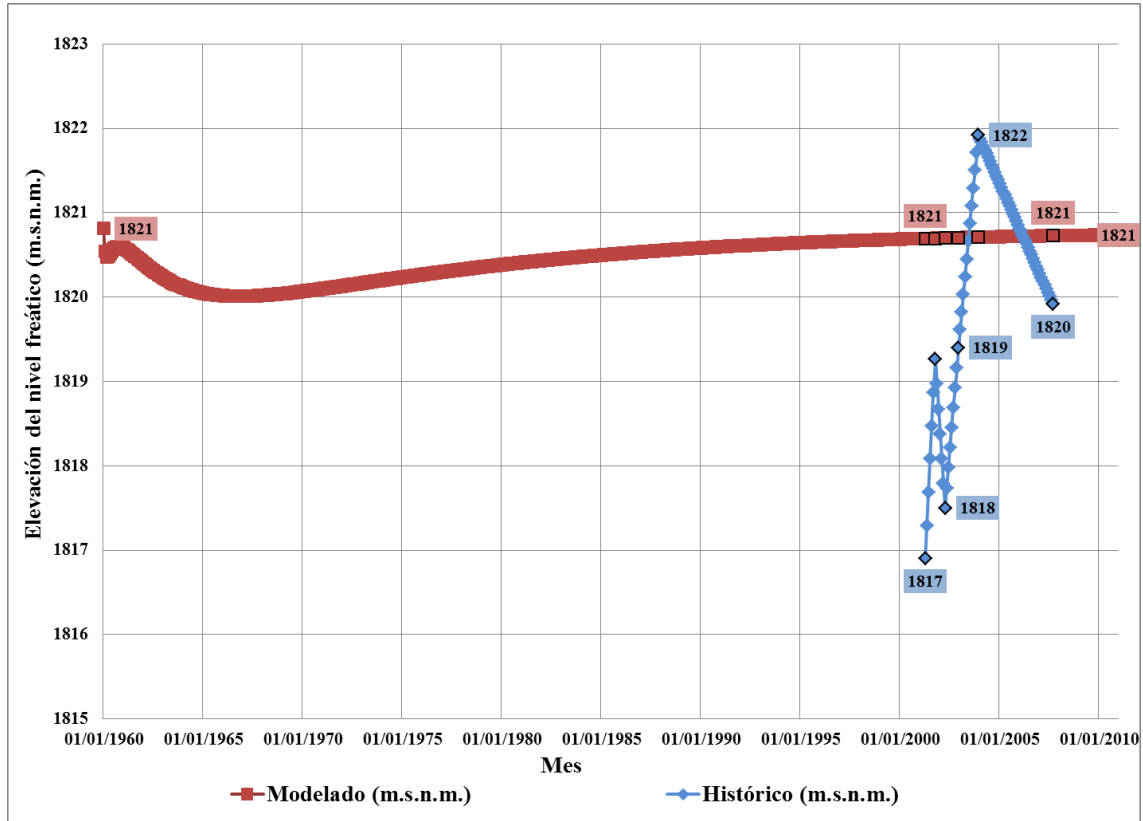


FIGURA 45. NIVEL FREÁTICO HISTÓRICO Y MODELADO DEL POZO COPÁNDARO

En el pozo de Huandacareo, se presentan niveles freáticos medios modelado e histórico similares (1822.33 y 1821.92, respectivamente), el error medio obtenido es de -0.29, el error medio absoluto es de 0.01 y el error medio al cuadrado es de 1.05, la correlación presentada es negativa debido a que la serie modelada tiene un ligero aumento en el nivel freático, sin embargo parece ser que el nivel en este pozo permanece prácticamente constante.

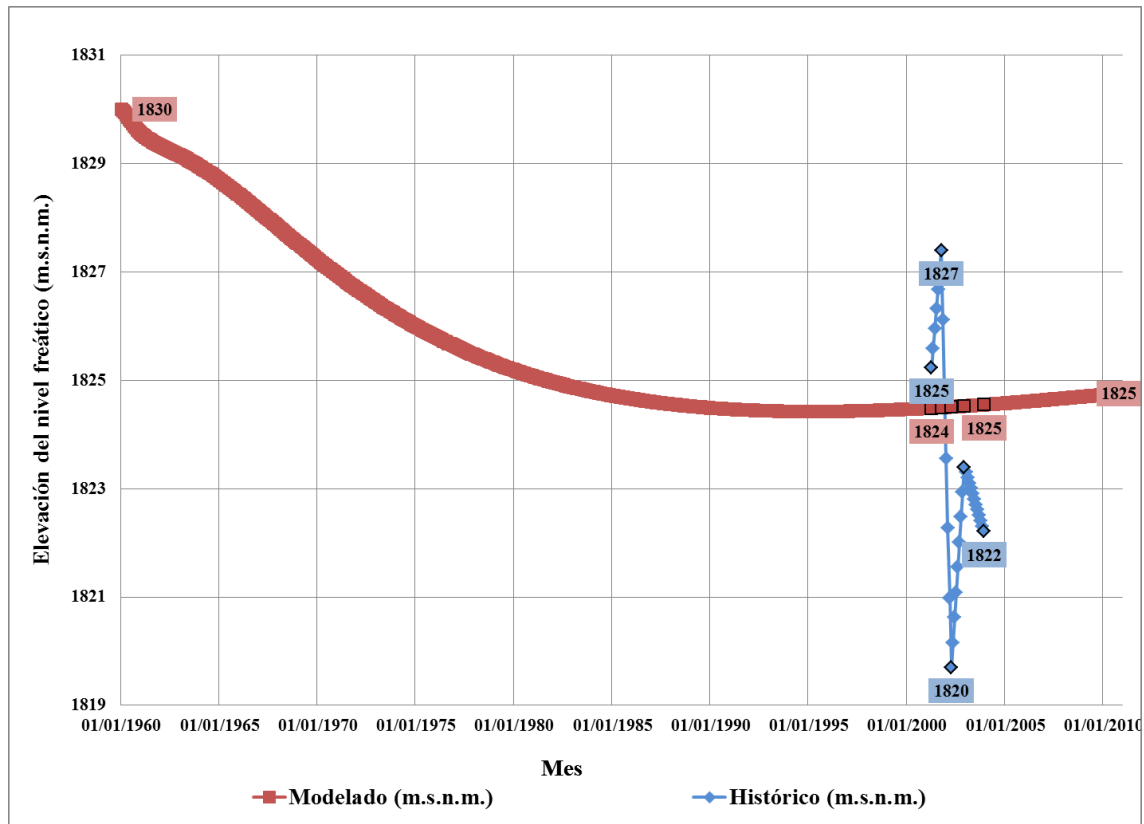


FIGURA 46. NIVEL FREÁTICO HISTÓRICO Y MODELADO DEL POZO HUANDACAREO

En el pozo de Indaparapeo, el nivel freático del acuífero permanece constante de acuerdo a la información histórica, esto debido probablemente a que este pozo se localiza en un municipio pequeño (Indaparapeo); en la modelación se obtuvieron resultados similares de niveles freáticos medios modelado e histórico (1877.31 y 1877.60, respectivamente), el error medio obtenido es de -0.47, el error medio absoluto es de 0.01 y el error medio al cuadrado es de 0.89, con una correlación pequeña (0.16), esto debido principalmente a la poca variación existente en los niveles freáticos.

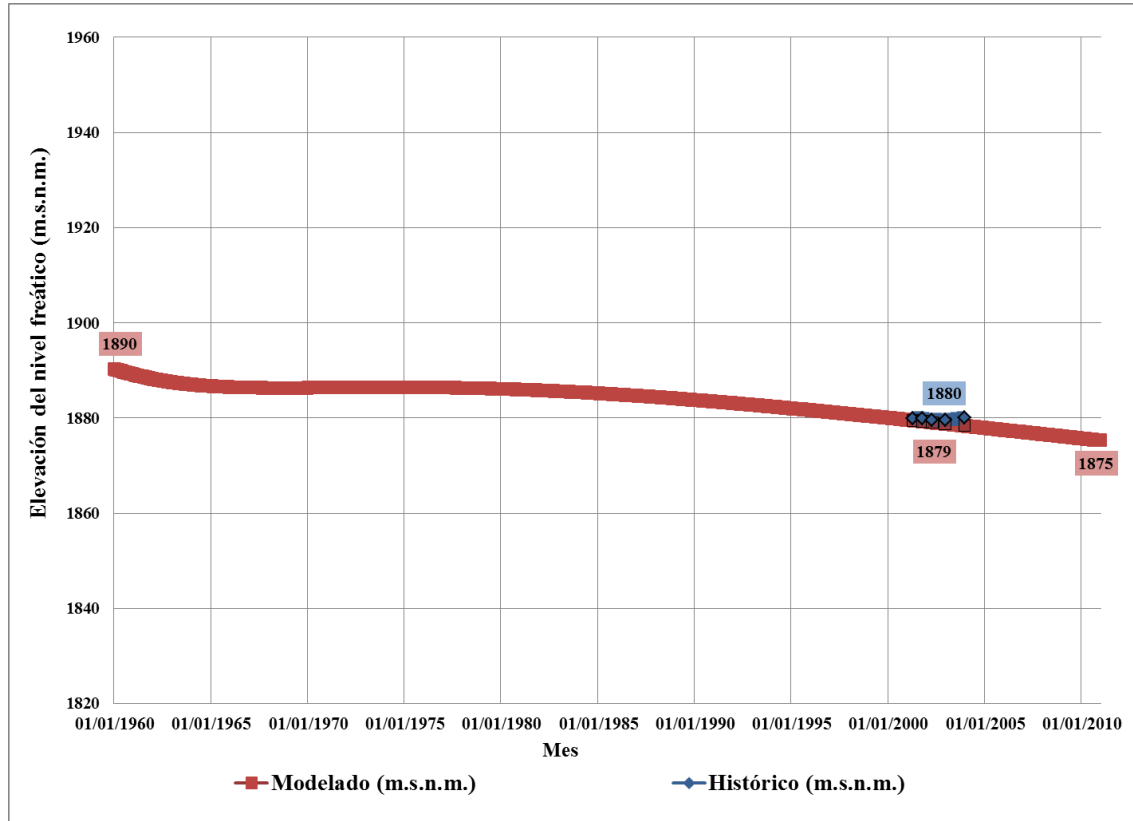


FIGURA 47. NIVEL FREATICO HISTÓRICO Y MODELADO DEL POZO INDAPARAPEO

En el pozo de Téjaro, los niveles freáticos medios modelado e histórico son similares (1818.20 y 1818.54, respectivamente), el error medio obtenido es de -0.02, el error medio absoluto es cero y el error medio al cuadrado es de 0.13, con una correlación negativa alta de -0.91, el signo negativo de la correlación indica que mientras los niveles históricos descienden, los niveles modelados presentan un ligero aumento, sin embargo aunque existe una oposición de comportamiento del modelado probablemente se mantenga constante.

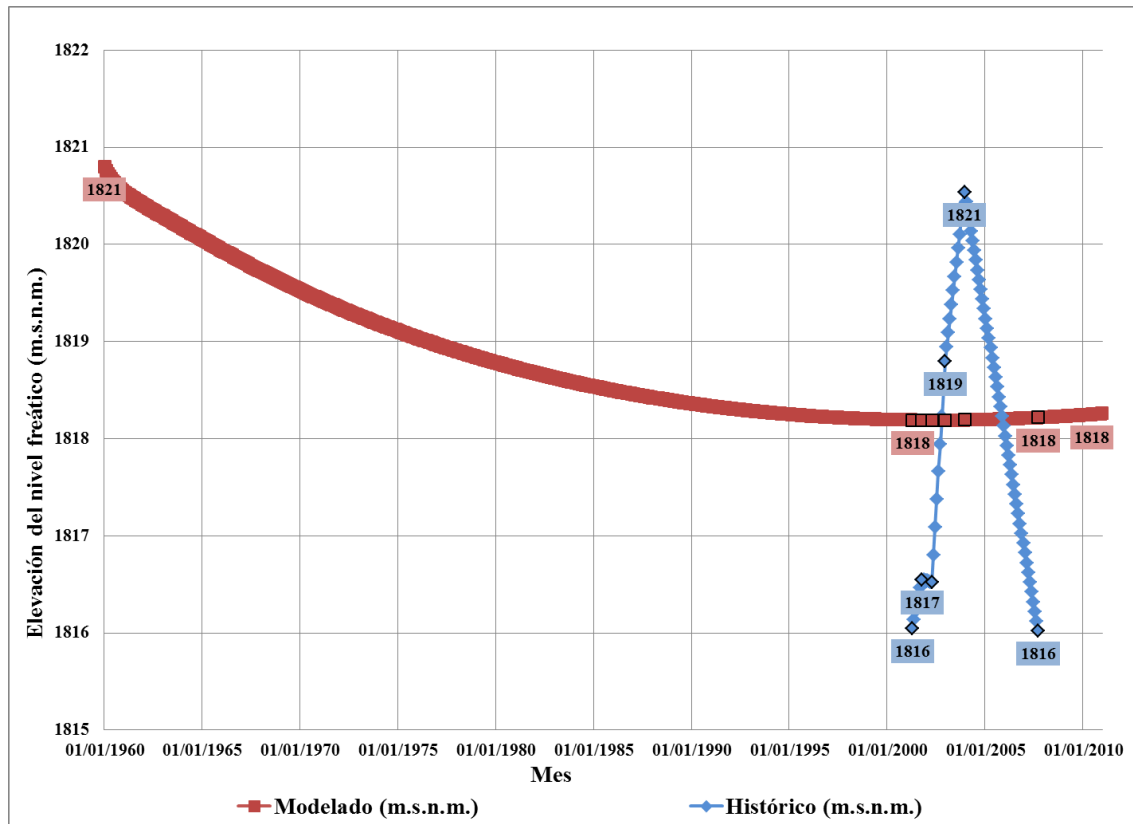


FIGURA 48. NIVEL FREATICO HISTÓRICO Y MODELADO DEL POZO TEJÁRO

6.3 MODELO MT3D

Los resultados de la modelación del acuífero se calibraron en 6 puntos, todos localizados en el margen sur del Lago de Cuitzeo. Los resultados del ajuste del modelo se muestran en la tabla siguiente:

ESTACIÓN	M. M. (mg/l)	M. H. (mg/l)	BIAS	EAM	RMSE	R ²
Chucándiro	0.0115	0.0113	0.0001	0.0004	0.0004	-
San Agustín Del Maíz	0.0079	0.0074	0.0002	0.0007	0.0008	-0.9930
Manantial Los Baños	0.0144	0.0046	0.0033	0.0098	0.0107	0.9974
Santa Rita	0.0030	0.0061	-0.0010	0.0031	0.0034	-
El Salitre	0.0028	0.0041	0.0000	0.0012	0.0010	-
San Nicolás Zimirao	0.0107	0.0056	0.0017	0.0052	0.0057	-0.9971

M.M.=Media Modelada

M.H.=Media Histórica

BIAS=Sesgo

EAM=Error absoluto medio

RMSE= Raíz del error cuadrático medio

R²= Coeficiente de correlación

PBIAS=Sesgo porcentual

TABLA 24. AJUSTE DEL MODELO MT3D DE ACUERDO A LOS PARÁMETROS ESTADÍSTICOS

En la estación Chucándiro, las concentraciones medias son similares (0.0116 y 0.0113), se tiene un error medio de 0.0001, un error medio absoluto y un error medio al cuadrado de 0.0004; la correlación existente no fue posible calcularla debido a que la serie histórica permanece constante.

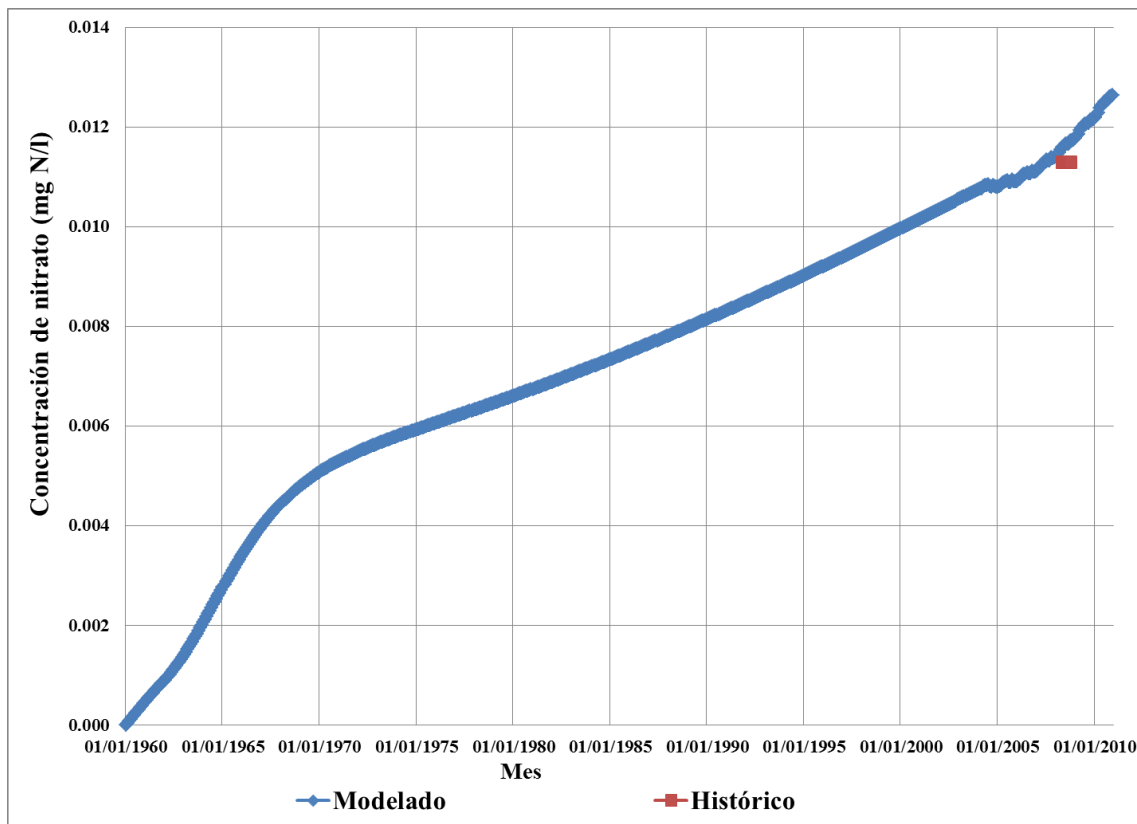


FIGURA 49. CONCENTRACIÓN DE NITRATOS HISTÓRICO Y MODELADO DEL ACUÍFERO. ESTACIÓN CHUCÁNDIRO

En la estación San Agustín del Maíz, las concentraciones medias modelada e histórica son similares (0.0079 y 0.0074, respectivamente), se tiene un error medio de 0.0002, un error medio absoluto de 0.0007, un error medio al cuadrado de 0.0008 y aunque la correlación es alta, es negativa debido a que existe un ligero descenso en las concentraciones históricas.

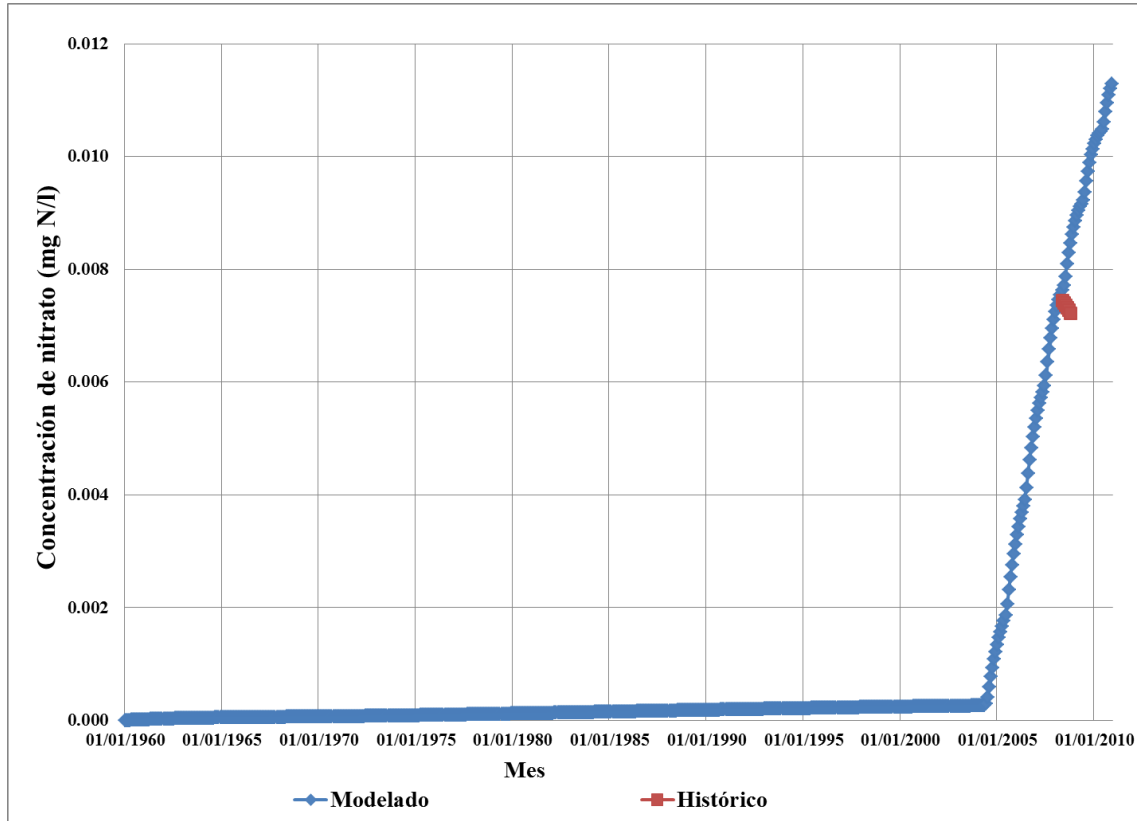


FIGURA 50. CONCENTRACIÓN DE NITRATOS HISTÓRICO Y MODELADO DEL ACUÍFERO. ESTACIÓN SAN AGUSTÍN DEL MAÍZ

Los resultados en la estación Manantial Los Baños, presentan la mayor diferencia entre las concentraciones medias modelada e histórica (0.0098), con el error medio, el error medio absoluto y el error medio al cuadrado más altos en los resultados (0.0033, 0.0098 y 0.0107, respectivamente); sin embargo la correlación es la más alta presentada.

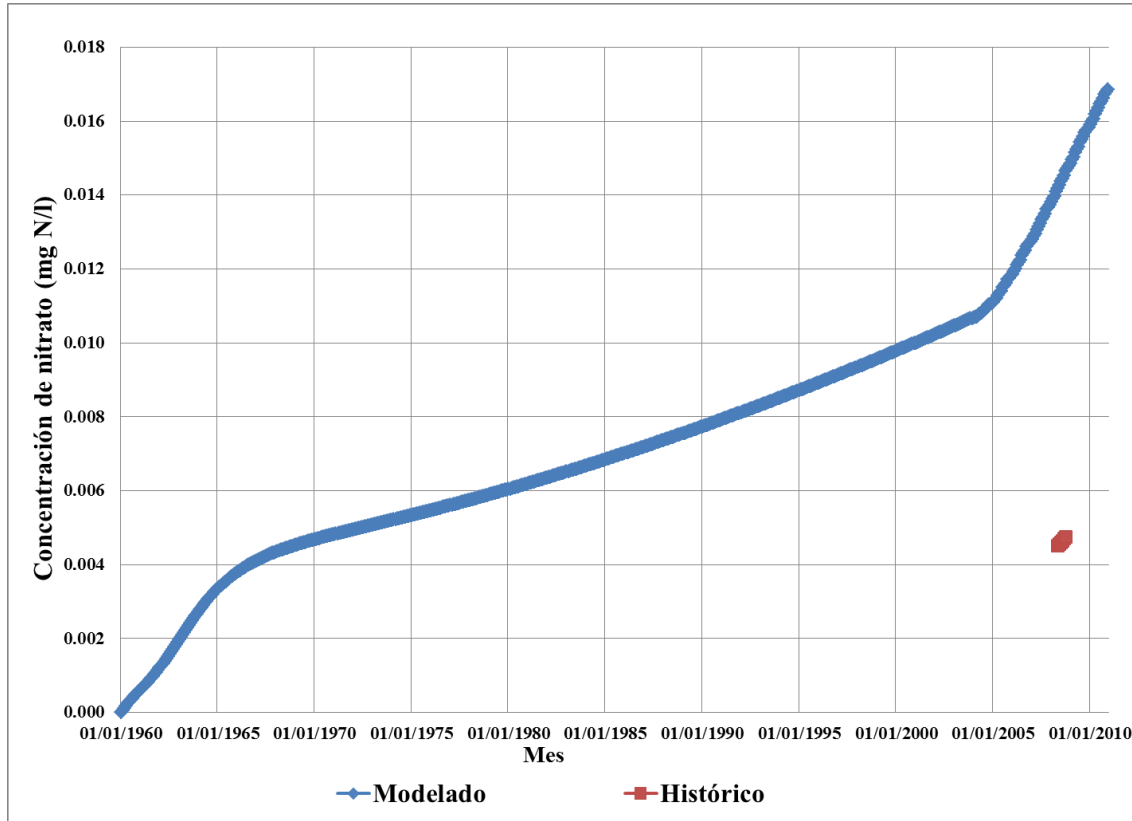


FIGURA 51. CONCENTRACIÓN DE NITRATOS HISTÓRICO Y MODELADO DEL ACUÍFERO. ESTACIÓN MANANTIAL LOS BAÑOS

Los resultados en la estación Santa Rita, presentan una diferencia entre las concentraciones medias modelada e histórica de 0.0031, con un error medio de -0.0010, un error medio absoluto de 0.0031 y un error medio al cuadrado de 0.0034; la correlación no fue posible calcularla debido a que los valores históricos permanecen constantes.

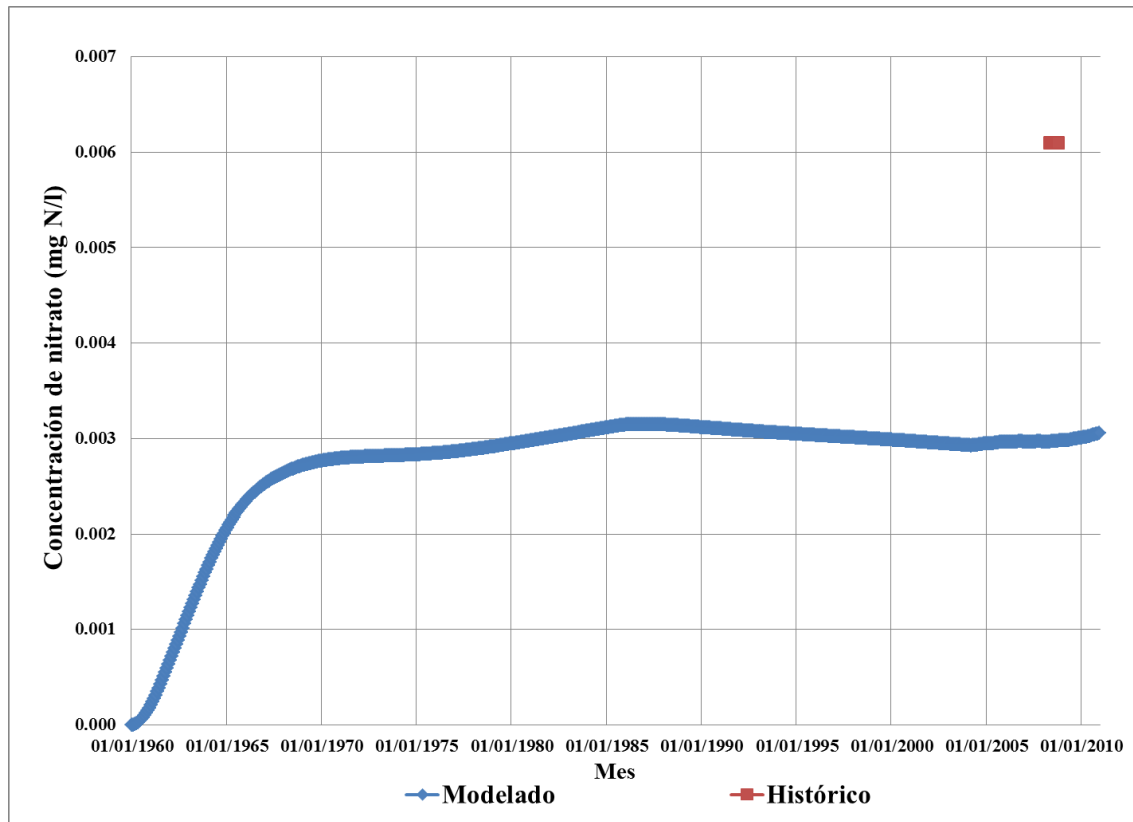


FIGURA 52. CONCENTRACIÓN DE NITRATOS HISTÓRICO Y MODELADO DEL ACUÍFERO. ESTACIÓN SANTA RITA

Los resultados en la estación el Salitre, presentan una diferencia entre las concentraciones medias modelada e histórica de 0.0013, con un error medio nulo, un error medio absoluto de 0.0012 y un error medio al cuadrado de 0.0010; la correlación, al igual que en la estación Santa Rita, no fue posible calcularla debido a que los valores históricos permanecen constantes.

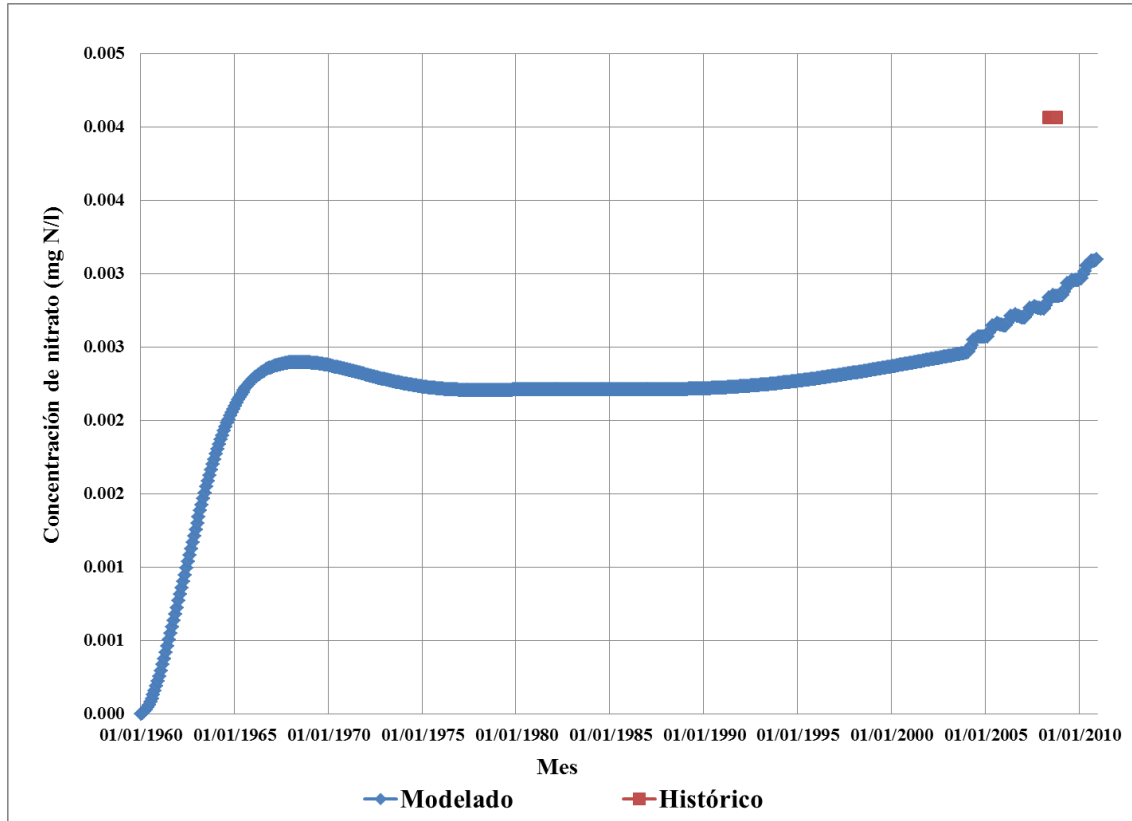


FIGURA 53. CONCENTRACIÓN DE NITRATOS HISTÓRICO Y MODELADO DEL ACUÍFERO. ESTACIÓN EL SALITRE

En la estación San Nicolás Zimirao, existe una de las mayores diferencias entre las concentraciones medias modelada e histórica (0.0051), con un error medio de 0.0017, un error medio absoluto de 0.0052 y un error medio al cuadrado de 0.0057; la correlación, al igual que en la estación San Agustín Del Maíz, es negativa debido a un ligero descenso en las concentraciones históricas.

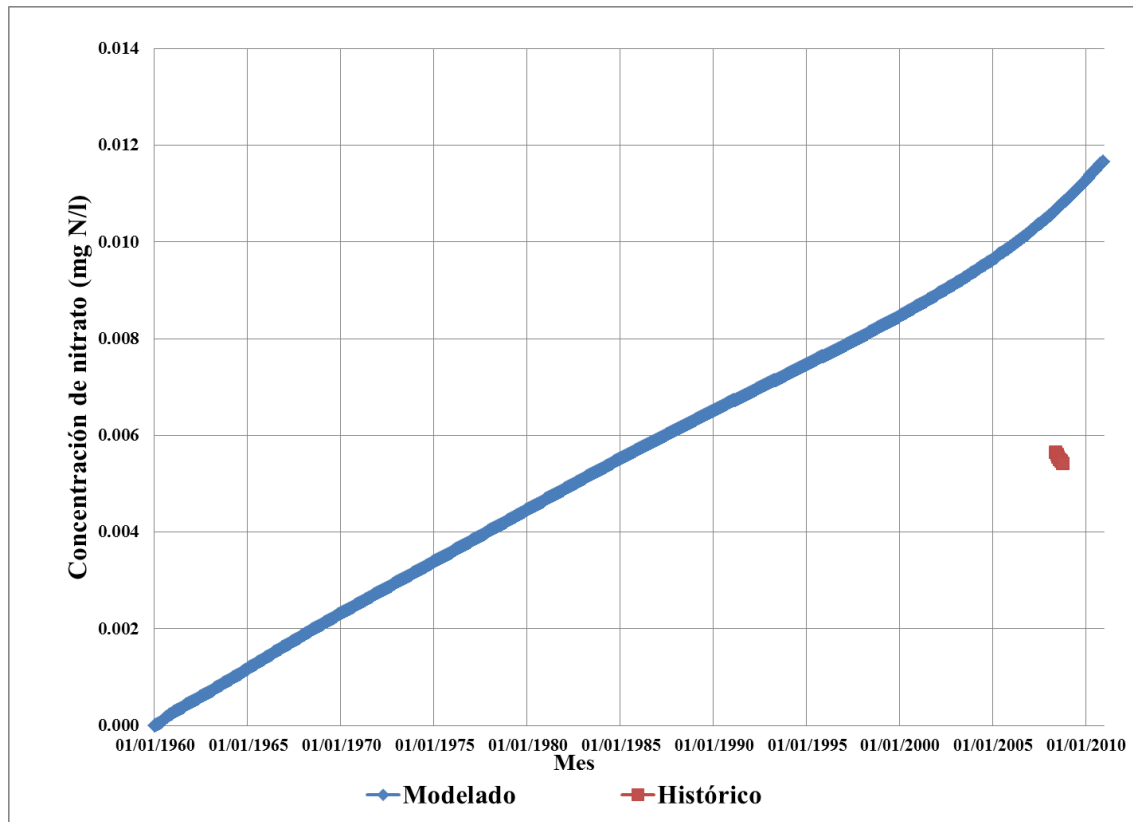


FIGURA 54. CONCENTRACIÓN DE NITRATOS HISTÓRICO Y MODELADO DEL ACUÍFERO. ESTACIÓN SAN NICOLÁS ZIMIRAO

Aunque en algunas estaciones la correlación es negativa (San Agustín Del Maíz y San Nicolás Zimirao), ya que existe un ligero descenso en las concentraciones, cabe señalar que el periodo de información es muy pequeño, y la variación de las concentraciones es pequeña de acuerdo a lo modelado, por lo cual no es indicio de que las concentraciones históricas desciendan.

Otro punto importante es la magnitud de la contaminación en el acuífero, de acuerdo a la información histórica y modelada, las concentraciones en el acuífero son pequeñas, aunque la carga de contaminante no lo es, el nitrato se diluye en la recarga al acuífero; sin embargo como se observa en la modelación las concentraciones van en aumento.

7 CONCLUSIONES Y LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN FUTURA

7.1 CONCLUSIONES

La selección de diferentes modelos con el fin de ensamblarlos, debe de llevarse a cabo con cuidado pues, en un principio no se sabe el alcance de los resultados de cada modelo, se revisa el manual y la teoría, sin embargo siempre existen variables que las fuentes no analiza, y se presentan hasta que se realiza la modelación y se evalúa los resultados. Es importante evaluar que información se va a obtener de cada modelo, para así mismo determinar en qué modelo se puede aprovechar estos resultados y realizar un mejor ensamble de modelos.

Los resultados obtenidos en el presente ensamble se consideran que fueron buenos, ya que existe una coincidencia de valores históricos con los modelados, en los diferentes escenarios; si bien se dice que un modelo matemático se puede manipular para obtener lo que se quiera, siempre existen ciertos límites en los resultados, que son determinados por la información de entrada y el bueno planteamiento del sistema a modelar.

En el presente trabajo se proponer una metodología para la modelación del nitrato en el cual se basa fundamentalmente en la escasez de información espacial y temporal; por lo cual, para poder cumplir con los objetivos propuestos, es necesario la simplificación del sistema; sin embargo es necesario visualizar las posibles repercusiones de nuestra simplificación evaluando las acciones que se omiten así como que cambios pueden tener en los resultados del sistema.

Respecto a la modelación hidrológica, la información que se cuenta es considerable para realizar una modelación con buenos resultados, como los obtenidos en la cuenca; la cuantificación de los recursos hídricos superficiales, se tiene controlada por medio de estaciones hidrométricas que aportan información, en su mayoría, con calidad y cantidad suficiente para evaluar el comportamiento del agua en las corrientes superficiales.

Respecto a la modelación del acuífero, aunque los resultados obtenidos en algunos pozos, no son tan parecidos como los históricos, es importante señalar que la modelación de acuíferos, es más complicada, que la modelación hidrológica, debido en primer lugar a la escasez de información, así como a la concepción del modelo, por lo cual en ocasiones la propuesta de modelar acuíferos se evita o se considera que la información con que se cuenta es insuficiente para esta. Se han revisado estudios en donde su objetivo es modelar el mismo acuífero que el presente trabajo, con una aproximación de resultado menor a los alcanzados en el presente trabajo, por lo cual se considera que los resultados obtenidos son de los mejores alcanzados en la modelación del presente acuífero.

Respecto a la modelación del nitrato superficial, la deficiencia de información logró impedir que los resultados de la modelación mejoraran; si bien al realizar la calibración en base de una estación puede introducir valores irreales, siempre es mejor modelar que abstenerse.

Por el hecho de calibrar con una sola estación y debido a la ubicación de esta, se puede estar considerando una aplicación de fertilizante muy por debajo del real, ya que la ubicación del distrito de riego, en donde se concentra la mayor aplicación de fertilizante del área de estudio, se está tomando como si fuera agricultura de temporal no intensiva, este hecho puede estar afectando directamente a las concentraciones que infiltran al acuífero; aunque al parecer los resultados obtenidos en esta etapa no son afectados por este hecho.

Respecto a la modelación del nitrato en el acuífero, debido a que los resultados obtenidos son similares a los históricos, pareciera que se alcanzaron muy buenos resultados, pues por el hecho que esta parte fue la última etapa del proyecto, la información de entrada al modelo en su mayoría, fue generada a partir de otros modelos, en los cuales no se llegó a una coincidencia total con lo histórico. Aunque la información para la calibración del modelo MT3D, en un principio era errónea, al realizar la modelación, se logró establecer, cual información histórica no era adecuada para llevar a cabo esta etapa, debido, principalmente a la evaluación de la sensibilidad del modelo. Cabe señalar que aunque los resultados de la modelación presentan un buen ajuste con lo histórico, de acuerdo a estudios realizados las concentraciones presentes en los márgenes del Lago de Cuitzeo, podrían ser mayores.

Respecto al manejo de información en México, se puede concluir que existe información que aunque los muestreos o mediciones se realizan de acuerdo a programas destinados a este fin, no se realiza o almacena de la forma más adecuada, pues existe una gran deficiencia en la calidad de la información recopilada aunque provenga de diferentes fuentes.

Respecto al análisis de confiabilidad de información, es importante en cada modelación que se realiza evaluar la calidad de la mayor cantidad de información, pues de acuerdo a los resultados obtenidos, no toda la información que se presenta es verdadera, independientemente de la fuente, pues los resultados de los modelos matemáticos están limitados por la información de entrada y aunque existe un gran margen para ajustar los resultados de la modelación, siempre existen ciertos límites que no se permiten cambiar, debido a la sensibilidad del modelo y que debido a la información de entrada no permiten llegar a resultados similares a los históricos.

Respecto a la modelación matemática, es una herramienta que aunque exista poca información de entrada, siempre nos ayudara a ampliar el panorama del sistema, aportando una visión general y resultados que pueden ser cercanos a la realidad.

7.2 LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN FUTURA

La utilización de mayor información con el mismo ensamble de modelos, haciendo énfasis en la información del nitrógeno en la cuenca y en el río, así como en la información del acuífero, tanto de calidad como e cantidad, mejoraría puede sin duda los resultados obtenidos; además de presentar una mayor confiabilidad a la modelación.

La modelación a detalle del nitrato en el río, así como la incorporación y evaluación de la calibración de otra formas de nitrógeno en este (nitrógeno orgánico y amoniacal); asi como ampliar el número de estaciones para la calibración.

Para el presente trabajo, debido a escasez de información se simplifico el sistema, por lo cual para modelaciones futuras se puede incorporar la presa de Cointzio y el Lago de Cuitzeo; aunque los modelos utilizados permiten la incorporación de estos, se una manera sencilla, se mejorarían los resultados incorporando modelos de cuerpos de agua con calidad del agua.

La incorporación del fósforo a la modelación, como nutrientes esenciales en la utilización de fertilizantes, puede ser otro escenario de interés en lo que se refiere a contaminación difusa por agricultura.

La utilización de otros modelos, y comparar los resultados obtenidos para evaluar los resultados obtenidos en el presente trabajo.

Proponer un ensamble de modelos para diferentes parámetros de calidad.

Proponer algunos parámetros estadísticos para evaluar la calibración del agua subterránea, con el fin de evaluar si los resultados son a aceptables o no.

BIBLIOGRAFÍA

Arumí, J., Martin , D., & Watts, D. (2011). *La Modelación Del Impacto De Prácticas De Manejo Agrícola En Las Aguas Subterráneas*. Chile: Universidad Católica de la Santísima Concepción.

- Ahmed Said, D. K. (2005). *Estimating Water Budget in a Regional Aquifer Using HSPF-MODFLOW Integrated Model*. EE. UU.
- Andreu A., A. y. (1986). *La modelación en la planificación hidráulica: Modelos de simulación y síntesis de hidrología superficial*. Valencia: Servicios de publicación UPV.
- Aparicio Mijares, F. (1989). *Fundamentos de Hidrología Superficial*. México, D.F.: Limusa.
- Armenta-Bojórquez, A., Cervantes-Medina, C., & Galaviz-Lara, J. (2012). *IMPACTO DE LA FERTILIZACIÓN NITROGENADA EN AGUA PARA CONSUMO HUMANO EN EL MUNICIPIO DE GUASAVE SINALOA, MÉXICO*. México: Revista de Sociedad, Cultura y Desarrollo.
- Auderisk, T., & Auderisk, G. (2004). *Biología, Ciencia y Naturaleza*. México: Pearson Prentice Hall.
- Ávila, J. P., & Cabrera Sansores, A. (2003). Fuentes principales de nitrógeno de nitratos. *Ingeniería*, 47-54 .
- B. Parajul, P. O. (2009). *Comparison of AnnAGNPS and SWAT model simulation results in USDA-CEAP agricultural watersheds in south-central Kansas*. USA: HIDROLOGICAL PROCESSES MAGAZINE.
- Barrios, E. (2003). *Agua, Medio Ambiente y Desarrollo del Siglo XXI*. Cd. de Mexico, Mexico: Colegio de Michoacan, IMTA y SUMA.
- Barrios, E. (2003). *Agua, Medio Ambiente y Desarrollo en el siglo XXI*. Cd. de México, México: El Colegio de Michoacán.
- Brenes, R., Cadena, A., & Ruiz-Guerrero, R. (2011). *Monitoreo de la concentración de nitrato en el acuífero del Valle de Puebla*. México: Revista Internacional de Contaminacion ambiental.
- Burton, M. A. (2007). *Application Of A Nitrate Fate And Transport Model To The Abbotsford-Sumas Aquifer, Whatcom County, Washington*". EEUU: Faculty of Western Washington University.
- Calleros Rincón, E., Alarcón Herrera, M., & Morán Martínez, J. (2012). *CARACTERIZACIÓN DE UNA ZONA CONTAMINADA POR NITRATOS Y SU IMPACTO EN LA SALUD HUMANA*. México: Género, ambiente y contaminación por sustancias químicas.

- Campos A., D. (1998). *Procesos del Ciclo Hidrológico*. San Luis Potosi: Editorial Universitaria Potosina.
- Chapra, S. C. (1997). *Surface Water-Quality Modeling*. Estados Unidos de America: McGraw-Hill Series in Water Resources and Environmental Engineering.
- CONAGUA. (2007). *Actualización hidrogeológica de los acuíferos: Maravatío-Contepec-Epitacio Huerta, Zacapu, Morelia-Queréndaro y Pastor Ortiz, en el estado de Michoacán*. México: Coordinación de Hidrología. Subcoordinación de hidrología subterránea.
- (2007). Diseño de plantas potabilizadoras tipo de tecnología simplificada. En CONAGUA, *Manual de agua potable, alcantarillado y sanamiento*. México.
- CONAGUA. (2009). *Determinación de la disponibilidad del agua en el acuífero*. México D.F.
- CONAGUA, S. (2012). *Atlas del agua en México*. México, D.F.
- Cruces de Abia, J., & Martínez Cortina, L. (2006/2007). *Modelo Matemáticos en hidrogeología*. Master en Ingeniería Medio Ambiental y Gestión del agua.
- 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.
- Flechas, L. J. (2013). *Modelación Hidráulica Y De Calidad Del Agua Acoplada Para Humedales, Mediante Processing Modflow*. Bogotá: Pontifica Universidad Javeriana. Tesis de maestría.
- Fuentes, F., & Massol-Deyá, A. (2002). *Ecología de microorganismos*. Puerto Rico.
- García Acevedo, R. (2011). *Simulación numérica del transporte de contaminantes, en el Río Grande de Morelia*. México D.F.: Tesis de Maestría. Escuela Superior de Ingeniería y Arquitectura U.Z., Instituto Politécnico Nacional.
- Gray, N. (1996). *Calidad del agua potable. Problemas y soluciones*. Zaragoza, España: Editorial Acribia.
- Manahan, S. E. (2007). *Introducción a la Química Ambiental*. México: Editorial Reverté.

- Martínez Bastida, J. J. (Madrid). *El nitrógeno en las aguas subterráneas de la comunidad de Madrid: descripción de los procesos de contaminación y desarrollo de herramientas para la designación de zonas vulnerables*. 2009: Tesis doctoral.
- Martínez Cortina, L., & Cruces de Abia, J. (2007). *Módulo I: Contaminación Ambiental*. España: Master en Ingeniería Medioambiental y Gestión del Agua.
- Nam Won Kim, I. M. (2008). *Development and application of the integrated SWAT–MODFLOW model*. Journal of Hydrology.
- Neitsch, S., Arnold, J., Kiniry, J., & Williams, J. (2005). *Soil and water assessment tool. Theoretical documentation*. Texas: Manual de programa.
- Ortiz Rivera, A. (2010). *Implementación del modelo hidrológico SWAT: Modelación y simulación multitemporal de la variación de la escorrentía en la cuenca del lago de Cuitzeo*. Morelia, Michoacán: Centro de Investigaciones en Geografía Ambiental, Universidad Autónoma de México.
- Pacheco Ávila, J., Cabrera Sansores, A., & Pérez Ceballos, R. (2004). *Diagnóstico de la calidad del agua subterránea en los sistemas municipales de abastecimiento en el Estado de Yucatán, México*. México: Ingeniería.
- Paez Sanchez, A. (2008). *Evaluación de la Concentración de Arsénico y Calidad del Agua Subterránea en Función de su Manejo en la Cuenca del Lago de Cuitzeo*. Morelia.
- 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 al análisis de presiones e impactos de la directiva marco del agua*. Valencia, España: Tesis doctoral.
- Ruiz Chávez, R. (2011). *“Evaluación de la contaminación en cuencas por medio de un Sistema de Información Geográfico. Caso de estudio: cuenca del Río Grande de Morelia.”*. México D.F.: Tesis de Maestría. Escuela Superior de Ingeniería y Arquitectura U.Z., Instituto Politécnico Nacional.
- Salas, J., Delleur, J., Yevjevich, V., & Lane, W. (1985). *Applied Modeling of Hydrologic Time Series*. Colorado: Water Resources Publications.

SEMARNAT. (2008). *Informe de la Situación del Medio Ambiente en México. Edición 2008. Compendio de Estadísticas Ambientales. México. México.*

SEMARNAT. (2012). *Informe de la Situación del Medio Ambiente en México. Edición 2012. México.*

UMSNH, C. (2010). *Atlas de la Cuenca del Lago de Cuitzeo: Análisis de su geografía y Entorno Social. Morelia.*

UMSNH, C. (2010). *Atlas de la Cuenca del Lago de Cuitzeo: Análisis de su geografía y Entorno Social . Morelia, Michoacán.*

Yi Luo, M. S. (2011). *Two-way coupling of unsaturated-saturated flow by integrating the SWAT and MODFLOW models with application in an irrigation district in arid region of West China. China: Journal of Arid Land.*