



**Universidad Politécnica de Cartagena**

**Escuela Técnica Superior de Ingeniería de Caminos, Canales y  
Puertos y de Ingeniería de Minas**

**Simulación de la erosión en la cuenca de Las Matildes mediante  
el uso del Soil and Water Assessment Tool (SWAT)**

*Trabajo de Fin de Máster*

**Autora:**

**Melissa De la Rosa Amador**

**Director:**

**D. Juan T. García Bermejo**

**Codirector:**

**D. Manuel Alcaráz Aparicio**

Septiembre 2017

# RESUMEN

---

Las cuencas semiáridas enfrentan serios problemas de degradación del suelo. Las actividades antrópicas como las prácticas de agricultura pueden favorecer o retardar los procesos erosivos. Una mejor comprensión de los factores que influyen en la erosión es necesaria para la aplicación de medidas correctoras por lo que los modelos basados en Sistemas de Información Geográfica (SIG) constituyen herramientas de apoyo a la toma de decisiones.

Este estudio presenta la simulación hidrológica y la erosión de una cuenca predominantemente agrícola, mediante el uso de un modelo hidrológico a escala de cuenca. El modelo Soil and Water Assessment Tool (SWAT) fue aplicado a la cuenca de Las Matildes, localizada en la pedanía de El Beal, T. M. Cartagena, con la finalidad de establecer el balance hídrico en la cuenca y cuantificar los procesos erosivos de pérdida de suelo. Los datos de entrada del modelo fueron recopilados de diversas bases de datos y los datos meteorológicos fueron generados con el motor climático incorporado en el SWAT. Los resultados de la simulación han permitido conocer el comportamiento hídrico de la cuenca, así como la identificación de las áreas donde se deben tomar medidas correctoras para la reducción de la erosión.

# ABSTRACT

---

Semi-arid watersheds face serious problems of soil degradation. Anthropogenic activities as well as agricultural practices can affect or reduce erosion processes. A better understanding of the factors involving erosion is needed for helping to take correctional measures thus Geographic Information Systems (GIS) models based are important support tools to decision making.

This study exposes the hydrological simulation and erosion of an agricultural watershed using a watershed scale hydrologic model. The Soil and Water Assessment Tool (SWAT) model was applied to Las Matildes watershed located in El Beal, Cartagena, with the aim to establishing the water balance and quantify erosion processes of soil loss. The inputs of the model were obtained from several databases and meteorological inputs were generated from the weather generator incorporated in SWAT. Simulation results have given a better comprehension of the hydrological behavior of the watershed, furthermore, they have helped to identify those areas where correctional measures to reduce soil erosion can be applied.

# ÍNDICE DE CAPÍTULOS

---

1. INTRODUCCIÓN .....	1
1.1 ANTECEDENTES.....	1
1.2 OBJETIVOS.....	5
1.2.1 Objetivo general.....	5
1.2.1.1 Objetivos específicos.....	5
2. COMPONENTES DEL CICLO HIDROLÓGICO .....	6
2.1.1 Precipitación .....	6
2.1.2 Evapotranspiración .....	7
2.1.3 Intercepción .....	8
2.1.4 Infiltración .....	8
2.1.5 Escorrentía .....	9
2.1.6 Agua Subterránea .....	9
2.2 EROSIÓN HÍDRICA .....	10
2.2.1.1 Causas erosión hídrica .....	11
2.2.1.2 Tipos de erosión hídrica .....	12
2.3 TRANSPORTE DE CONTAMINANTES.....	14
2.3.1.1 TRANSPORTE DE NUTRIENTES.....	14
2.3.1.2 Ciclo del Nitrógeno.....	15
2.3.1.2.1 Formas del nitrógeno en el suelo.....	16
2.3.1.2.2 Procesos de transformación del nitrógeno .....	16
2.3.1.2.3 Transporte de Nitrógeno .....	18
2.3.1.3 Fósforo .....	18

2.3.1.3.1	Formas del fósforo (P) en el suelo.....	19
2.3.1.3.2	Factores de transporte del fósforo.....	20
2.3.2	TRANSPORTE DE METALES PESADOS .....	21
2.4	MODELOS HIDROLÓGICOS A ESCALA DE CUENCA.....	23
2.5	ESTADO DEL ARTE EN CUANTO A LA APLICACIÓN DEL SOIL AND WATER ASSESSMENT TOOL (SWAT) .....	24
2.5.1	Evaluación hidrológica .....	26
2.5.2	Estudios sobre los efectos del impacto climático.....	27
2.5.3	Estudios enfocados al transporte de sedimentos y contaminantes .....	28
2.5.4	Otros estudios.....	29
3.	SOIL AND WATER ASSESSMENT TOOL .....	38
3.1	DESCRIPCIÓN DEL MODELO SWAT.....	38
3.2	CARACTERÍSTICAS DEL MODELO SWAT .....	39
3.3	COMPONENTES DEL MODELO .....	39
3.3.1.1	Clima .....	39
3.3.1.2	Hidrología.....	40
3.3.1.3	Uso Del Suelo/Crecimiento De Cultivos.....	40
3.3.1.4	Erosión.....	41
3.3.1.5	Nutrientes .....	41
3.3.1.6	Pesticidas.....	42
3.3.1.7	Prácticas De Manejo Agrícola.....	42
3.3.2	HERRAMIENTAS E INTERFACES .....	42
3.3.3	PROCESOS HIDROLÓGICOS EN SWAT.....	43
3.3.4	PROCESO DE MODELIZACIÓN EN SWAT .....	44

4.	BASE TEÓRICA DEL MODELO SWAT.....	46
4.1	ECUACIÓN DE BALANCE HÍDRICO .....	46
4.2	PRECIPITACIÓN.....	47
4.2.1	Cantidad de precipitación .....	48
4.3	ESCORRENTÍA SUPERFICIAL .....	49
4.3.1	Método del Número de Curva del Soil Conservation Service (SCS) .....	49
4.3.1.1	Grupos hidrológicos de suelos.....	52
4.3.1.2	Parámetro de retención del suelo S.....	53
4.3.1.3	Ajuste de pendientes .....	55
4.3.2	MÉTODO DE INFILTRACIÓN DE GREEN-AMPT .....	56
4.3.2.1	Green-Ampt en SWAT .....	59
4.3.3	ESCORRENTÍA MÁXIMA O CAUDAL PICO.....	61
4.3.3.1	Método Racional.....	61
4.3.3.1.1	Coeficiente de escorrentía.....	66
4.3.3.1.2	Intensidad de lluvia .....	66
4.3.3.2	FÓRMULA RACIONAL MODIFICADA.....	68
4.3.4	PÉRDIDAS DE TRANSMISIÓN .....	68
4.3.4.1	Descripción del método .....	69
4.4	EVAPOTRANSPIRACIÓN.....	72
4.4.1	FACTORES QUE AFECTAN EL CÁLCULO DE EVAPORACIÓN .....	72
4.4.1.1	Variables climáticas.....	72
4.4.1.2	Energía .....	74
4.4.2	EVAPOTRANSPIRACIÓN POTENCIAL .....	77
4.4.2.1	Ecuación de Penman-Monteith.....	77

4.4.2.2	Ecuación de Priestley y Taylor (1975).....	82
4.4.2.3	Método de Hargreaves .....	83
4.4.3	EVAPOTRANSPIRACIÓN REAL .....	84
4.4.3.1	Evaporación de la lluvia interceptada por la canopia .....	84
4.4.3.2	Transpiración .....	85
4.4.3.3	Evaporación del agua del suelo .....	85
4.5	NUTRIENTES .....	88
4.5.1	Cuantificación del nitrógeno en el suelo.....	88
4.5.1.1	Concentraciones iniciales de nitrógeno en el suelo.....	90
4.5.1.2	Transformaciones del nitrógeno en el suelo.....	91
4.5.1.3	Nitratos en el acuífero poco profundo.....	100
4.5.2	Cuantificación del fósforo en el suelo .....	103
4.5.2.1	Concentraciones iniciales de fósforo en el suelo .....	104
4.5.2.2	Transformaciones del fósforo en el suelo.....	105
4.5.2.3	Absorción del fósforo inorgánico .....	108
4.5.2.4	Lixiviación o lavado de fósforo en el suelo .....	110
4.6	PESTICIDAS .....	111
4.6.1.1	Lixiviación y lavado .....	111
4.6.1.2	Degradación de pesticidas en el suelo .....	111
4.7	EROSIÓN DE SUELOS Y TRANSPORTE DE SEDIMENTOS.....	113
4.7.1	Ecuación Universal De Pérdida De Suelos: USLE (Universal Soil Loss Equation) .....	113
4.7.2	Ecuación Universal Modificada de la Pérdida de Suelo: MUSLE (Modified Universal Soil Loss Equation). .....	115
4.7.3	Esquema del cálculo de la erosión en SWAT.....	116

4.7.4	Erosión de suelos en la fase terrestre en SWAT .....	116
4.7.5	Sedimentos en flujo subsuperficial y subterráneo .....	119
4.7.6	Flujo de sedimentos en el cauce.....	119
4.7.6.1	Aproximación físicamente basada para determinar la erosión.....	119
4.7.7	MODELOS PARA EL CÁLCULO DE LA CAPACIDAD DE TRANSPORTE .....	123
4.7.7.1	Ecuación Simplificada de Bagnold .....	123
4.7.7.2	Modelo de Kodoatie .....	124
4.7.7.3	Modelo de Molinas y Wu.....	125
4.7.7.4	Modelo de Yang para arenas y gravas .....	126
4.7.8	DETERMINACIÓN DE LA DEPOSICIÓN Y DEGRADACIÓN EN EL CAUCE .....	127
4.8	TRANSPORTE DE NUTRIENTES, PESTICIDAS Y METALES PESADOS .....	128
4.8.1	Movimiento de nitratos en el agua del suelo.....	129
4.8.2	Nitratos transportados en el sedimento .....	131
4.8.3	Movimiento del fósforo (P) en solución .....	132
4.8.4	Fósforo orgánico y mineral asociado al sedimento en la esorrentía superficial.....	133
4.9	TRANSPORTE DE PESTICIDAS.....	133
4.9.1	Movimientos de pesticidas en solución.....	134
4.9.2	Pesticidas eliminados en el flujo subsuperficial.....	138
4.9.3	Transporte de los pesticidas asociados al sedimento .....	139
4.10	TRANSPORTE DE METALES PESADOS .....	140
5.	SIMULACIÓN DE LA CUENCA LAS MATILDES .....	141



5.1	Descripción del área de estudio.....	141
5.2	Datos de partida y configuración del modelo.....	143
5.2.1	Datos de partida .....	143
5.2.2	Delimitación de la cuenca Las Matildes y definición de las HRUs. ....	145
6.	RESULTADOS Y DISCUSIÓN .....	147
6.1	Precipitación .....	147
6.2	Evapotranspiración .....	149
6.3	Escorrentía superficial .....	151
6.4	Balance hídrico en la cuenca de la Rambla Las Matildes.....	153
6.5	Distribución espacial y temporal de la erosión en la cuenca de la Rambla de las Matildes .....	155
6.6	Erosión de acuerdo con el uso/cobertura del suelo .....	162
6.7	Erosión del suelo en relación con la pendiente del terreno.....	164
6.8	Estimación de la pérdida de suelos con USLE .....	165
6.9	Parámetros de la ecuación MUSLE calculados por SWAT .....	166
6.10	Sedimentos en el cauce.....	169
7.	CONCLUSIONES .....	171
8.	BIBLIOGRAFÍA.....	172

# ÍNDICE DE FIGURAS

---

Figura 1. Principales ramblas del Campo de Cartagena que drenan al mar menor (Martínez Menchón , 2007).....	3
Figura 2. Componentes del ciclo hidrológico (Aparicio, 1992). .....	10
Figura 3. Tipos de erosión hídrica. Esq. superior izquierda: erosión en cárcavas; esq. superior derecha: erosión laminar; esq. inf. der.: erosión por salpicadura; esq. inf. derecha: erosión en surcos. Fuente: <a href="http://www.recare-hub.eu/soil-threats/soil-erosion">http://www.recare-hub.eu/soil-threats/soil-erosion</a> .....	14
Figura 4, Principales aplicaciones y/o usos del modelo SWAT. Fuente: Elaboración Propia. ....	25
Figura 5. Desempeño del modelo durante la validación del caudal mediante el coeficiente de Nash-Sutcliffe .....	30
Figura 6. Desempeño del modelo durante la calibración del caudal mediante el coeficiente de Nash-Sutcliffe .....	30
Figura 7. Fases del modelo SWAT. Fuente: adaptado de Neitsch et al. 2011 .....	44
Figura 8. Resumen del proceso de modelización en el modelo SWAT. Fuente: Elaboración propia.....	45
Figura 9. Variables del método del Número de Curva. Adaptación Chow et al. (1994) .....	50
Figura 10. Modelo simplificado de Green-Ampt (Chow et al. 1994).....	57
Figura 11. Comparación de la distribución del contenido de humedad en el suelo real y el modelo propuesto por Green y Ampt (Neitsch et al., 2011) .....	58
Figura 12. Tiempo de concentración (Aparicio, 1992).....	62
Figura 13. Reservas de nitrógeno en el suelo (Neitsch et al., 2011).....	88
Figura 14. Reservas de fósforo (P) en el suelo (Neitsch et al., 2011).....	103
Figura 15. Localización de la cuenca de estudio.....	141
Figura 16. Tipo de suelo predominante en la cuenca Las Matildes. ....	142
Figura 17. Distribución de usos y cobertura del suelo en la cuenca.....	142
Figura 18. Delimitación de la cuenca Las Matildes en subcuencas. ....	145

Figura 19. Mapa de pendientes de la cuenca Las Matildes.....	146
Figura 20. Evolución temporal de las precipitaciones anuales en el período 2004-2013 .....	147
Figura 21. Precipitación media mensual en el período de estudio 2004-2014 .....	148
Figura 22. Precipitación diaria en el período 2004-2014 .....	148
Figura 23. Evolución de la evapotranspiración en el período 2004-2013.....	149
Figura 24. Evapotranspiración media mensual en el período 2004-2014 .....	149
Figura 25. Evolución de la evapotranspiración media mensual en relación con la cantidad de precipitación (2004-2013).....	150
Figura 26. Evolución de la evapotranspiración potencial media anual (2004-2013) .....	150
Figura 27. Evapotranspiración potencial y precipitación media (2004-2014).....	151
Figura 28. Evolución anual de la escorrentía superficial (2004-2013).....	151
Figura 29. Escorrentía media mensual en el período 2004-2014 .....	152
Figura 30. Escorrentía superficial media generada a partir de la precipitación (2004- 2014).....	152
Figura 31. Balance hídrico anual en la cuenca durante el período 2004-2014. ....	153
Figura 32. Precipitación media anual y evapotranspiración potencial (2004-2013) .....	153
Figura 33. Balance hídrico en la cuenca en términos de porcentaje para la simulación anual durante el período 2004-2014 .....	154
Figura 34. Diagrama de outputs hidrológicos generados por el SWAT Checker ....	154
Figura 35. Erosión media mensual en la cuenca (2004-2014) .....	155
Figura 36. Plano de cuantificación de erosión (Ministerio de Medio Ambiente, 2002) .....	156
Figura 37. Precipitación y erosión mensual (2004-2014).....	156
Figura 38. Escorrentía superficial y erosión mensual (2004-2014).....	157
Figura 39. Relación entre la erosión (SEDYLD) y la precipitación (PREC).....	158
Figura 40. Relación entre la erosión (SEDYLD) y la escorrentía superficial (SURQ) .....	158

Figura 41. Erosión mensual obtenida a escala de subcuenca (SEDYLD) y a escala de HRU (SEDYLD HRU).....	159
Figura 42. Distribución espacial de la erosión anual de sedimentos en cada de subcuenca .....	160
Figura 43. Distribución espacial de la erosión anual de sedimentos en cada HRUs .....	160
Figura 44. Distribución espacial de la escorrentía superficial cada subcuenca.....	161
Figura 45. Distribución espacial de la escorrentía superficial en cada HRU .....	161
Figura 46. Porcentajes correspondientes al área de aporte de sedimentos basado en la HRUs.....	162
Figura 47. Distribución media anual de la erosión de acuerdo con el uso y/o cobertura del suelo.....	163
Figura 48. Porcentaje de erosión total media correspondiente a cada uso del suelo en las HRUs en el período 2004-2014. ....	164
Figura 49. Tasa media anual de la erosión para el uso agrícola en función de la pendiente de las HRUs en el período 2004-2014.....	165
Figura 50. Pérdida de suelos obtenida mediante el método USLE y la calculada con SWAT en cada HRU .....	165
Figura 51. Variación de la pérdida de suelos durante el período de referencia en una HRU mediante calculada con USLE y con MULE (2004-2014).....	166
Figura 52. Evolución anual de la carga media de sedimentos en el período 2004-2014 .....	169
Figura 53. Carga de sedimentos y caudal medio en el punto de descarga de la cuenca en el período 2004-2014.....	170
Figura 54. Total de sólidos en suspensión y caudal diarios en el punto de descarga de la cuenca durante el período 2004-2014 .....	170

# ÍNDICE DE TABLAS

---

Tabla 1. Usos del SWAT y países donde han sido aplicados (basado en los artículos revisados) .....	25
Tabla 2. Criterios de evaluación del coeficiente de Nash-Sutcliffe.....	27
Tabla 3. Resumen de las calibraciones y validaciones para el caudal realizadas en SWAT .....	31
Tabla 4. cont. Resumen de las calibraciones y validaciones para el caudal realizadas en SWAT .....	32
Tabla 5. cont. Resumen de las calibraciones y validaciones para el caudal realizadas en SWAT .....	33
Tabla 6. Cont. Resumen de las calibraciones y validaciones para el caudal realizadas en SWAT .....	34
Tabla 7. Resumen de las calibraciones y validaciones para la escorrentía realizadas en SWAT .....	35
Tabla 8. Resumen de las calibraciones y validaciones para contaminantes realizadas en SWAT. ....	36
Tabla 9. Resumen de las calibraciones y validaciones para sedimentos realizadas en SWAT. ....	37
Tabla 10. Coeficientes de regresión para la ecuación de Kodoatie .....	125
Tabla 11. Datos de partida del modelo SWAT y sus fuentes. ....	144
Tabla 12. Resumen de parámetros utilizados para calcular la ecuación MUSLE en SWAT .....	167

# 1. INTRODUCCIÓN

---

## 1.1 ANTECEDENTES

La erosión del suelo constituye uno de los problemas más acentuados en las regiones semiáridas. El clima, el suelo, la topografía y las actividades antropogénicas afectan la erosión del suelo. “La fragilidad y vulnerabilidad de los dominios semiáridos, la escasez de lluvia junto a las elevadas temperaturas, originan un entorno muy frágil que se caracteriza, sobre todo, por la debilidad de la cubierta vegetal y la erosionabilidad de los suelos” (López Bermúdez F. , et al., 1984). La pérdida de suelo ocasiona una disminución de su potencial biológico y productivo e incrementa el empobrecimiento y fragilización de los geoecosistemas (López Bermúdez y Romero Díaz, 1998). Sobre esto insistió la Estrategia Mundial para la Conservación de la Naturaleza, definida en Madrid en 1980. En ella se resaltó la singular importancia de los suelos como constitutivos de un sistema vital del que depende la mayor parte de la producción alimentaria no acuícola, siendo los bosques fundamentales, a estos efectos por sus influencias beneficiosas en el clima, el ciclo del agua, en los procesos de erosión y degradación física y biológica del suelo, en el control de las avenidas y en la calidad de las aguas (Conesa García y García Lorenzo, 2007).

En la mayor parte de la España mediterránea, particularmente, en el Sureste peninsular, la erosión hídrica constituye un problema ambiental endémico, y es la forma más común de degradación del suelo. Los episodios de lluvias torrenciales que siguen a los largos periodos de sequía característicos de estas zonas, promueven el transporte de los materiales erosionados, que en terrenos de agricultura intensiva, además contienen cantidades importantes de nutrientes que se descargan en los cuerpos de agua y provocan el deterioro de la calidad del agua, la deficiencia de oxígeno y la eutrofización.

Asimismo, existen factores socioeconómicos que influyen en la erosión del suelo, como el abandono de la tierra, la deforestación y la frecuencia de los incendios, y la intensificación de las prácticas agrícolas, la escasa rotación de cultivos, la creciente mecanización, el sobrepastoreo y la sobreexplotación (Conesa García y García Lorenzo, 2007) .

Para reducir o eliminar eficientemente las consecuencias de los procesos erosivos, es necesaria una mejor comprensión de los factores que influyen en la erosión del suelo y el transporte de contaminantes. La utilización de un modelo físico basado en Sistemas de Información Geográfica (SIG) permite visualizar estos factores y constituye una herramienta que puede ayudar a la toma de decisiones en el campo de la planificación ambiental y de los recursos naturales.

En la Sierra Minera de Cartagena las actividades mineras han producido numerosos impactos, directos e indirectos. Sus efectos negativos se han expandido a gran distancia de las zonas de explotaciones, mediante ramblas que posibilitan el transporte de sedimentos con altos contenidos de metales pesados, como el plomo, cobre o cinc hacia el Mar Menor donde desembocan (Fundación Sierra Minera, 2001).

Esta desembocadura, se trata de una laguna costera hipersalina y relativamente somera, en la que la contaminación representa un problema especialmente grave debido que a tanto su ribera como los humedales asociados conforman un ecosistema de excepcional valor biológico (Martínez Menchón , 2007). Se ha estimado unos 25 millones de toneladas el volumen de sedimentos de origen minero en el Mar Menor, con unas mayores concentraciones de metales pesados como plomo, cobre o cinc en la parte Sur de la laguna, más próxima a las ramblas que arrastran en sus avenidas los desechos mineros. Como consecuencia de estos vertidos, el contenido de metales pesados en los seres vivos que pueblan el Mar Menor puede ser muy elevado, en especial en aquellos que habitan en el fondo (Romero Díaz & García Fernández, 2007).

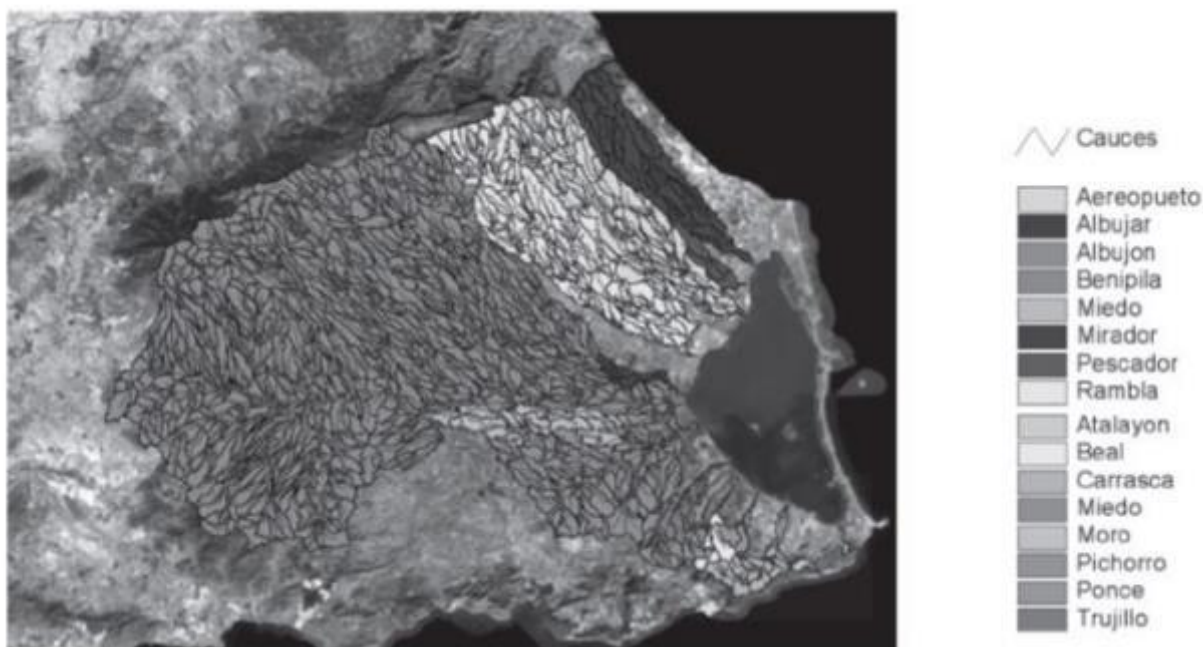


Figura 1. Principales ramblas del Campo de Cartagena que drenan al mar menor (Martínez Menchón , 2007)

La hidrología superficial de la zona también ha sufrido importantes modificaciones en las vertientes de cabecera de las ramblas y en las redes de drenaje. En consecuencia, se ha producido la alteración del trazado de las escorrentías y el aumento de la cantidad de materiales que transportan las aguas que se depositan en el cauce, en sus márgenes o en la desembocadura, acelerando el proceso de sedimentación. La escorrentía, a la vez que produce una erosión de los materiales, desencadena la formación de aguas ácidas con un alto poder corrosivo, agravado por el contenido de metales pesados, que conducen a la degradación de los sistemas acuáticos, eliminación de la vegetación, toxicidad de los suelos, pérdida de la capacidad agrícola e introducción de metales pesados en la cadena trófica.

Por otro lado, los cambios producidos en las actividades agrícolas que se desarrollan en el Campo de Cartagena, desde el inicio de su irrigación a finales de los años 70 y principio de los 80 con las aguas del trasvase Tajo-Segura, han causado un considerable aumento de la producción y del uso de abonos, fertilizantes y



plaguicidas. Una gran cantidad de nutrientes de esta área son arrastrados y transportados mediante las ramblas, poniendo en peligro la vida de los organismos y causando la eutrofización del cuerpo de agua donde desembocan. “El proceso de eutrofización causado por la entrada masiva de fósforo y nitrógeno es uno de los mayores problemas ambientales de las aguas costeras, especialmente en áreas con limitados cambios de agua” (Martínez Menchón , 2007).

Las grandes aportaciones de fertilizantes y abonos químicos, unido a la utilización de aguas de poca calidad para los regadíos, están provocando la salinización y casi esterilización de los suelos en que se cultiva.

Este estudio centra su interés en la rambla de Las Matildes que nace en Sierra Minera y desemboca en el Mar Menor. La sedimentación en el cauce de esta rambla contiene materiales procedentes de las actividades industriales de fundición para el beneficio de las menas minerales.

En épocas recientes esta rambla ha sido objeto de interés por parte de las autoridades de la Región de Murcia debido a la cantidad de sedimentos muy contaminados que son arrastrados a través de ella. La Confederación Hidrográfica del Segura, ha encargado trabajos de restauración ambiental para reducir los problemas de contaminación del Mar Menor. Estas actuaciones han consistido en la realización de diques y pozas en el cauce para el depósito de sedimentos a modo de trampa para evitar su transporte, así como el acondicionamiento de la rambla, la corrección del cauce mediante el arreglo de taludes deformados y protección con escollera. Además, se ha realizado la revegetación de las franjas laterales de la rambla y parte de la zona de servidumbre, dotándolo de plantaciones tanto arbóreas como arbustivas que mejoren su apariencia visual, para aminorar los efectos de la erosión ante las riadas, atenuar el efecto de arrastre de materiales contaminados y laminar las avenidas.

## **1.2 OBJETIVOS**

### **1.2.1 Objetivo general**

Cuantificar los procesos erosivos de pérdida de suelo en una cuenca semiárida gobernada por la acción hídrica mediante el uso de un modelo hidrológico con ayuda de herramientas SIG.

#### **1.2.1.1 Objetivos específicos**

Específicamente, este trabajo persigue:

- Uso de un modelo hidrológico continuo en el tiempo y de paso diario basado en herramientas SIG.
- Representar la fase terrestre del ciclo hidrológico.
- Estimar la erosión en la cuenca y obtener una representación espacial de las zonas con mayor pérdida de suelos.

## **2. COMPONENTES DEL CICLO HIDROLÓGICO**

---

El foco central de todo estudio hidrometeorológico es el ciclo hidrológico. El ciclo hidrológico no tiene principio ni fin y sus diversos procesos ocurren en forma continua. El agua se evapora desde los océanos y desde la superficie terrestre para volverse parte de la atmósfera; el vapor de agua se transporta y se eleva en la atmósfera hasta que se condensa y precipita sobre la superficie terrestre o los océanos; el agua precipitada puede ser interceptada por la vegetación, convertirse en flujo superficial sobre el suelo, infiltrarse en él, correr a través del suelo como flujo subsuperficial y descargar en los ríos como escorrentía superficial. La mayor parte del agua interceptada y de escorrentía superficial regresa a la atmósfera mediante la evaporación. El agua infiltrada puede percolar profundamente para recargar el agua subterránea de donde emerge en manantiales o se desliza hacia ríos para formar la escorrentía superficial, y finalmente fluye hacia el mar o se evapora en la atmósfera a medida que ciclo hidrológico continua. (Chow, Maidment, & Mays, 1994).

Es importante mencionar que, aunque el concepto de ciclo hidrológico parece sencillo, comprende fenómenos complejos e intrincados. No solo se trata de un ciclo global, sino que está compuesto por diversos ciclos interrelacionados de extensión continental, regional y local (Sakka, 2010).

### **2.1.1 Precipitación**

Desde el punto de vista hidrometeorológico, la precipitación es la fuente primaria del agua en la superficie terrestre, y sus mediciones forman el punto de partida de la mayor parte de los estudios concernientes al uso y control del agua (Aparicio, 1989). La precipitación incluye la lluvia, la nieve y otros procesos mediante los cuales el agua cae a la superficie terrestre, tales como granizo y nevisca. La cantidad de precipitación puede ser definida como el volumen total acumulado en un periodo de tiempo determinado, y presenta una gran variación en el espacio y el tiempo de

acuerdo con el patrón general de circulación atmosférica y patrones locales (Chow et al., 1994). Métodos sistemáticos de promediación, tales como los Polígonos de Thiessen y el método de las Isoyetas han sido desarrollados para tomar en consideración la variabilidad del espacio y obtener una representación de la precipitación areal a partir de valores de diferentes puntos de observación.

## **2.1.2 Evapotranspiración**

La pérdida de agua del sistema ocurre mediante dos procesos distintos. Por un lado, el agua escapa de la superficie terrestre por evaporación y por otro, mediante la transpiración de las plantas. La evaporación es el proceso por el cual el agua pasa del estado líquido en que se encuentra en una variedad de superficies, tales como lagos, ríos, caminos, suelos y la vegetación mojada, a estado gaseoso y se transfiere a la atmósfera. Los factores más influyentes en este proceso comprenden el aporte de energía para que se produzca el cambio del estado de las moléculas de agua del estado líquido al gaseoso y la fuerza impulsora para retirar el vapor fuera de la superficie de evaporación. Es decir, la radiación solar y en menor medida, la temperatura ambiente del aire y el viento (Aparicio, 1989; Allen et al., 2006).

La transpiración consiste en la vaporización del agua líquida contenida en los tejidos de la planta y su posterior remoción a la atmósfera. Esta agua, junto con algunos nutrientes, es absorbida por las raíces y transportada a través de la planta. La vaporización ocurre dentro de la hoja, en los espacios intercelulares, y el intercambio del vapor con la atmósfera es controlado por la abertura estomática. Al igual que la evaporación directa, la transpiración depende del aporte de energía, del gradiente de presión del vapor y de la velocidad del viento. Con lo cual, la radiación, la temperatura del aire, la humedad atmosférica y el viento también deben ser considerados en su determinación (Allen et al., 2006).

La evaporación y la transpiración ocurren simultáneamente y no hay una manera sencilla de distinguir entre estos dos procesos. La evapotranspiración es la

combinación de evaporación desde la superficie del suelo y la transpiración de la vegetación. Además de los factores dominantes en los citados procesos anteriores, se añade un tercero a tomar en cuenta, que es el aporte de humedad a la superficie de evaporación, lo que conlleva a distinguir entre la definición de evapotranspiración real y potencial. La evaporación envuelve un conjunto de procesos complejos, los cuales son influenciados por factores que dependen de las condiciones locales (uso y/o cobertura del suelo y variables meteorológicas). Comúnmente, la cantidad de evapotranspiración potencial es obtenida mediante el empleo de fórmulas empíricas tales como, Thornthwaite (1948), la fórmula de Penman (1948) y Penman-Montheih (1965) (Chow, 1994; Sakka, 2010).

### **2.1.3 Intercepción**

La porción de lluvia interceptada por la vegetación y la cubierta vegetal antes de alcanzar el suelo es lo que se conoce como interceptación. Estudios recientes han establecido que la interceptación puede jugar un papel muy importante en el balance hídrico de cuencas donde el componente aerodinámico del balance de energía está relacionado con la radiación neta. La humedad interceptada, almacenada en el dosel arbóreo, es el principal componente del ciclo hidrológico que escapa directamente a la atmósfera. En áreas con altas velocidades de viento, esta pérdida puede producirse rápidamente y en áreas donde la canopia permanece frecuentemente húmeda, la cantidad total interceptada y perdida por evaporación puede representar una proporción significativa de lluvia.

### **2.1.4 Infiltración**

La infiltración se refiere a la entrada del agua desde la superficie al perfil del suelo. Según Aparicio (1989), se define como el movimiento del agua, a través de la superficie del suelo y hacia adentro del mismo, producido por la acción de las fuerzas

gravitacionales e inerciales. Muchos factores influyen en la tasa de infiltración, incluyendo la condición de la superficie del suelo y su cubierta vegetal, las propiedades del suelo, tales como la porosidad y la conductividad hidráulica, y el contenido de humedad presente en el suelo (Chow et al., 1994), por tal razón, la infiltración es uno de los procesos del ciclo hidrológico más difícil de cuantificar.

### **2.1.5 Escorrentía**

La escorrentía se define como el agua proveniente de la precipitación que circula sobre o bajo la superficie terrestre y que llega a una corriente para finalmente ser drenada hasta la salida de la cuenca. Una vez que la precipitación alcanza la superficie del suelo, se infiltra hasta que las capas superiores del mismo se saturan. Posteriormente, se comienzan a llenar las depresiones del terreno y, al mismo tiempo, el agua comienza a escurrir sobre su superficie. El flujo sobre el terreno forma la escorrentía superficial. Una parte del agua de precipitación que se infiltra escurre cerca de la superficie del suelo y más o menos paralelamente a él. A esta parte de la escorrentía se le llama escorrentía subsuperficial; la otra parte, que se infiltra hasta niveles inferiores al freático, se denomina escorrentía subterránea. De los tres tipos de escorrentía, el superficial es el que llega más rápido a la salida de la cuenca y constituye la escorrentía directa (Aparicio, 1989).

### **2.1.6 Agua Subterránea**

El agua subterránea es la que se encuentra en la zona saturada del perfil del suelo, y se encuentra sometida a una presión mayor que la atmosférica. El agua subterránea se almacena en el acuífero principalmente mediante los fenómenos de infiltración/percolación. El flujo de agua subterránea es la que de manera más lenta llega a la salida de la cuenca, de modo el tiempo que el agua permanece en el acuífero puede variar de unas horas a varios años.

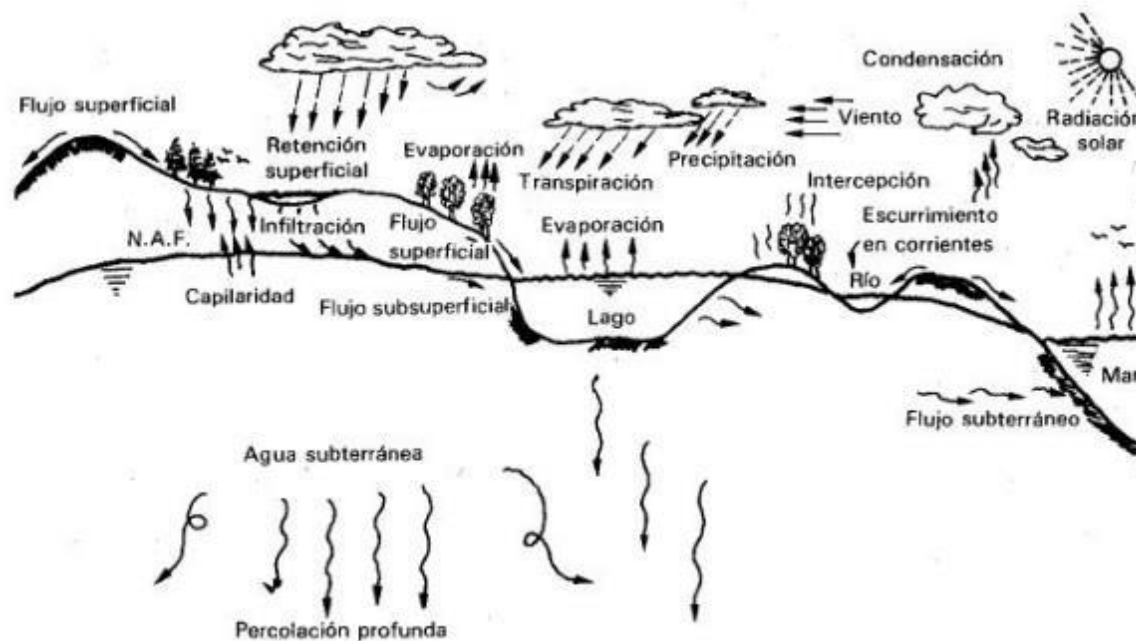


Figura 2. Componentes del ciclo hidrológico (Aparicio, 1992).

## 2.2 EROSIÓN HÍDRICA

La degradación del suelo a consecuencia de la erosión es conocido internacionalmente como un problema muy importante por su impacto ambiental y socioeconómico. Existe una relación directa entre las técnicas de uso del suelo y las tasas de erosión ocasionadas por la acción del agua y del viento.

Los principales procesos de degradación alrededor del mundo incluyen efectos tanto en el sitio como fuera del mismo.

Ejemplos de los efectos que causa la erosión “en el sitio” son pérdida de la funcionalidad del suelo de los ecosistemas amenazando la sostenibilidad a largo plazo de la producción agrícola, degradación del medio ambiente y aumento de la pobreza. En cuanto a los efectos “fuera del sitio” se pueden mencionar las inundaciones, contaminación de las aguas superficiales y la sedimentación de embalses (Poessen , 2017).

Kinell (2005), define la erosión como un proceso que implica “(...) el desprendimiento de materiales de la superficie del suelo, el transporte y posterior deposición de estos lejos del lugar de desagregación”. La erosión es el transporte de sedimentos de suelos de un lugar a otro a causa de:

- Agentes naturales erosivos: el agua (hielo), el viento y la gravedad.
- Actividades biológicas de los organismos que viven sobre el suelo.
- Actividades antropogénicas: labranza, nivelación de terrenos, cosecha de cultivos, construcciones, etc.

La erosión hídrica ocurre cuando las partículas individuales de suelo son desprendidas, transportadas y posteriormente depositadas en la superficie del suelo.

### **2.2.1.1 Causas erosión hídrica**

El clima, especialmente la lluvia, es agente primario causante de la erosión hídrica. No solo es el factor principal, sino que también es la principal fuente de escorrentía superficial. La erosividad de la lluvia depende de la intensidad y duración del evento, así como de la masa, diámetro y velocidad de las gotas de lluvia.

Por otra parte, las propiedades del suelo determinan fuertemente la capacidad de infiltración y almacenamiento del suelo y, en consecuencia, su respuesta ante eventos de lluvia. Una baja capacidad de infiltración o de almacenamiento conlleva un exceso de escorrentía superficial que puede inducir la erosión del suelo.

Podría decirse que las actividades humanas se han convertido en el factor más importante causante de la erosión hídrica en lugares y tiempos modernos, especialmente en aquellos en que se observa un gran incremento de la población y rápidos avances tecnológicos.



### **2.2.1.2 Tipos de erosión hídrica**

Las formas más comunes de erosión hídrica son: erosión por salpicadura, laminar, en surcos, en zanjas o cárcavas, erosión en cauces y movimientos en masas (remoción en masas)

#### **a. Erosión laminar**

La erosión laminar, es la producida por el impacto de la lluvia sobre el suelo. Primero se produce el rompimiento de los agregados del suelo y su dispersión debido a la energía cinética de la gota de agua que cae en el suelo. Las partículas desalojadas pueden ser movidas o no por la acción de la esorrentía. Algunas quedan retenidas por la vegetación y otras se depositan en la superficie del suelo. Como agente erosivo, la erosión laminar es un proceso sutil pero serio que puede ser imperceptible en el paisaje. No obstante, la descoloración de la superficie del suelo puede ser una clave de que la erosión laminar ha removido la capa vegetal.

#### **b. Erosión en surcos**

La erosión en surcos ocurre cuando la esorrentía superficial empieza a concentrarse en pequeños canales. Los surcos se desarrollan cuando el agua superficial se concentra en depresiones y puntos bajos en praderas y campos provocando incisiones en la superficie y causando su erosión. Estos surcos son como líneas superficiales de drenaje o pequeños canales que pueden tener hasta 30 cm de profundidad y 50 cm de ancho. A diferencia de la erosión laminar, la erosión en surcos es perceptible y es el tipo de erosión más común en tierras cultivadas, especialmente en tierras sobrepastoreadas, y suelos recién labrados donde la estructura del suelo se encuentra debilitada por el arado.

Los surcos pueden ser removidos con el arado, pero aquellos que no, son conocidos como cárcavas. Dicho de otro modo, la forma avanzada de un surco es el estadio inicial de la formación de una cárcava.

c. Erosión en cárcavas

La erosión en cárcavas se inicia cuando la profundidad y la anchura del surco supera los 50 cm. Ocurre cuando la escorrentía se concentra y el flujo es suficientemente fuerte para desprender y movilizar las partículas del suelo. Las cárcavas pueden transportar grandes cantidades de sedimentos que se descargan aguas abajo y se depositan en los cuerpos de agua superficiales.

d. Erosión en cauces

La erosión en cauces se produce cuando la tensión de arrastre o tractiva de la corriente de agua supera la resistencia de los materiales que conforman el lecho o las márgenes del cauce. Este tipo de erosión es un fenómeno íntimamente ligado a la torrencialidad de las cuencas hidrográficas, caracterizada por su régimen pluviométrico e hidrológico, su geomorfología y los fenómenos de erosión que se producen en sus laderas.

Además de la pérdida de tierras fértiles y los efectos negativos sobre los ecosistemas provocados por este tipo de erosión, puede ocasionar importantes daños materiales e incluso personales cuando se asocia a episodios torrenciales de gran intensidad.

e. Movimientos en masas (Erosión de profundidad)

Esta representa la mayor forma de erosión hídrica y puede producirse de diferentes maneras. Son mecanismos de erosión, transporte y deposición que se producen por la inestabilidad gravitacional del terreno. Su interrelación con otros mecanismos de erosión es muy intensa, en particular, en áreas montañosas que junto a con la hidrodinámica torrencial configuran el principal proceso erosivo de las laderas.

Fuera de las cuencas torrenciales, también es importante su aportación a la dinámica erosiva, siendo con frecuencia precursores de acaravamientos y erosiones laminares.

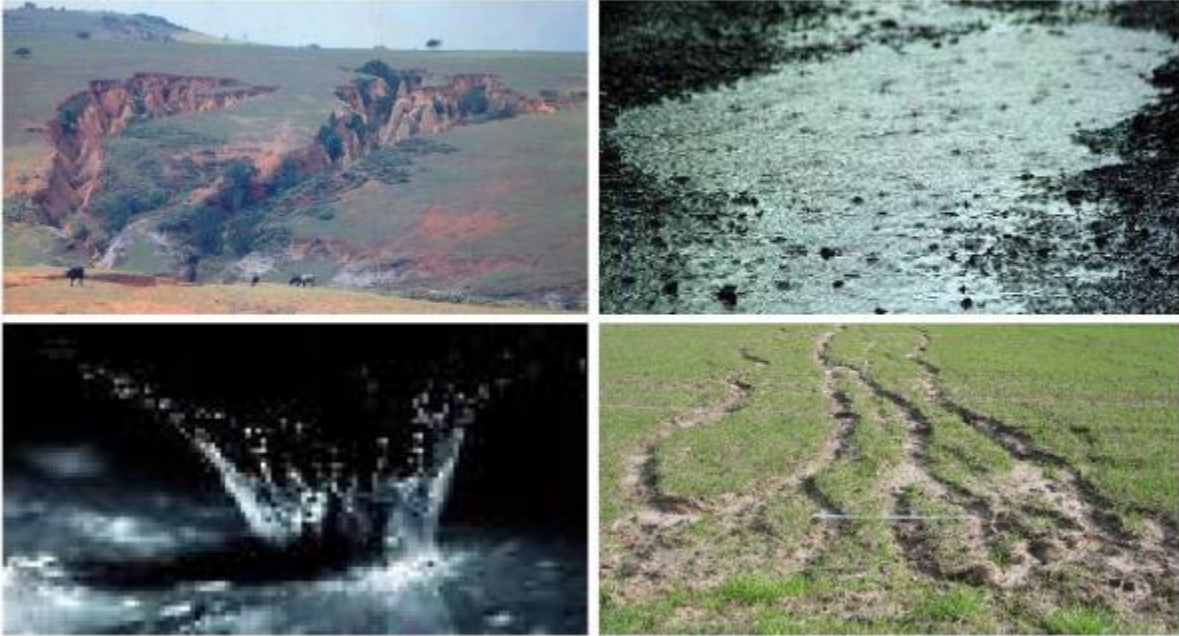


Figura 3. Tipos de erosión hídrica. Esq. superior izquierda: erosión en cárcavas; esq. superior derecha: erosión laminar; esq. inf. der.: erosión por salpicadura; esq. inf. derecha: erosión en surcos.

Fuente: <http://www.recare-hub.eu/soil-threats/soil-erosion>

## 2.3 TRANSPORTE DE CONTAMINANTES

### 2.3.1.1 TRANSPORTE DE NUTRIENTES

Nutrientes como el nitrógeno y el fósforo son un gran problema que amenazan la calidad del agua. La descarga de estos provoca la aparición de algas tóxicas, deficiencia de oxígeno, muerte de peces y eutrofización de la red de ríos y lagos. La intensificación de las actividades agrícolas ha sido claramente identificada como el mayor contribuyente de fuentes no puntuales de contaminación de los recursos de agua (Wu et al., 2017). A diferencia de las fuentes puntuales de contaminación, la

descarga de nutrientes es difícil de cuantificar y controlar debido a su distribución heterogénea y a que se derivan de una gran variedad de fuentes difusas.

Los procesos de transporte de nutrientes son complejos, ya que son controlados por una variedad de fuerzas naturales y antropogénicas, así como la hidrología, el clima, la geología y las características y usos del suelo (Chiogna y Disse, 2015).

### **2.3.1.2 Ciclo del Nitrógeno**

El nitrógeno se encuentra ubicuo en el ambiente. Es uno de los nutrientes más importantes y requerido por todos los organismos vivos ya que es necesario para producir un número de moléculas orgánicas complejas tales como aminoácidos, proteínas y ácidos nucleicos. Además, representa el fertilizante mineral más aplicado en la agricultura porque el contenido del mismo en el suelo es por lo general, inadecuado para una producción agrícola óptima.

Las fuentes principales de nitrógeno en el medio ambiente son la atmósfera, donde existe en forma de gas  $N_2$  y en la materia orgánica (humus, residuos de vegetación y organismos muertos, estiércol, etc.) que contiene grandes cantidades de nutrientes.

El nitrógeno puede encontrarse disuelto en el agua del suelo o contenido en la fracción coloidal y de este modo está disponible para la absorción de las plantas. Más importante aún, el nitrógeno en la atmósfera puede fijarse naturalmente en el suelo a través de la acción bacteriana. Otra fuente de aporte de nitrógeno al suelo es la humedad y la deposición atmosférica. Cuando mueren las plantas, el nitrógeno regresa al suelo y en menor cantidad a la atmósfera completando así el ciclo del nitrógeno.

El ciclo del nitrógeno es un sistema dinámico que incluye el agua, la atmósfera y el suelo. Las plantas requieren de nitrógeno mucho más que cualquier otro elemento esencial, a excepción del carbono, oxígeno e hidrógeno.

### **2.3.1.2.1 Formas del nitrógeno en el suelo**

El 90-95% del nitrógeno total del suelo se encuentra en forma orgánica, de modo que no es directamente asimilable por las plantas. Para ser absorbido debe transformarse en sus formas inorgánicas en un proceso denominado mineralización.

A su vez, el nitrógeno mineral del suelo se encuentra en forma de amonio  $\text{NH}_4^+$ , y de nitrato  $\text{NO}_3^-$ . Ambas formas son asimilables por las plantas, pero la mayor parte del nitrógeno es absorbido en forma de nitrato.

El amonio se encuentra en el suelo adsorbido en el complejo de cambio, fijado en las redes cristalinas de determinadas arcillas o en la solución del suelo.

El nitrato, se encuentra libre en la solución del suelo y es asimilado por las plantas y los microorganismos. Por efecto de la pluviometría o por el exceso de riego puede ser arrastrado a horizontes profundos del suelo. La cantidad de nitrato que puede ser lixiviado depende de la intensidad de las lluvias, de la dosis de riego, de la capacidad de retención de humedad del suelo, del estado vegetativo del cultivo y de las características del sistema radicular.

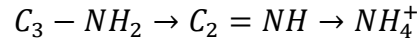
### **2.3.1.2.2 Procesos de transformación del nitrógeno**

Las transformaciones y flujos de nitrógeno en el medio ambiente forman el denominado ciclo del nitrógeno. Estas transformaciones son consideradas mecanismos de entrada o ganancia de nitrógeno.

- Mineralización

La mineralización se conoce comúnmente como la transformación de nitrógeno orgánico en nitrógeno inorgánico, ya sea en forma de amonio ( $\text{NH}_4^+$ ) o nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ). Los microorganismos del suelo utilizan la materia orgánica para tomar la energía que necesitan para vivir. Durante este proceso se liberan nutrientes para las plantas como

nitrógeno, fósforo y potasio. El nitrógeno orgánico, es transformado en amonio y este proceso es conocido como mineralización de la materia orgánica.



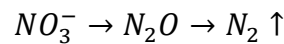
- Nitrificación

La nitrificación incluye un proceso que se divide en tres etapas. En la primera, las bacterias transforman el nitrógeno en forma de amonio ( $NH_4^+$ ) por lo que pueden ser absorbidos por las raíces de las plantas. En la segunda etapa el amonio se oxida y se forma nitrito ( $NO_2^-$ ). En la tercera mediante oxidación se forma nitrato ( $NO_3^-$ ).



- Desnitrificación

La desnitrificación devuelve el oxígeno a la atmósfera por la acción de bacterias reductoras que actúan bajo condiciones anaeróbicas. En condiciones de escasez de oxígeno, determinados microorganismos reducen el nitrato al NO,  $N_2O$  y  $N_2$ . La desnitrificación está ligada a la cantidad de oxígeno presente en el suelo, el pH y la temperatura.



- Inmovilización

Se denomina inmovilización, al proceso opuesto a la mineralización. Es la transformación de N inorgánico ( $NH_4^+$ ,  $NO_2^-$ ,  $NO_3^-$ ) del suelo en N orgánico, realizada por los microorganismos cuando absorben N mineral y lo transforman en el N constituyente de sus células y tejidos. Este proceso está afectado, al igual que la mineralización por la humedad, pH, aireación, entre otros.

- Fijación

La fijación del nitrógeno es llevada a cabo por las bacterias en el suelo capaces de fijar el nitrógeno atmosférico ( $N_2$ ) incorporándolo a su organismo y depositándolo en el suelo una vez muertos.

### **2.3.1.2.3 Transporte de Nitrógeno**

Follet (1995) plantea que el movimiento del nitrógeno a través del agua superficial ocurre principalmente a causa de la erosión hídrica. El nitrógeno en forma de amonio ( $\text{NH}_4^+$ ) es absorbido por las arcillas y sedimentos finos o la materia orgánica y se encuentra en su forma orgánica en esta última. El nitrógeno que degrada el agua superficial es principalmente transportado en la materia orgánica como nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ), completamente soluble en agua. Por efecto de la pluviometría o por el exceso de riego puede ser arrastrado a horizontes profundos del suelo. La cantidad de nitrato que puede ser lixiviado depende de la intensidad de las lluvias, la dosis de riego, de la capacidad de retención de la humedad, del estado vegetativo del cultivo y de las características del sistema radicular.

### **2.3.1.3 Fósforo**

El fósforo (P) es un elemento esencial para el crecimiento de las plantas. Sin embargo, la no disponibilidad del fósforo en el suelo para ser absorbido por el cultivo requiere la aplicación de fósforo como fertilizantes o estiércol para lograr los objetivos de rendimiento agrícola deseados. El fósforo no es directamente tóxico, pero la continua aplicación del mismo en las tierras cultivables y su consecuente desplazamiento hacia los cuerpos de agua superficiales mediante la escorrentía puede acelerar la eutrofización. Los elevados niveles de nutrientes en los mismos pueden causar una producción anormal de algas y plantas acuáticas. La eventual descomposición de enormes cantidades de materia orgánica disminuye el contenido de oxígeno disuelto de las aguas superficiales dando como resultado la muerte de peces y otros organismos acuáticos.

A pesar de que el nitrógeno (N) y el carbono (C) están también asociados con el aceleramiento de la eutrofización (Sharpley, 1995), muchos estudios se han enfocado en el fósforo (Randall, et al., 2002) y su control es de primordial importancia para reducirla.

### **2.3.1.3.1 Formas del fósforo (P) en el suelo**

El fósforo de la solución del suelo está en equilibrio con las diversas fracciones y formas en las que está presente en el suelo.

#### **a. Fijación**

Es la reacción de formas solubles con compuestos orgánicos e inorgánicos para dar lugar a formas insolubles de fósforo, al menos en el corto plazo. En este proceso influye de manera determinante el pH. La fijación puede producirse de las siguientes formas:

- Adsorción en las arcillas: intercambio con grupos hidroxilo asociados o no al Fe y Al.
- Precipitación en compuestos de Fe y Al.
- Precipitación en suelos calizos: fosfatos bicálcicos y tricálcicos.
- Ligado a la materia orgánica (humofosfatos)

#### **b. Mineralización**

Por acción de microorganismos del suelo, las moléculas orgánicas que contienen fósforos son capaces de liberar ácido fosfórico. La cantidad del fósforo mineralizado depende de la humedad, pH, C/P.

#### **c. Solubilización**

El proceso de absorción de las plantas del fósforo soluble en la solución del suelo pone en marcha la reacción de equilibrio que está relacionada con la capacidad de adsorción del suelo. El proceso de solubilización, fósforo en solución-fósforo adsorbido, depende de la capacidad de cada suelo.

#### **d. Inmovilización**

El fósforo, al igual que el nitrógeno, es utilizado por los microorganismos del suelo para formar su propio protoplasma y compite así con las plantas. La cantidad de fósforo mineral que pasa a orgánico es pequeña y además temporal, ya que el fósforo



contenido en los microorganismos se incorpora de manera rápida al suelo tras su muerte.

### **2.3.1.3.2 Factores de transporte del fósforo**

Según Randall et al. (2002), los principales factores que afectan el transporte del fósforo son la erosión y la escorrentía. Como el fósforo es atrapado por los materiales del suelo, la erosión determina el movimiento del fósforo particulado en el terreno. Las fuentes de fósforo en cauces incluyen la superficie erosionable del suelo, riberas, lechos y desechos de vegetación. Por lo tanto, el control de la erosión es de primordial importancia para minimizar el transporte del fósforo especialmente en terrenos cultivados. En terrenos con cubiertos con vegetación permanente la principal fuente de sedimentos proviene de la erosión de las riberas de los cauces. Este sedimento tendrá características similares al material parental del subsuelo, el cual presenta a menudo, bajo contenido de fósforo.

La contribución del material erosionado al incremento del contenido de fósforo en las masas de agua es compleja. En primer lugar, parte del sedimento erosionado de los terrenos, será depositado en depresiones, zonas ribereñas, etc. Con lo cual, el sedimento que se descarga en los cuerpos de agua es solo una porción del sedimento erosionado. En segundo lugar, durante el movimiento de los sedimentos, las partículas más pequeñas (la fracción fina) de material es transportado de forma preferencial mientras que las partículas más grandes tienden a asentarse.

El transporte del fósforo disuelto es iniciado por la desorción, disolución y extracción del fósforo del suelo y material vegetal (Sharpley, 1995). La escorrentía que transcurre tanto superficial como subsuperficialmente, puede contener concentraciones significativas de fósforo disuelto. A medida que la lluvia o la nieve derretida se mueve a través de la superficie del suelo, el agua interactúa con una fina capa del mismo (1 a 5 cm). Durante este proceso, el fósforo es extraído del suelo y los restos de vegetación y se disuelve en la escorrentía.

Las concentraciones de fósforo disuelto en el flujo subsuperficial son bajas ya que los subsuelos deficientes en fósforo absorben y adsorben gran parte del fósforo soluble contenido en el agua percolando a través del perfil del suelo. Es por esto que la eutrofización acelerada de las aguas superficiales por fósforo se asocia principalmente con el flujo superficial (Randall, et al., 2002).

### **2.3.2 TRANSPORTE DE METALES PESADOS**

La contaminación de suelos y aguas por metales pesados es un problema a escala mundial debido a las numerosas actividades antropogénicas que generan gran cantidad de metales que cuando se acumulan en la superficie del suelo pueden llegar a alcanzar concentraciones tóxicas para las plantas, las personas y la vida acuática. De igual modo, el subsuelo puede llegar a contaminarse por metales debido a la lixiviación de los mismos, que incluso pueden alcanzar aguas subterráneas y contaminar fuentes de agua potable (Carmona Garcés, 2012).

Las actividades como la minería han incrementado la prevalencia y ocurrencia de la contaminación por metales pesados en la superficie terrestre. Especialmente, las explotaciones mineras a cielo abierto han causado un grave impacto en el suelo y cursos de aguas, generando millones de toneladas de residuos ricos en sulfuros. En general, los suelos mineros son deficientes a nivel mecánico, físico, químico y biológico. Se caracterizan por su gran inestabilidad y cohesión limitada, con baja composición de nutrientes, escasa materia orgánica y altos niveles de metales pesados (Rodríguez, Alonso Azcárate, & Rincón, 2009).

Las fuentes de emisión de metales pesados no se limitan exclusivamente a la actividad minera. En los sistemas de producción agrícola, la contaminación del suelo por metales pesados está principalmente relacionada a la aplicación y acumulación de estos elementos a través de las repetidas aplicaciones de químicos ricos en metales como los fungicidas, fertilizantes químicos y biosólidos. Los suelos sometidos a estas prácticas muestran una alta concentración de metales que consecuentemente

incrementan la concentración de los mismos en la escorrentía (He, Yang, & Stofella, 2005).

La movilidad de los metales pesados no solo depende de la concentración total en el suelo, sino también de las propiedades del suelo, de los metales y de los factores ambientales. Los metales pesados se pueden encontrar en forma soluble, asociados a carbonatos y en formas residuales (He et al., 2005).

De acuerdo con García y Dorronson (2005) los metales pesados incorporados al suelo pueden seguir diferentes vías, tales como:

- Quedar retenidos en el suelo, ya sea disueltos en la solución del suelo o fijados por procesos de adsorción, complejación y precipitación.
- Ser absorbidos por las plantas y así incorporares a la cadena trófica.
- Pasar al a atmósfera por volatilización.
- Pueden movilizarse a las aguas superficiales y subterráneas.

Por otro lado, existen cuatro (4) posibles escenarios que pueden potenciar su transporte (Puls et al., 1991),

- La facilidad de transporte de la partícula debida a la asociación del metal con las partículas de tamaño coloidal.
- Por la formación de complejos orgánicos e inorgánicos del metal que no son absorbidos en la superficie sólida del suelo.
- Por competencia con otros constituyentes, orgánicos e inorgánicos por los lugares de absorción.
- Por la complejación orgánica del metal, donde los ligandos orgánicos disueltos mantienen el metal en la solución.

## 2.4 MODELOS HIDROLÓGICOS A ESCALA DE CUENCA

Entender la hidrología de una cuenca y modelar los diferentes procesos que ocurren en ella son muy importantes para evaluar el bienestar ambiental y económico de la cuenca (Kumar, 2011). Los nuevos desafíos en la evaluación de los recursos hídricos demandan nuevos enfoques y herramientas como el uso de modelos hidrológicos, los cuales pueden servir para asistir a los administradores en la predicción, planeamiento y manejo de cuencas en vista del incremento de la demanda de agua y los impactos producidos por el cambio climático.

La modelación hidrológica es una tarea difícil de ejecutar de manera precisa en términos de tiempo, espacio y volumen debido a su gran complejidad y la cantidad de los factores involucrados (Palazón & Navas, 2016). Por tanto, el uso de modelos permite el ahorro de tiempo y dinero debido a su capacidad de realizar simulaciones a largo plazo de los procesos de las cuencas y actividades sobre la cantidad y calidad del agua y del suelo (Kumar, 2011).

En las últimas décadas, han sido desarrollados muchos modelos hidrológicos a escala de cuenca y modelos para la calidad del agua tales como HSPF (Hydrological Simulation Program-FORTRAN), HEC-HMS (Hydrologic Modeling System), AGNPS (Agricultural Non-Point Source), entre otros. Kumar (2011), afirma que a pesar de que estos modelos son muy útiles, por lo general están limitados en muchos aspectos de la modelización, como escala inapropiada, incapacidad para realizar simulaciones de tiempo continuo, máximo número de subcuencas inadecuado y la capacidad de caracterizar la cuenca espacialmente con un nivel de detalle aceptable.

Un modelo de cuenca simula los procesos hidrológicos con un enfoque holístico mayor en comparación con otros, que se centran principalmente en procesos individuales o procesos múltiples en una escala de campo relativamente pequeña sin incorporar toda el área de la cuenca (Daniel et al., 2011). Estos modelos pueden ofrecer un marco científico sólido para el análisis de las cuencas hidrográficas y proporcionar información confiable sobre el comportamiento del sistema (Kumar, 2011).

## **2.5 ESTADO DEL ARTE EN CUANTO A LA APLICACIÓN DEL SOIL AND WATER ASSESSMENT TOOL (SWAT)**

El Soil and Water Assessment Tool (SWAT), desarrollado por el Servicio de Investigación Agrícola del Departamento de Agricultura de los Estados Unidos (USDA-ARS) (Arnold et al., 1998), es un modelo a escala de cuenca que permite simular la hidrología, calidad del agua y el manejo de cuencas. El modelo ha sido actualizado continuamente en respuesta a los avances tecnológicos, mejorando sus capacidades para facilitar su aplicación en todo el mundo (Tuppad, Douglas-Mankin, Lee, Srinivasan, & Arnold, 2011). Asimismo, los componentes hidrológicos del SWAT han sido desarrollados y validados en diversos estudios en un intento de abordar diferentes cuestiones hidrológicas y ambientales.

La mayoría de los estudios realizados con el modelo SWAT han sido promovidos por diversos organismos gubernamentales motivados por la necesidad de cuantificar, evaluar y predecir los impactos que las actividades humanas tales como la agricultura intensiva, los cambios en el uso y/o cobertura del suelo producen sobre los recursos hídricos y ecosistemas y los efectos del cambio climático bajo distintos escenarios. Además, se han analizado una gran variedad de cuencas con distintas características topográficas y climáticas y con diferentes escalas espaciotemporales en los Estados Unidos, Europa, Asia y África. Numerosas investigaciones han demostrado resultados satisfactorios cuando el modelo es aplicado a cuencas con climas distintos y condiciones geográficas variables (Hanh Nguyen, Recknagel, Meyer, & Frizenschaf, 2017).

A pesar del auge en la implementación del modelo SWAT, a la fecha, la mayoría de las aplicaciones se concentran en Estados Unidos, China y unos pocos países europeos, que, por lo general, disponen de datos meteorológicos e hidrológicos confiables (ver tabla 1).

En el presente trabajo de fin de máster se han analizado cincuenta (50) artículos publicados por la revista Water. Las principales aplicaciones que se han dado al modelo consisten en la evaluación hidrológica de la cuenca, impactos del cambio climático, transporte de sedimentos, transporte de contaminantes, calibración y validación del modelo y evaluación de las Mejores Prácticas de Manejo

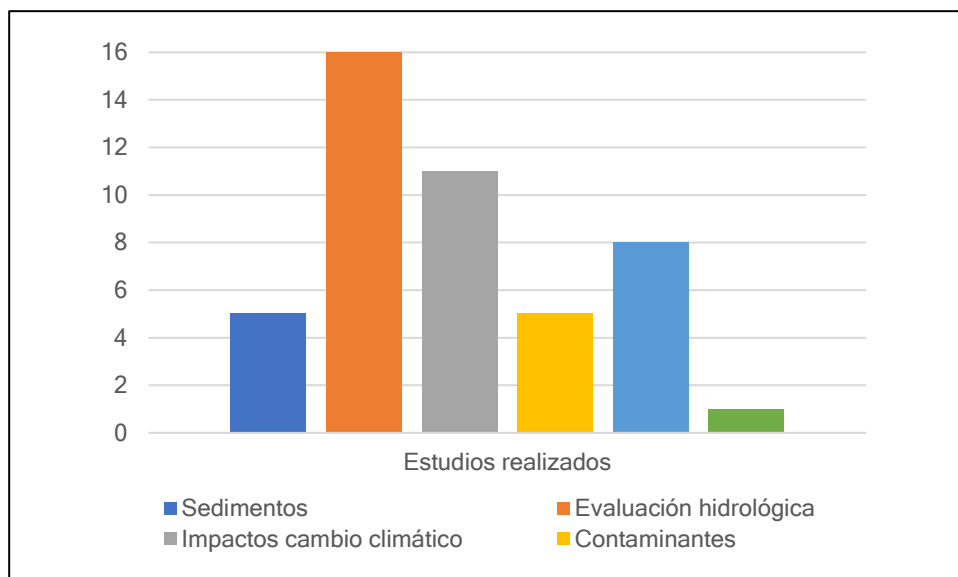


Figura 4, Principales aplicaciones y/o usos del modelo SWAT. Fuente: Elaboración Propia.

Tabla 1. Usos del SWAT y países donde han sido aplicados (basado en los artículos revisados)

<i>Uso SWAT</i>	<i>Localización</i>
Sedimentos	EE UU, Brasil, España, Corea del Sur, Algeria, China
Evaluación hidrológica	China, Corea del Sur, Tailandia, Vietnam, España
Impactos cambio climático	China, España, Polonia, Corea del Sur, Tailandia, Vietnam, Benín
Contaminantes	Europa, EE UU y China
Calibración/validación	Australia, África, China, Polonia, EE UU, Vietnam
Mejores Prácticas de Manejo (MPM)	EE UU

## 2.5.1 Evaluación hidrológica

La simulación del balance hidrológico de las cuencas es fundamental para todas las aplicaciones de cuencas independientemente del enfoque de análisis. Estas aplicaciones presentan en su mayoría algún tipo de calibración hidrológica estadística y/o gráfica, especialmente para caudales, y muchos de estos también presentan la validación de resultados (Gassman et al., 2007) (ver tablas 2-8).

En términos de calibración y validación de los modelos SWAT, no hay un único criterio para evaluar el desempeño del modelo. Moriasi et al. (2007) recomiendan el coeficiente de eficiencia de Nash Sutcliffe (NSE), el coeficiente de determinación ( $R^2$ ) y porcentaje BIAS como criterios de evaluación para medir el nivel desempeño del modelo. Nash-Sutcliffe (NSE) se ha utilizado frecuentemente para la optimización del modelo comparado con otras métricas (Wangpimool et al., 2017) y ha sido implementado ampliamente como principal medida estadística en el campo de la modelización de cuencas. Este criterio describe la capacidad predictiva del modelo y adopta valores menos o iguales a uno, correspondiendo la unidad al perfecto ajuste entre los datos simulados y los observados. Está definido por la expresión:

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{t=1}^N (Q_{o(t)} - Q_{s(t)})^2}{\sum_{t=1}^N ((Q_{o(t)} - \bar{Q}_0)^2)} \quad (2.1)$$

Donde  $Q_{o(t)}$  y  $Q_{s(t)}$  son los datos observados y simulados en un día  $t$ , respectivamente y  $\bar{Q}_0$  es el promedio de los datos observados (ver Tabla 2).

De acuerdo con este coeficiente, la mayor parte de las cuencas cuyos datos de caudal fueron calibrados y validados mostraron un nivel de desempeño muy bueno o bueno (ver fig. 5 y 6).

Tabla 2. Criterios de evaluación del coeficiente de Nash-Sutcliffe

<i>DESEMPEÑO</i>	<i>NSE</i>
Muy bueno	$0.75 < NSE \leq 1.00$
Bueno	$0.65 < NSE \leq 0.75$
Satisfactorio	$0.5 < NSE \leq 0.65$
Insatisfactorio	$NSE \leq 0.5$

## 2.5.2 Estudios sobre los efectos del impacto climático

Tal como se muestra en la figura, la mayor parte de los estudios revisados se han enfocado en realizar una evaluación hidrológica de las cuencas. No obstante, en años recientes, el modelo se ha implementado cada vez más en la evaluación de los impactos del cambio climático (Jin, Zhu, Zhao, & Zhang, 2016) ya que estos se han convertido en una preocupación muy pertinente, tanto en el sector hídrico como el agrícola. El modelo SWAT ofrece opciones flexibles crear distintos escenarios de cambio climático lo que permite evaluar y responder rápidamente una amplia gama de factores que podrían afectar sus sistemas (Sakka, 2010).

Bossa et al. (2014) investigaron como el cambio climático impacta en la degradación del suelo y el agua a diferentes escalas espaciales en Benín (África). En Polonia, Marcinkowski et al. (2017), han predicho los efectos del cambio climático proyectado, en la cantidad y calidad del agua para dos períodos futuros en dos cuencas con características climáticas completamente distintas.

Por otro lado, China, país líder en emisiones y principal contribuyente al cambio climático (Fresneda, 2015), ha realizado diversos estudios en este ámbito utilizando el modelo SWAT. Un ejemplo de ello lo constituye el estudio realizado por Li et al. (2017) en una de las áreas más sensibles al cambio climático, la cuenca del río Songhua, en la que han investigado cuales son los cambios y tendencias futuras en la precipitación y la temperatura en la cuenca y han explorado la respuesta de la escorrentía en las proyecciones climáticas futuras. En la cuenca del río Xiyang, localizada en una región árida de China, se han evaluado cuantitativamente los



impactos del cambio climático y cambios en el uso y cobertura del suelo en el caudal de la cuenca.

### **2.5.3 Estudios enfocados al transporte de sedimentos y contaminantes**

En cuanto al transporte de contaminantes, en China, se ha simulado la hidrología y el transporte de nutrientes en un distrito de riego, el cual está dominado por un clima árido, alta evaporación potencial y cultivos de girasol, trigo y maíz, por lo que se han evaluado los parámetros que afectan los procesos de flujo y transporte de nutrientes y se han explorado escenarios alternativos de su manejo (Wu, Zhao, Pen, & Green, 2017). Udias et al. (2016), exploraron los beneficios potenciales en la búsqueda de soluciones rentables para reducir la contaminación por nitrato en la cuenca del segundo río más grande de Europa, el Danubio con un área de 132,000 km<sup>2</sup>, identificando estrategias para la reducción este contaminante.

Se han realizado varias aplicaciones del SWAT para explorar la carga de sedimentos de las cuencas. Yen et al. (2017), evaluaron el desempeño de los respectivos métodos de transporte en la predicción del flujo y de los sedimentos en SWAT y cuantificaron la incertidumbre asociada con estos métodos en la cuenca de Arroyo Colorados en los EE. UU., en una región semiárida. En la cuenca del río Corbeira, España, se han evaluado los efectos de los posibles cambios en temperatura, precipitación y concentración de dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) en el sedimento en suspensión (Rodríguez Blanco et al., 2016). En Corea del Sur, Moon et al. (2016), han realizado la predicción de la carga de sedimentos a largo plazo en la cuenca del embalse de Hapcheon, obteniendo resultados muy satisfactorios de acuerdo con los indicadores estadísticos recomendados por Moriasi et al. (2007).

## 2.5.4 Otros estudios

Dado que uno de los retos de la modelización hidrológica de cuencas es la obtención de datos confiables de clima, los cuales son generalmente uno de los factores más importantes de los modelos de cuenca (Sidike et al., 2016), estudios llevados a cabo por Kim et al. (2015) tenían el objetivo de recuperar los datos faltantes de la cuenca de Taehwa en Corea del Sur. Gitau & Chaubey (2010), evaluaron los métodos de regionalización como herramientas para desarrollar parámetros del SWAT para que el modelo pueda ser aplicado en cuencas no aforadas con cierto grado de confianza en los Estados Unidos.

El modelo también ha sido comparado con otros modelos (Kim, et al., 2005) y se ha modificado para la simulación y operación de una cuenca con múltiples embalses mediante el algoritmo HDDS-S (Heuristic Dynamically Dimensioned Search with Sensitive Information) por Chu et al. (2015).

Estos son solo algunos ejemplos de los alcances del modelo SWAT, pero existen muchos estudios con importantes matices que no han sido abordados en esta revisión. Queda claro, que el modelo SWAT es muy versátil y ofrece una amplia gama de posibilidades en su aplicación.

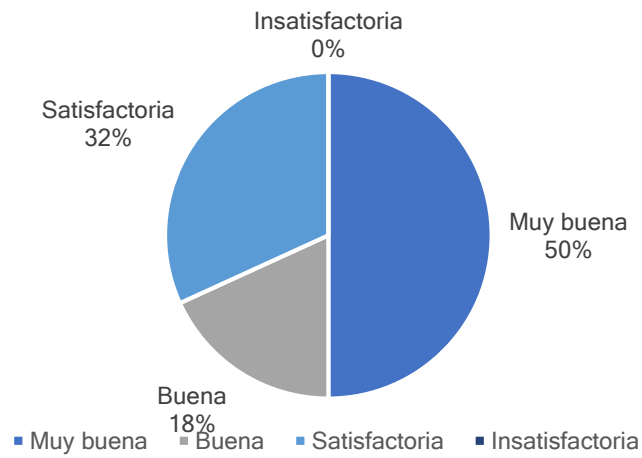


Figura 6. Desempeño del modelo durante la calibración del caudal mediante el coeficiente de Nash-Sutcliffe

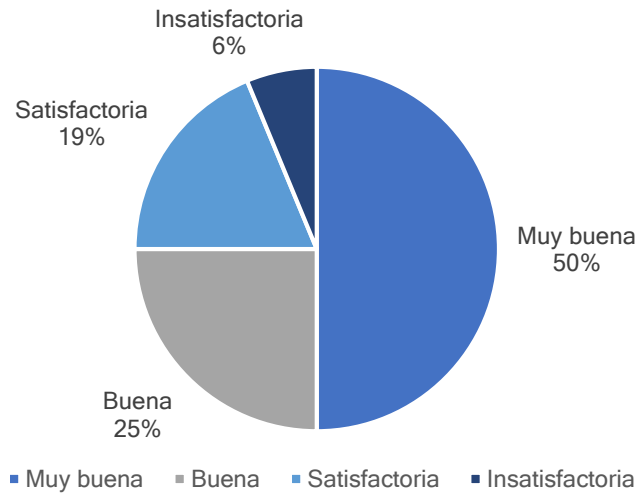


Figura 5. Desempeño del modelo durante la validación del caudal mediante el coeficiente de Nash-Sutcliffe

Tabla 3. Resumen de las calibraciones y validaciones para el caudal realizadas en SWAT

Referencia	Uso/Aplicación SWAT	Localización	Cuenca	Área	Indicador	Escala temporal	Periodo	Calibración			Validación		
								R <sup>2</sup>	NSE	PBIAS %	R <sup>2</sup>	NSE	PBIAS %
Yen et al. 2017	Sedimentos	EE UU.	Arroyo Colorado	1692 km <sup>2</sup>	Caudal	D	C: 2002-2003 V: 2004-2005	...	0.69	3.71	-	0.56	6.89
Hanh Nguyen, et al. 2017	C/V	Australia	Sixth Creek	29640 ha	Caudal	D	C:2007-2011 V:2012-2014	0.64	0.63	-9.10	0.62	0.60	-27.4
Hanh Nguyen, et al. 2018	C/V	Australia	Holland Creek	29641 ha	Caudal	D	C:2007-2011 V:2012-2014	0.63	0.64	31.30	0.64	0.45	33.70
Palazón & Navas, 2016	Evaluación hidrológica	España	Embalse Barasona	1509 km <sup>2</sup>	Caudal	M	C: 2003-2005 V: 1994-1996	...	0.73 a -0.28	...	...	0.13-0.65	...
Udias et al. 2016	Contaminantes	Europa	Río Danubio	132000 km <sup>2</sup>	Caudal	M	C:1995-2006 V: 1995-2009	...	0.57	11	0.53	...	...
Guo et al. 2016	Cambio climático/Eval Hidro	China	Río Xiyang	1077 km <sup>2</sup>	Caudal	D	C: 1980-1989 V: 1990-2008	0.90	0.79	...	0.89	0.77	...
Wang et al. 2016	Evaluación hidrológica	China	Río Yarkant	46700 km <sup>2</sup>	Caudal	M	C: 1970-1999 V: 1980-1989	...	>0.84	<9.40	...	>0.82	<10.10

Fuente: Elaboración Propia (a partir de los artículos revisados publicados por la revista Water).

Tabla 4. cont. Resumen de las calibraciones y validaciones para el caudal realizadas en SWAT

Referencia	Uso/Aplicación SWAT	Localización	Cuenca	Área	Indicador	Escala temporal	Periodo	Calibración			Validación		
								R2	NSE	PBIAS %	R2	NSE	PBIAS %
Ligaray et al. 2014	Eval Hidro/Cambio Climático	Tailandia	Río Chao Pnya	160000 km2	Caudal	D	C: 2004-2008 V: 2009-2011	0.81	0.54	...	0.89	0.66	...
Arias et al. 2014	Cambio climático/Eval Hidro	España	Río Corbeira	16 km2	Caudal	D	C: 2005-2008 V: 2009-2010	0.80	0.80	-1.8	0.84	0.83	-3.3
Lee S. & Ug K., 2017	Evaluación hidrológica	Corea del Sur	Embalse de Soyan	270.3 km2	Caudal	A	C: 1985-1987 V: 1976-1978	...	0.78	...	...	0.81	...
Lee S. & Ug K., 2018	Evaluación hidrológica	Corea del Sur	Río Seom	1491 km2	Caudal	A	C:1997-1999 V: 1976-1978	...	0.78	...	...	0.81	...
Li et al. 2016	Evaluación hidrológica	China	Río Daning	4400 km2	Caudal	D y M (Cal); M (Val)	C: 1987-1993 V: 2001-2007	0.35-0.45	...	...	0.59	...	...
Gyamfi et al. 2016	C/V	África	Cuenca de Olifants	5000 km2	Caudal	M	C:1988-2001 V: 2002-2013	0.89	0.88	-11.46	0.78	0.67	-20.69

Fuente: Elaboración Propia (a partir de los artículos revisados publicados por la revista Water).

Tabla 5. cont. Resumen de las calibraciones y validaciones para el caudal realizadas en SWAT

Referencia	Uso/Aplicación SWAT	Localización	Cuenca	Área	Indicador	Escala temporal	Periodo	Calibración			Validación		
								R <sup>2</sup>	NSE	PBIAS %	R <sup>2</sup>	NSE	PBIAS %
Luz et al. 2016	Sedimentos	Brasil	Itumbiara HPP	5685 km <sup>2</sup>	Caudal	D	C: abril 2013	...	0.89	...	...	...	...
Li et al. 2016	Cambio climático	China	Río Songhua	556800 km <sup>2</sup>	Caudal	M	C: 1980-1994 V: 1995-2009	0.83	...	...	0.74	...	...
Hamaanin et al. 2016	Comparación con otros modelos	EE UU.	Río Saginaw	22260 km <sup>2</sup>	Caudal	D	C: 2002-2004 V: 2005-2007	>0.76	>0.56	<28.86	>0.75	>0.52	<16.61
Aparicio et al. 2016	Cambio climático	España	Cabecera Río Segura	235 km <sup>2</sup>	Caudal	M	C: 1976-1987 V: 1988-2000	...	0.80	1.22	...	0.77	-12.64
Kumar, 2011	Calibración	EE UU.	Río Maquoketa	4867 km <sup>2</sup>	Caudal	M	C:1982-1993 V: 1982-1987	0.86	...	...	...	0.69	...
Kim et al. 2015	Datos faltantes	Corea del Sur	Cuenca del Río Taehwa	643.96 km <sup>2</sup>	Caudal	D	C: 2007-2009 V: 2004-2006	0.56	0.55	...	0.54	0.66	...
Wu et al. 2017	Eval Hidro/Contaminantes	China	Distrito de Riego Hetao	11195 km <sup>2</sup>	Caudal	M	C: 2003-2008 V: 2009-2013	0.81	0.85	-1.91	0.82	0.78	1.45

Fuente: Elaboración Propia (a partir de los artículos revisados publicados por la revista Water).

Tabla 6. Cont. Resumen de las calibraciones y validaciones para el caudal realizadas en SWAT

Referencia	Uso/Aplicación SWAT	Localización	Cuenca	Área	Indicador	Escala temporal	Periodo	Calibración			Validación		
								R <sup>2</sup>	NSE	PBIAS %	R <sup>2</sup>	NSE	PBIAS %
Yin et al. 2017	Evaluación hidrológica	China	Río Heihe	10018 km <sup>2</sup>	Caudal	M	C: 1964-1988 V: 1989-2013	0.92	0.91	-4.50	0.94	0.92	-6.8
Pinieswki et al. 2015	Contaminantes	Polonia	Embalse de Sulejov	4900 km <sup>2</sup>	Caudal	D	C: 2006-2011 V: 2000-2005	0.70	0.64	0.07	0.72	0.61	0.21
Kim et al. 2016	Cambio climático/Eval Hidro	Corea del Sur	Río Geum	9835.2 km <sup>2</sup>	Caudal	D	C:1995-2001	0.60-0.62	...	...	0.57	...	...
Chaibou Begou et al. 2016	C/V	África	Río Bani (Níger)	100000 km <sup>2</sup>	Caudal	D	C: 1983-1992	0.68	0.66	-15.01 a 6.08	0.57-0.87	0.37-0.85	-59.53 a 19.57
Chaibou Begou et al. 2016	C/V	África	Río Bani (Níger)	100000 km <sup>2</sup>	Caudal	M	V: 1993-1993	0.75	0.76	15.78 a 5.93	0.47-0.85	0.68-0.91	-58.40 a -9.54

Fuente: Elaboración Propia (a partir de los artículos revisados publicados por la revista Water).

Tabla 7. Resumen de las calibraciones y validaciones para la escorrentía realizadas en SWAT

Referencia	Uso/Aplicación SWAT	Localización	Cuenca	Área	Indicador	Escala temporal	Periodo	Calibración			Validación		
								R <sup>2</sup>	NSE	PBIAS %	R <sup>2</sup>	NSE	PBIAS %
Garee et al. 2017	Evaluación hidrológica	Paquistán	Cuenca de Hunza	13567.23 km <sup>2</sup>	Escorrentía	M	C: 1998-2004 V: 2008-2010	0.82	0.80	3.9	0.91	0.87	0.59
Zou et al. 2016	Eval Hidro/Modificación SWAT	China	Río Heihe	10009 km <sup>2</sup>	Escorrentía	M	C: 1998-2004 V: 2005-2010	>0.70	>0.65	20	>0.70	0.66	20
Moon et al. 2016	Evaluación hidrológica	China	Embalse de Hapcheon	9289 km <sup>2</sup>	Escorrentía	A	C: 2004-2005 V: 2006-2007	0.73	0.70	...	0.84	0.83	...
Zhang et al. 2016	Evaluación hidrológica	China	Río Yonding	43727 km <sup>2</sup>	Escorrentía	D	C: 1992-2000 V: 2003-2013	0.78	0.69	...	0.74	0.72	...
Meng et al. 2016	Evaluación hidrológica	China	Río Aksu	43000 km <sup>2</sup>	Escorrentía	D	C: 2002-2004 V: 2005-2007	...	>0.60	...	...	0.60	...
Li T. & Gao Y. 2016	Eval Hidro/Sedimentos	China	Río Xichuan	801 km <sup>2</sup>	Escorrentía	M	C: 2002-2006 V: 2007-2010	0.79	0.73	...	0.88	0.82	...

Fuente: Elaboración Propia (a partir de los artículos revisados publicados por la revista Water).



Tabla 8. Resumen de las calibraciones y validaciones para contaminantes realizadas en SWAT.

Referencia	Uso/Aplicación SWAT	Localización	Cuenca	Área	Indicador	Escala temporal	Periodo	Calibración			Validación		
								R <sup>2</sup>	NSE	PBIAS %	R <sup>2</sup>	NSE	PBIAS %
Pinieswki et al. 2016	Contaminantes	Polonia	Embalse de Sulejov	4900 km <sup>2</sup>	NO3-N	D	C: 2006-2011 V: 2000-2005	0.69	0.56	0.01	0.28	0.04	0.26
Wu et al. 2018	Eval Hidro/Contaminantes	China	Distrito de Riego Hetao	11196 km <sup>2</sup>	TN	M	C: 2003-2008 V: 2009-2013	0.67	0.63	9.53	0.50	0.48	2.04
Wu et al. 2019	Eval Hidro/Contaminantes	China	Distrito de Riego Hetao	11197 km <sup>2</sup>	TP	M	C: 2003-2008 V: 2009-2013	0.66	0.64	29.02	0.51	0.42	36.65
Pinieswki et al. 2017	Contaminantes	Polonia	Embalse de Sulejov	4900 km <sup>2</sup>	TP	D	C: 2006-2011 V: 2000-2005	0.71	0.48	0.05	0.25	0.08	0.47

Fuente: Elaboración Propia (a partir de los artículos revisados publicados por la revista Water).

Tabla 9. Resumen de las calibraciones y validaciones para sedimentos realizadas en SWAT.

Referencia	Uso/Aplicación SWAT	Localización	Cuenca	Área	Indicador	Escala temporal	Periodo	Calibración			Validación		
								R <sup>2</sup>	NS E	PBIAS %	R <sup>2</sup>	NSE	PBIAS %
Yen et al. 2017	Sedimentos	EE UU.	Aroyo Colorado	1693 km <sup>2</sup>	Sedimentos	M	C: 2002-2003 V: 2004-2005	...	0.81 - 0.86	2.26- 6.90	...	0.68- 0.82	4.58- 15.63
Luz et al. 2017	Sedimentos	Brasil	Itumbiara HPP	5686 km <sup>2</sup>	Sedimentos	D	C: abril 2013	...	0.75	...	...	...	...
Li T. & Gao Y. 201	Eval Hidro/Sedimentos	China	Río Xichuan	801 km <sup>2</sup>	Sedimentos	M	C: 2002-2006 V: 2007-2010	0.7	0.67	...	0.83	0.83	...

Fuente: Elaboración propia (a partir de los artículos revisados publicados por la revista Water)

M: mensual; D: diaria; A: anual; C: calibración; V: Validación; R<sup>2</sup>: Coeficiente de determinación; NSE: Nash-Sutcliffe; PBIAS: Porcentaje del sesgo (BIAS).

## **3. SOIL AND WATER ASSESSMENT TOOL**

---

### **3.1 DESCRIPCIÓN DEL MODELO SWAT**

El Soil and Water Assessment Tool (SWAT) es un sofisticado modelo computacional a escala de cuenca que permite predecir los efectos del clima, uso y manejo del suelo en la disponibilidad del agua y la contaminación, así como en la erosión del suelo, fertilidad y producción de cultivos.

El modelo SWAT es un modelo hidrológico semi-distribuido que ha sido ampliamente utilizado para entender el proceso del ciclo hidrológico, realizar simulaciones de los impactos en la calidad del agua, del uso del suelo y de las prácticas agrícolas, así como para evaluar diferentes alternativas y estrategias de gestión para mejorar la calidad del agua y el funcionamiento de los ecosistemas en una cuenca (Qui, 2015).

SWAT sirve como un laboratorio virtual para probar la eficacia de las políticas ambientales y agrícolas alternativas y de los programas de control de la contaminación. No solo es una herramienta de investigación, sino que provee información real y útil para la evaluación de problemas reales específicos. Esta herramienta es de dominio público y ha sido desarrollada por un grupo de científicos del Departamento de Agricultura de los Estados Unidos, el Servicio de Conservación de los Recursos Naturales y la Universidad de Texas A&M (Scopel, 2012). Ha sido creado durante la década de 1990 y desde entonces ha sido revisado y mejorado continuamente sus capacidades. Los principales componentes del modelo son los componentes de procesos hidrológicos, un generador climático, transporte de nutrientes y prácticas de manejo.

## **3.2 CARACTERÍSTICAS DEL MODELO SWAT**

- El modelo es físicamente basado, lo que quiere decir que los resultados no son generados únicamente a partir de ecuaciones, sino que también requiere información específica sobre clima, propiedades del suelo, topografía, vegetación y prácticas de manejo de uso del suelo de la cuenca. Los procesos físicos asociados con el movimiento del agua, sedimentos, crecimiento de las plantas, ciclo de nutrientes, etc. Son directamente modelados por SWAT a partir de estos datos de entrada.
- Requiere de datos comúnmente disponibles en las agencias gubernamentales.
- Es computacionalmente eficiente. La simulación de grandes cuencas o de una variedad de estrategias de gestión puede ser ejecutada sin una excesiva inversión de tiempo y dinero.
- Permite a los usuarios realizar estudios de impactos a largo plazo (Neitsch et al. 2011).

## **3.3 COMPONENTES DEL MODELO**

El modelo SWAT incluye los efectos de clima, escorrentía superficial, evapotranspiración, riego, transporte y producción de sedimentos, flujo subterráneo, crecimiento de cultivos, aplicación de pesticidas, el transporte de agua y los efectos a largo plazo de diversas prácticas agrícolas (Neitsch et al., 2011). Los componentes de cada subcuenca en SWAT se pueden agrupar en siete (7) categorías principales: clima, hidrología, uso del suelo/crecimiento de cultivos, erosión, nutrientes, pesticidas y prácticas agrícolas. Cada uno de estos se describe a continuación.

### **3.3.1.1 Clima**

El clima de una cuenca provee las entradas de energía y humedad necesarias para el balance hídrico y determinar la importancia relativa de los diferentes componentes

del ciclo hidrológico. Las variables climáticas de entrada requeridas por el modelo consisten en datos de precipitación, temperatura del aire, humedad relativa, radiación solar y velocidad de viento. Estos datos pueden introducirse a partir de registro de datos observados que pueden obtenerse principalmente en las agencias gubernamentales o ser generados durante la simulación ya que el modelo tiene incorporado un generador de datos climáticos.

### **3.3.1.2 Hidrología**

La precipitación es el mecanismo por el cual el agua entra en la fase terrestre del ciclo hidrológico. Antes de alcanzar la superficie del suelo parte de ella es interceptada por la vegetación. El resto puede infiltrarse en el suelo o fluir en forma de escorrentía superficial, la cual causa erosión y finalmente contribuye con el caudal o regresa a la atmósfera por evapotranspiración. Como la precipitación controla el balance hídrico, es vital que la cantidad y distribución de precipitación en espacio y tiempo sea simulada por el modelo con precisión (Neitsch et al., 2011).

El modelo simula los procesos de deshielo, precipitación, intercepción por la canopia, etc. Además, realiza la simulación distinguiendo entre la escorrentía superficial y la infiltración, la redistribución del agua en el perfil del suelo, evapotranspiración, flujo subsuperficial, flujo de retorno de acuíferos poco profundos y recarga de acuíferos profundos.

### **3.3.1.3 Uso Del Suelo/Crecimiento De Cultivos**

Mediante información sobre las propiedades del suelo, operaciones de manejo y variables climáticas, el modelo puede estimar el rendimiento de los cultivos y la producción de la biomasa para una gran variedad de cultivos rotativos, sistemas de pastoreo y árboles. También simula el proceso de siembra, cosecha, labranza, aplicaciones de nutrientes y pesticidas para cada sistema de cultivo con fechas específicas o con la programación de unidades de calor.

El modelo utiliza una versión simplificada del modelo EPIC (Erosion-Productivity Impact Factor) para simular toda clase de coberturas del suelo, pudiendo diferenciar entre plantas anuales y perennes. El modelo de crecimiento de la planta es utilizado para valorar la eliminación de agua y nutrientes de la zona de la raíz, transpiración y de la producción de biomasa.

#### **3.3.1.4 Erosión**

La erosión y producción de sedimentos es estimada para cada unidad de respuesta hidrológica mediante la Ecuación Modificada de Pérdida de Suelos (MUSLE por sus siglas en inglés).

#### **3.3.1.5 Nutrientes**

SWAT simula los residuos y mezcla biológica en respuesta a cada operación de labranza, las aplicaciones de nitrógeno y fósforo en la forma de fertilizantes inorgánicos o aplicaciones de estiércol. A esto se añade, la eliminación de la biomasa, deposición de estiércol en las operaciones de pastoreo y las aplicaciones continuas de estiércol para operaciones de alimentación confinada.

El SWAT rastrea el movimiento y la transformación de las diversas formas de nitrógeno y fósforo en las cuencas. En el suelo, la transformación del nitrógeno y del fósforo de una forma u otra están regidas por sus respectivos ciclos. Estos nutrientes son muy importantes para el crecimiento de las plantas. Las cantidades de  $\text{NO}_3\text{-N}$  contenidas en la escorrentía, flujo subsuperficial y percolación son estimadas como productos del volumen de agua y la concentración promedio de nitrato en la capa de suelo. La cantidad de fósforo soluble (P) removida por la escorrentía es obtenida a partir de la concentración de fósforo (P) en los 10 mm superiores de la capa superficial de suelo, el volumen de escurrimiento y un factor de partición (Neitsch et al. 2011).

### **3.3.1.6 Pesticidas**

SWAT simula el movimiento de los pesticidas en el cauce mediante la escorrentía superficial y en el perfil del suelo y en acuífero mediante la percolación. Para modelar el transporte utiliza la ecuación de GLEAMS (Groundwater Loading Effects on Agricultural Management System). (Neitsch et al., 2011).

### **3.3.1.7 Prácticas De Manejo Agrícola**

SWAT permite al usuario definir las prácticas de manejo para cada URH, tales como los calendarios de cultivos, aplicaciones de pesticidas y riego. Además, están incorporadas opciones para las aplicaciones automatizadas de abono y agua (Ídem). Puede simular el riego en los terrenos agrícolas tomando en cuenta la fuente de procedencia, ya sea el cauce, embalse, acuíferos poco profundos o de un cuerpo de agua externo a la cuenca.

## **3.3.2 HERRAMIENTAS E INTERFACES**

Se han desarrollado varias interfaces y herramientas de soporte para las aplicaciones del SWAT desde la publicación de la primera versión:

- a. ArcView SWAT (AVSWAT). Provee un conjunto completo de herramientas para la evaluación a escala de cuenca y control de la contaminación urbana y agrícola.
- b. ArcGis SWAT extension (ArcSWAT). Es una extensión de ArcGis e interfaz de usuario de entrada gráfica para la versión actual de SWAT (SWAT 2012).
- c. QSWAT. Es una interfaz de QGIS para SWAT.
- d. MapWindows-SWAT (MWSWAT). Es una interfaz de código abierto que usa el sistema SIG de MapWindows.
- e. SWAT-CUP. Es un programa para la calibración de los modelos SWAT.

- f. VIZSWAT. Es una herramienta de análisis y visualización que anima series temporales y datos espaciales sobre los mapas SIG con una velocidad de visualización impresionante.
- g. SWAT Check. Ayuda a identificar problemas potenciales del modelo.
- h. Conversion Program. Reformatea archivos de entrada creados con SWAT 99.2 al formato usado en SWAT 2000.
- i. SWAT Input Checker Program. Asiste al usuario del programa en la identificación de datos de entrada que pueden causar que el modelo arroje resultados no razonables.
- j. Potential Heat Unit Program. Estima el número de unidades de calor necesarios para madurar una planta.
- k. Baseflow Filter Program. Estima la fracción del flujo base en la escorrentía superficial a partir de los registros de caudal.
- l. SWAT + Modular-Dimensional Groundwater Flow Model (SWATMOD). Se utiliza para evaluar los escenarios de derechos de agua y uso de tierras agrícola y la respuesta del acuífero.
- m. SLEEP (Soil-Landscape Estimation and Evaluation Program for ArcGis 10.1). Esta herramienta ayuda a los usuarios a generar una base de datos de suelos que es necesaria como dato de entrada en modelos ambientales.

### **3.3.3 PROCESOS HIDROLÓGICOS EN SWAT**

El modelo SWAT divide la cuenca en varios números de subcuencas basándose en un modelo digital de elevaciones (MED). A su vez, cada subcuenca consiste en un número de Unidades de Respuesta Hidrológica (URH), las cuales poseen características homogéneas de suelo, relieve, vegetación y manejo o uso del suelo. Las mismas no están georreferenciadas y no están vinculadas entre sí dentro de la subcuenca.



Neitsch et al. (2011) señalan que la simulación hidrológica de la cuenca en SWAT consta de dos fases principales:

1. La fase terrestre del ciclo hidrológico, que controla la cantidad de agua, sedimentos y nutrientes que llegan al cauce principal.
2. La fase de tránsito del ciclo hidrológico o fase de transporte, que se puede definir como el movimiento del agua, sedimentos y nutrientes a través del cauce principal hacia la salida de la cuenca.

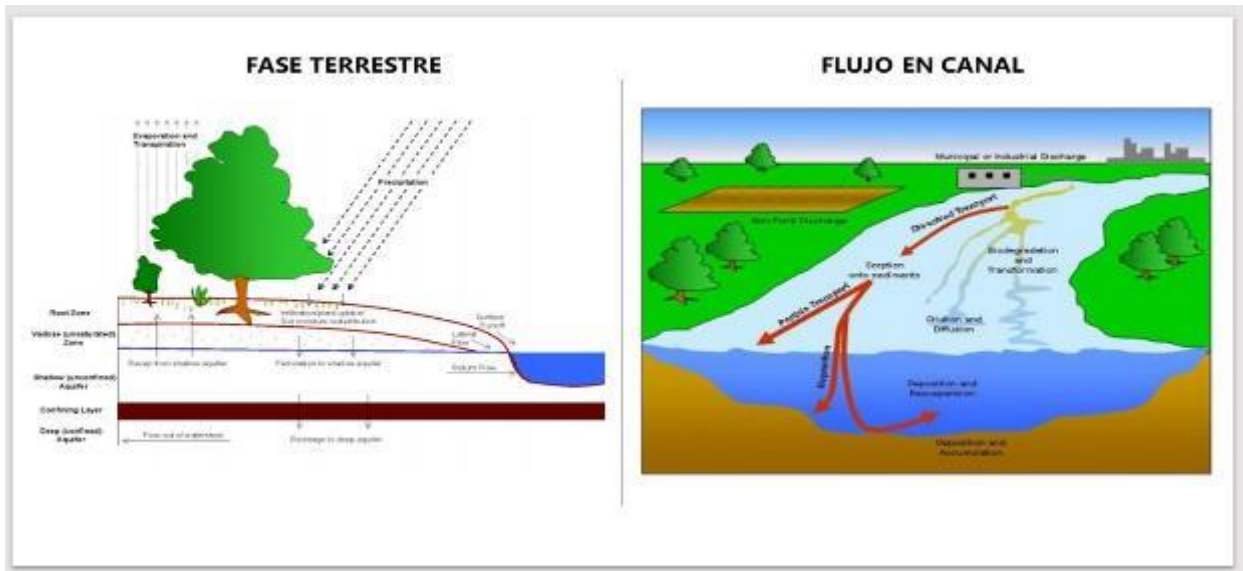


Figura 7. Fases del modelo SWAT. Fuente: adaptado de Neitsch et al. 2011

### 3.3.4 PROCESO DE MODELIZACIÓN EN SWAT

El proceso de modelización de cuencas en SWAT se inicia con la delimitación de la cuenca. Previo a esto, debe recopilarse la información de entrada necesaria que consiste fundamentalmente en:

- Modelo Digital de Elevaciones (MED)
- Mapas de suelos
- Mapas de uso/cobertura de suelos

- Datos climatológicos tales como precipitación, radiación solar, temperatura del aire, velocidad de viento, etc.

La modelización en SWAT se realiza mediante una extensión de un Sistema de Información Geográfica (SIG), en este caso ArcSWAT, para la delimitación de la cuenca basada en un MED, procesando el uso/cobertura y tipos de suelos, definición de las unidades de respuesta hidrológica (HRUs), el análisis de datos meteorológicos y la preparación del conjunto de datos de entrada para ejecutar el SWAT.

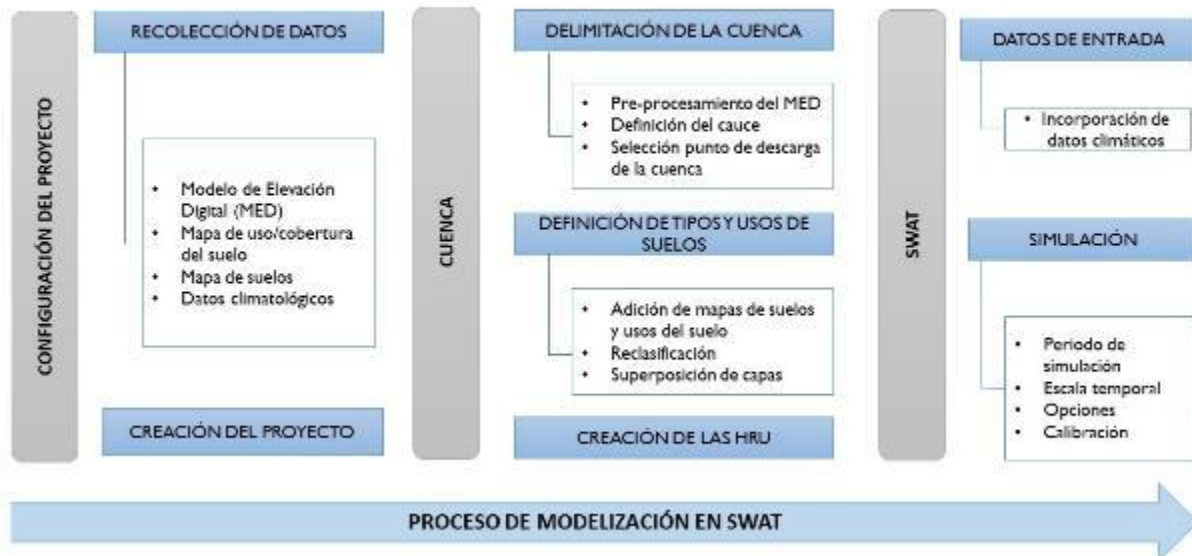


Figura 8. Resumen del proceso de modelización en el modelo SWAT. Fuente: Elaboración propia

## 4. BASE TEÓRICA DEL MODELO SWAT

---

### 4.1 ECUACIÓN DE BALANCE HÍDRICO

El estudio del balance hídrico permite realizar una evaluación cuantitativa de los recursos de agua y sus modificaciones por influencia de las actividades humanas. Su conocimiento es vital para el estudio del ciclo hidrológico ya que permite comparar recursos específicos de agua en un sistema, en diferentes períodos de tiempo y establecer el grado de su influencia en las variaciones del régimen natural (UNESCO, 1981).

La ecuación principal que gobierna el ciclo hidrológico en SWAT es la ecuación de balance hídrico:

$$SW_t = SW_0 + \sum_{t=1}^t (R_{day} - Q_{surf} - E_a - w_{seep} - Q_{gw}) \quad (4.1)$$

Esta ecuación define el contenido de agua al final de un día  $SW_t$  como la suma del contenido de agua inicial  $SW_0$  y las pérdidas y ganancias del día.

Donde:

$R_{day}$ , precipitación (mm)

$Q_{surf}$ , escorrentía superficial (mm)

$E_a$ , evapotranspiración (mm)

$w_{seep}$ , percolación (mm)

$Q_{gwd}$ , agua subterránea (mm)

$t$ , tiempo (día)

## 4.2 PRECIPITACIÓN

Cuando no existen datos de precipitación o es necesario completar datos, puede utilizarse el generador climático WXGEN incorporado en el modelo SWAT. El mismo proporciona datos diarios de precipitación, temperatura máxima y mínima, radiación solar para un período de  $n$  años usando una cadena de Markov de primer orden para definir si un día es lluvioso o seco.

La precipitación es modelada como un proceso de Markov de dos etapas. Las probabilidades de Markov son probabilidades de transición a un estado húmedo para el día actual basado en la clasificación del anterior como húmedo o seco. En los días húmedos, se usa una distribución gamma para modelar la cantidad de precipitación. Un día húmedo se define como un día con al menos 0.254 mm de lluvia.

$P_i(W/W)$  es la probabilidad de un día húmedo dado un día húmedo  $i - 1$  y sea  $P_i(W/D)$  la probabilidad de un día húmedo dado un día seco en el día  $i - 1$ . Entonces:

$$P_i\left(\frac{D}{W}\right) = 1 - P_i\left(\frac{W}{W}\right) \quad (4.2)$$

$$P_i\left(\frac{D}{D}\right) = 1 - P_i\left(\frac{W}{D}\right) \quad (4.3)$$

Donde  $P_i(D/W)$  y  $P_i(D/D)$  son las probabilidades de la ocurrencia de un día seco dado un día húmedo el día  $i - 1$  y la probabilidad de la ocurrencia de un día seco dado un día seco el día  $i - 1$  respectivamente. Por lo tanto, las probabilidades de transición están completamente definidas dados  $P_i(W/W)$  y  $P_i(W/D)$ .

Para definir si un día es húmedo o seco, WXGEN genera un número aleatorio entre 0 a 1, que es comparado con la probabilidad  $P_i(W/D)$  y  $P_i(W/W)$ , si el número aleatorio es menor o igual que estas probabilidades el día es definido como húmedo (Richardson & Wright, 1984).

## 4.2.1 Cantidad de precipitación

La cantidad de precipitación para un día húmedo es obtenida en base a la distribución asimétrica propuesta por Nicks (1974), cuya ecuación es:

$$R_{day} = \mu_{mon} + 2 * \sigma_{mon} * \frac{\left( \left( SND_{day} - \frac{g_{mon}}{6} \right) * \left( \frac{g_{mon}}{6} \right) + 1 \right)^3 - 1}{g_{mon}} \quad (4.4)$$

Donde:

$R_{day}$ , es la cantidad de precipitación en un día determinado ( $mm H_2O$ )

$\mu_{mon}$ , promedio diario de lluvia para el mes ( $mm H_2O$ )

$\sigma_{mon}$ , desviación estándar de la lluvia diaria ( $mm H_2O$ ) en el mes

$SND_{day}$ , desviación estándar de la precipitación diaria

$$ND_{day} = \cos(6.283 * rnd_2) * \sqrt{-2 \ln(rnd_1)} \quad (4.5)$$

En la que  $rnd_1$  y  $rnd_2$  son números aleatorios entre 0.0 y 1.0

$g_{mon}$ , coeficiente de asimetría de la precipitación diaria en el mes

La precipitación diaria calculada con la distribución exponencial usando la ecuación:

$$R_{day} = \mu_{mon} * (-\ln(rnd_1))^{rexp} \quad (4.6)$$

Donde”

$R_{day}$ , cantidad de lluvia en un día determinado en  $mm H_2O$

$rexp$ , exponente cuyo valor debe ser fijado entre 1.0 y 2.0. Diversos estudios alrededor de los Estados Unidos han demostrado que 1.3 arroja resultados aceptables.

## 4.3 ESCORRENTÍA SUPERFICIAL

Tal como se ha descrito anteriormente, la escorrentía es otra componente del ciclo hidrológico y se define como “el agua proveniente de la precipitación, que circula sobre o bajo la superficie terrestre, y que llega a una corriente para finalmente ser drenada hasta la salida de la cuenca (Aparicio, 1992).

“El camino seguido por una gota de agua desde el momento en el cual alcanza la tierra hasta cuando llegue al cauce de una corriente es incierto” (Linsley et al., 1977).

La escorrentía superficial es aquella que proviene de la precipitación no infiltrada y corresponde al volumen de agua que avanza o escurre sobre la superficie del suelo. El efecto de la escorrentía superficial a la escorrentía total es inminente y existirá durante la tormenta e inmediatamente después de que esta termine, siempre que la intensidad de la lluvia sea mayor que la capacidad de infiltración del suelo.

SWAT propone 2 métodos para la estimación de la escorrentía superficial:

1. El método del Número de Curva SCS, es el más comúnmente adoptado para predecir la escorrentía y no considera la intensidad y duración solamente el volumen de lluvia.
2. El método de Green-Ampt que puede simular los impactos de intensidad y duración de los procesos de infiltración.

### 4.3.1 Método del Número de Curva del Soil Conservation Service (SCS)

El método del Número de Curva fue desarrollado por el Soil Conservation Service de los Estados Unidos para calcular las abstracciones de la precipitación de una tormenta. Para la tormenta como un todo, la profundidad de exceso de precipitación o escorrentía directa  $Q_{surf}$ , es siempre menor o igual a la profundidad de precipitación  $R_{day}$ . Después de que la escorrentía se inicia, la profundidad adicional del agua

retenida en la cuenta  $F_a$  es menor o igual a alguna retención potencial máxima  $S$ . Existe una cierta cantidad de precipitación  $I_a$  para la cual no ocurrirá escorrentía, luego la escorrentía potencial es  $P - I_a$  (Chow et al., 1994).

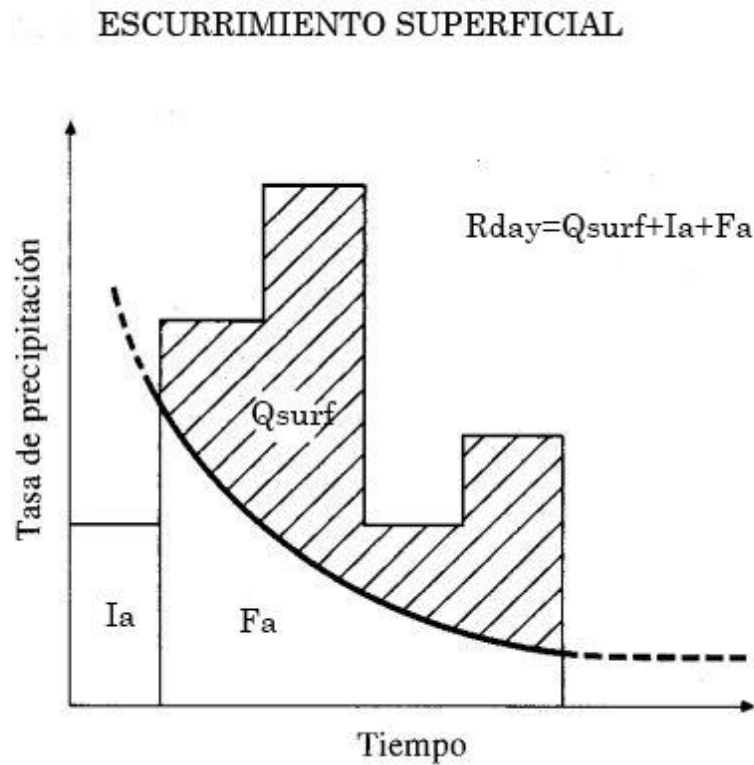


Figura 9. Variables del método del Número de Curva. Adaptación Chow et al. (1994)

Las variables del método del Número de Curva son:

- $Q_{surf}$ , escorrentía directa (profundidad de exceso de precipitación) en mm  $H_2O$
- $R_{day}$ , profundidad de precipitación (mm  $H_2O$ )
- $I_a$ , abstracción inicial antes del encharcamiento.
- $F_a$ , profundidad adicional del agua retenida en la cuenca
- $S$ , parámetro de retención o retención potencial máxima (mm  $H_2O$ )

El método establece la premisa de que las relaciones de las dos cantidades reales y las dos cantidades potenciales son iguales, es decir,

$$\frac{Fa}{S} = \frac{Q_{surf}}{R_{day} - I_a} \quad (4.7)$$

De acuerdo con el principio de continuidad

$$R_{day} = Q_{surf} + I_a + Fa \quad (4.8)$$

Combinando ambas expresiones y resolviendo para  $Q_{surf}$ , se tiene

$$Q_{surf} = \frac{(R_{day} - I_a)^2}{R_{day} - I_a + S} \quad (4.9)$$

La ecuación anterior es la ecuación básica para el cálculo de la profundidad de exceso de precipitación o escorrentía de una tormenta.

Al estudiar los resultados obtenidos para cuencas experimentales pequeñas, se desarrolló una relación empírica:

$$I_a = 0.2 S \quad (4.10)$$

Con base en esto,

$$Q_{surf} = \frac{(R_{day} - 0.2S)^2}{R_{day} + 0.8S} \quad (4.11)$$

Se ha definido un número adimensional de curva CN, tal que  $0 \leq CN \leq 100$ . Para superficies impermeables y aguas superficiales  $CN = 100$ . El número de curva (CN) y el parámetro de retención S se relacionan mediante la expresión:

$$S = 25.4 \left( \frac{1000}{CN} - 10 \right) \quad (4.12)$$



El número de curva CN puede obtenerse de tablas que correlacionan las condiciones de humedad antecedente, cobertura y tipo de suelos.

### **4.3.1.1 Grupos hidrológicos de suelos**

El Servicio de Conservación de los EE UU (NRCS) clasifica los suelos en 4 grupos hidrológicos de acuerdo a sus características de infiltración. El NRCS define un grupo hidrológico de suelos como un grupo de suelos que poseen potencia de escorrentía bajo tormentas similares y condiciones de cobertura (Neitsch et al., 2011).

- Grupo A: Estos suelos poseen una alta tasa de infiltración aun cuando se encuentran completamente mojados. Ejemplos de este tipo de suelos son la arena profunda, suelos profundos depositados por el viento y limos agregados.
- Grupo B: Suelos que poseen una tasa de infiltración moderada cuando están completamente mojados. Entre ellos se encuentran los suelos poco profundos depositados por el viento, la marga arenosa, etc.
- Grupo C: Tienen una baja tasa de infiltración cuando están completamente mojados tales como las margas arcillosas, margas arenosas poco profundas, suelos con bajo contenido orgánico y suelos con alto contenido de arcillas.
- Grupo D: son suelos que se expanden significativamente cuando se mojan como las arcillas altamente plásticas y los suelos salinos. Condiciones de humedad antecedente.

El SCS define tres (3) condiciones de humedad antecedente:

- I. Condición seca
- II. Condición normal
- III. Condición húmeda

La curva de condición de humedad I es el menor valor diario que puede asumirse en condiciones secas. Los valores típicos de los números de curva en condiciones normales de humedad, es decir, la condición de humedad antecedente II, se encuentran listados en tablas.

Para condiciones secas o húmedas (condiciones de humedad antecedente I y III respectivamente) los números de curva equivalentes pueden calcularse mediante las expresiones:

$$CN_1 = CN_2 - \frac{20(100 - CN_2)}{100 - CN_2 + \exp(2.533 - 0.0636(100 - CN_2))} \quad (4.13)$$

$$CN_3 = CN_2 * \exp(0.00673(100 - CN_2)) \quad (4.14)$$

Donde:

$CN_1$ , es el número de curva para la condición de humedad antecedente I

$CN_2$ , es el número de curva para la condición de humedad antecedente II

$CN_3$ , es el número de curva para la condición de humedad antecedente III

### 4.3.1.2 Parámetro de retención del suelo S

SWAT permite elegir entre dos métodos para calcular el parámetro de retención del suelo.

1. Un método tradicional que permite que el parámetro de retención S varíe con el contenido de agua en el perfil del suelo.
2. Un método alternativo añadido al modelo que permite que el parámetro de retención S varíe con la evapotranspiración acumulada.

El cálculo del valor diario del CN como una función de la evapotranspiración acumulada se debe a que el método tradicional sobreestima la predicción de la escorrentía en suelos poco profundos. Mediante el cálculo del número de curva CN en función de la evapotranspiración, el valor es menos dependiente de la capacidad de almacenamiento del suelo y más dependiente del clima antecedente (Neitsch et al., 2011).

Cuando el parámetro de retención  $S$  varía con el contenido de humedad del perfil del suelo,  $S$  es calculado como:

$$S = S_{m\acute{a}x} \left( 1 - \frac{SW}{SW + \exp(W_1 - W_2 * SW)} \right) \quad (4.15)$$

Siendo cada uno de los términos anteriores:

$S_{m\acute{a}x}$  el valor máximo que puede alcanzar el parámetro de retención en mm.

$$S_{m\acute{a}x} = 25.4 \left( \frac{1000}{CN_1} - 10 \right) \quad (4.16)$$

$SW$  el contenido de agua en el perfil del suelo ( $mm H_2O$ )

$W_1, W_2$  coeficientes de forma.

Los coeficientes de forma se determinan resolviendo la ecuación (14) asumiendo lo siguiente:

1. El parámetro de retención para el número de curva para la condición I de humedad antecedente corresponde al contenido de agua en el perfil del suelo en el punto de marchitamiento.
2. El parámetro de retención para el número de curva bajo la condición de humedad III corresponde al contenido de agua en el perfil del suelo en el punto de la capacidad de campo.
3. El suelo tiene un número de curva de 99 cuando está completamente saturado.

Luego las expresiones para el cálculo de los coeficientes de forma:

$$W_1 = \ln \left( \frac{FC}{1 - S_3 * S_{m\acute{a}x}^{-1}} - FC \right) + W_2 * FC \quad (4.17)$$

$$W_2 = \frac{\left( \ln \left( \frac{FC}{1 - S_3 * S_{m\acute{a}x}^{-1}} - FC \right) - \ln \left( \frac{SAT}{1 - 2.54 * S_{m\acute{a}x}^{-1}} - SAT \right) \right)}{SAT - FC} \quad (4.18)$$

En las cuales:

$W_1$  es el primer coeficiente de forma

$W_2$  es el segundo coeficiente de forma

$FC$  es la cantidad de agua en el perfil del suelo en el punto de la capacidad de campo en  $mm H_2O$

$S_3$  es el parámetro de retención para  $CN_3$

$S_{m\acute{a}x}$  es el parámetro de retención para  $CN_1$

$SAT$  es la cantidad de agua en el perfil del suelo cuando se encuentra totalmente saturado ( $mm H_2O$ )

2.54 es el valor del parámetro de retención para un  $CN = 99$

Cuando el parámetro de retención varía con la evapotranspiración la siguiente ecuación es usada para actualizar el parámetro de retención al final de cada día.

$$S = S_{prev} + E_0 * \exp\left(\text{conce}f * \frac{S_{prev}}{S_{m\acute{a}x}}\right) - R_{day} + Q_{surf} \quad (4.19)$$

Donde

$S_{m\acute{a}x}$  es el valor máximo que puede alcanzar el coeficiente de retención en un día ( $mm$ )

$R_{day}$  la altura de precipitación ( $mm H_2O$ )

$Q_{surf}$  es la esorrentía superficial ( $mm H_2O$ )

El valor inicial del parámetro de retención es definido como:

$$S = 0.9 * S_{m\acute{a}x} \quad (4.20)$$

### 4.3.1.3 Ajuste de pendientes

Los números de curva tabulados para la condición de humedad II asume pendientes del 5%. Williams (1995) desarrolló una ecuación para ajustar el número de curva a diferentes pendientes.

$$CN_{2S} = \frac{CN_3 - CN_2}{2} * (1 - 2 * \exp(-13.86 * spl)) + CN_2 \quad (4.21)$$

Donde

$CN_{2S}$  es el número de curva para la condición de humedad antecedente II ajustada

$CN_2$  es el número de curva para la condición de humedad antecedente II para pendientes del 5%

$CN_3$  es el número de curva para la condición de humedad antecedente III para pendientes del 5%

$spl$  es la pendiente promedio en la subcuenca

Este ajuste de pendientes no se realiza en el modelo de forma automática por lo que el usuario debe indicar el valor de la pendiente que desea.

### 4.3.2 MÉTODO DE INFILTRACIÓN DE GREEN-AMPT

La solución propuesta por Green y Ampt (1911) (ver Figura 10) considera que el frente mojado es una frontera brusca que divide el suelo con contenido de humedad  $\theta_i$  debajo del suelo saturado con contenido de humedad  $\eta$  arriba. El frente mojado ha penetrado hasta una profundidad  $L$  desde el momento  $t$  en que la infiltración empieza. El agua se encharca en la superficie hasta una pequeña profundidad  $h_0$  (Chow et al., 1994).

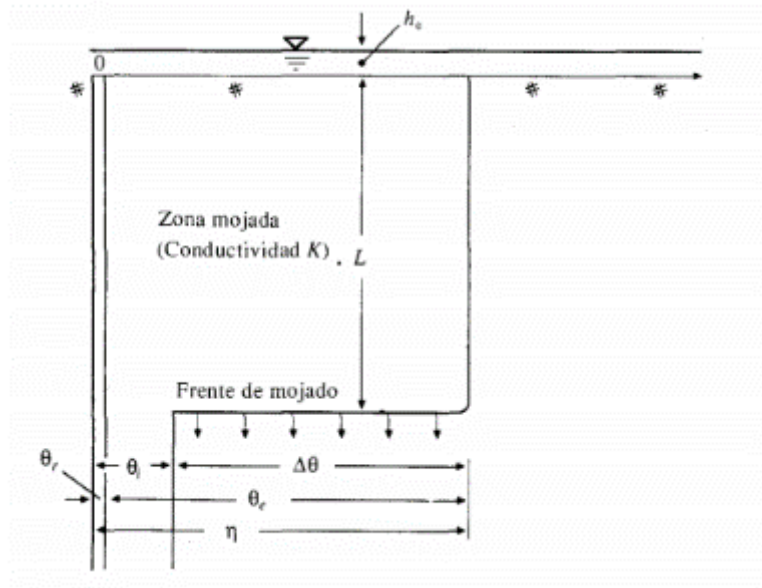


Figura 10. Modelo simplificado de Green-Ampt (Chow et al. 1994)

El modelo está físicamente basado en la Ley de Darcy que establece que el flujo a través de un medio poroso  $V$  es proporcional a la pérdida de carga  $dh$  e inversamente proporcional a la longitud recorrida.

$$v = k \frac{dh}{dL} \quad (4.22)$$

Donde  $k$  es una constante de proporcionalidad definido como la conductividad hidráulica.

El modelo de Green-Ampt asume las siguientes hipótesis:

- El perfil de suelo es homogéneo
- La condición de humedad antecedente está uniformemente distribuida en el perfil de suelo.
- El suelo sobre el frente mojado es considerado completamente saturado.

La asunción de que la interface abrupta que ocurre entre la zona mojada y la seca es incorrecta. Bajo condiciones reales de infiltración el frente mojado es más difuso y el contenido de agua, así como la conductividad hidráulica en la zona mojada aumentan con el tiempo. La Figura 11 muestra gráficamente las diferencias existentes entre el modelo simplificado asumido por Green y Ampt y lo observado en la realidad. A pesar de esto, la ecuación ha mostrado resultados satisfactorios en la predicción de la tasa y volumen de infiltración por lo que es útil para aplicaciones prácticas.

La ventaja de la ecuación de Green-Ampt sobre otros métodos empíricos radica en que los parámetros de la ecuación son físicamente basados y pueden ser obtenidos a partir de mediciones de las propiedades del suelo.

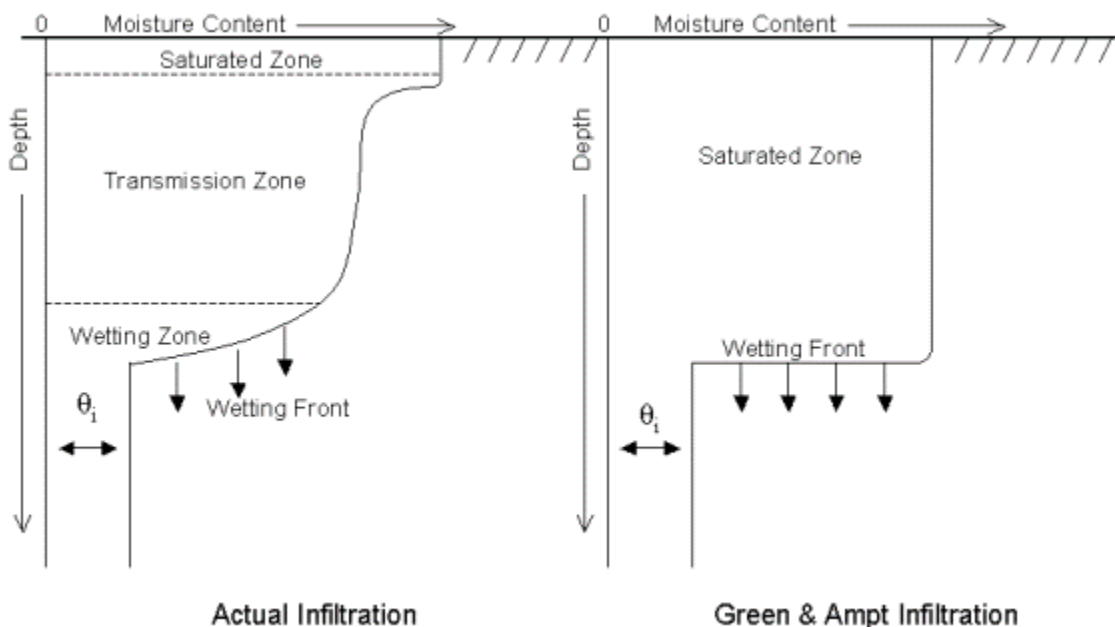


Figura 11. Comparación de la distribución del contenido de humedad en el suelo real y el modelo propuesto por Green y Ampt (Neitsch et al., 2011)

### 4.3.2.1 Green-Ampt en SWAT

En el modelo SWAT, Green-Ampt primero estima la cantidad de infiltración y luego la precipitación restante que se convertirá en escorrentía superficial. La tasa de infiltración se estima a partir de la expresión:

$$f(t) = K_e \left( 1 + \frac{\psi \Delta \theta}{F(t)} \right) \quad (4.23)$$

Donde,

$f(t)$  es la tasa de infiltración en el tiempo  $t$  ( $mm/hr$ )

$K_e$ , conductividad hidráulica efectiva ( $mm/hr$ )

$\psi$ , cabeza de succión del suelo en el frente mojado ( $mm$ )

$\Delta \theta$ , variación del contenido de humedad ( $mm/mm$ )

$F(t)$ , infiltración acumulada ( $mm$ )

La conductividad hidráulica efectiva  $K_e$  se calcula como:

$$K_2 = \frac{56.82 * K_{sat}^{0.6}}{1 + 0.051 \exp(0.062 * CN)} - 2 \quad (4.24)$$

En la que:

$K_{sat}$ , es la conductividad hidráulica saturada

$CN$ , es el número de curva

La infiltración acumulada  $F(t)$  es estimada mediante:

$$F(t) = K_e + \Delta t + \psi \Delta \theta * \ln \left( 1 + \frac{F(t)}{\psi \Delta \theta} \right) \quad (4.25)$$

En la que todas las variables se han descrito previamente.



El valor de la cabeza de succión del suelo en el frente mojado  $\psi$  fue adaptado a partir de un análisis de regresión en varios suelos presentado por Rawls et al. (1985). Ellos expresaron  $\psi$  como una función de la porosidad ( $\phi_{soil}$ ), el contenido de arena ( $ms$ ) y el porcentaje de arcilla ( $mc$ ).

$$\begin{aligned} \psi = 10 * \exp(6.5309 - 7.32561\phi_{soil} + 0.001583 mc^2 + 3.809479\phi_{soil}^2 \\ + 0.000344 ms * mc - 0.049837 ms * \phi_{soil} + 0.001608 ms^2\phi_{soil}^2 \\ + 0.001602 mc^2 * \phi_{soil}^2 - 0.0000136 ms^2 * mc \\ - 0.00079 ms^2\phi_{soil} - 0.00079 mc^2\phi_{soil}) \end{aligned} \quad (4.26)$$

El cambio volumétrico en el contenido de humedad  $\Delta\theta_v$  a través del frente húmedo es calculado al inicio de cada día como:

$$\Delta\theta_v = \left(1 - \frac{SW}{FC}\right) * (0.95 * \phi_{soil}) \quad (4.27)$$

Donde,

$\Delta\theta_v$  es el cambio volumétrico alrededor del frente húmedo.

$SW$ , es el contenido de agua en el suelo de todo el perfil excluyendo la cantidad de agua retenida en el perfil en el punto de marchitez.

$FC$ , cantidad de agua en el perfil del suelo en el punto de la capacidad de campo ( $mm H_2O$ )

$\phi_{soil}$ , porosidad del suelo ( $mm/mm$ )

Cuando el episodio de lluvia ocurre durante la noche la expresión anterior se reduce a:

$$\Delta\theta_v = 0.001(0.95 * \phi_{soil}) \quad (4.28)$$

### 4.3.3 ESCORRENTÍA MÁXIMA O CAUDAL PICO

La tasa de escorrentía máxima es el flujo máximo de escorrentía que ocurre en un episodio de lluvia. El caudal pico es un indicador del poder erosivo de una tormenta y es usado para predecir la pérdida de sedimentos.

SWAT calcula el caudal pico con una variación del método racional. El método racional supone que la escorrentía máxima proveniente de un episodio de tormenta es proporcional a la lluvia caída, supuesto que se cumple en forma más rigurosa en cuencas mayoritariamente impermeables o en la medida que la magnitud de la lluvia crece y el área aportante se satura

Teóricamente se basa en los siguientes criterios:

1. La intensidad de la lluvia en la cuenca vertiente son uniformes en toda su área y ocurre durante un periodo de tiempo igual al tiempo de concentración  $t_c$ .
2. El máximo caudal se produce cuando la superficie total de la cuenca contribuye a la escorrentía al final de la misma.
3. El coeficiente de escorrentía  $C$  es igual a un porcentaje de la intensidad de la tormenta.

#### 4.3.3.1 Método Racional

La fórmula racional se expresa como:

$$q_{peak} = \frac{C * i * area}{3.6} \quad (4.29)$$

Donde,

$C$ , es el coeficiente de escorrentía

$i$ , es la intensidad de la lluvia en  $mm/hr$

$area$ , es el área de la subcuenca en  $km^2$

3.6, es un factor de conversión

El método supone que en una cuenca impermeable se hace caer uniformemente una lluvia de intensidad constante durante un largo tiempo. Al principio el caudal que sale de la cuenca será creciente con el tiempo, pero llegará un momento en el que alcance un punto de equilibrio, es decir, en el que el volumen que entra por unidad de tiempo por la lluvia sea el mismo que el caudal a la salida de la cuenca.

El tiempo que transcurre entre el inicio de la lluvia y el establecimiento del caudal de equilibrio se denomina tiempo de concentración y equivale al tiempo que tarda el agua en pasar del punto más alejado hasta la salida de la cuenca (ver Figura 12).

El tiempo de concentración depende del tiempo que tarda el agua hasta la salida de la cuenca y de la velocidad que adquiere en promedio, dentro de la misma. La velocidad es función de la pendiente del terreno y los cauces, la rugosidad y la superficie de los mismos.

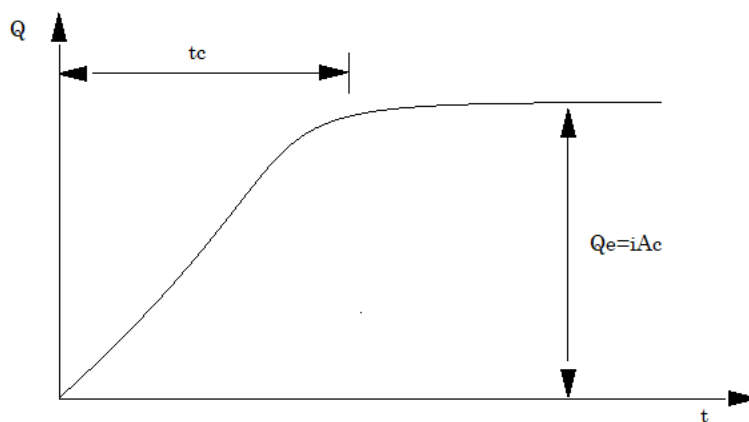


Figura 12. Tiempo de concentración (Aparicio, 1992)

El tiempo de concentración es la suma del tiempo necesario para que el flujo, desde el punto más remoto de la subcuenca llegue al cauce principal y el tiempo que le toma al flujo desde aguas arriba en llegar al punto de desagüe de la cuenca.

$$t_{conc} = t_{ov} + t_{ch} \quad (4.30)$$

Donde,

$t_{conc}$ , es el tiempo de concentración para una subcuenca

$t_{ov}$ , es el tiempo de concentración del flujo superficial (*hr*)

$t_{ch}$ , tiempo de concentración en el canal (*hr*)

a. Tiempo de concentración del flujo superficial

El tiempo de concentración del flujo superficial,  $t_{ov}$  puede ser calculado a partir de:

$$t_{ov} = \frac{L_{spl}}{3600 * v_{ov}} \quad (4.31)$$

En la que

$L_{spl}$ , longitud de la pendiente del canal

$v_{ov}$ , velocidad media del flujo superficial (*m/s*)

3600, factor de conversión

La velocidad media del flujo superficial  $v_{ov}$  puede ser estimada a partir de la ecuación de Manning considerando una franja de un (1) metro:

$$v_{ov} = \frac{q_{ov}^{0.4} * slp^{0.3}}{n^{0.6}} \quad (4.32)$$

Siendo

$q_{ov}$ , el caudal medio superficial ( $\frac{m^3}{s}$ )

$slp$ , pendiente promedio en la subcuenca (*m/m*)

$n$ , coeficiente de rugosidad de Manning para la subcuenca

Asumiendo un caudal medio de 6.35 mm/hr y haciendo la conversión de las unidades se tiene finalmente que:

$$v_{ov} = \frac{0.005 * L_{spl}^{0.4} * slp^{0.3}}{n^{0.6}} \quad (4.33)$$

Y

$$t_{ov} = \frac{L_{spl}^{0.6} * n^{0.6}}{18 * slp^{0.3}} \quad (4.34)$$

b. Tiempo de concentración en el cauce

Viene dado por la expresión:

$$t_{ch} = \frac{L_c}{3.6 * v_c} \quad (4.35)$$

En la cual,

$L_c$ , longitud media del cauce para la subcuenca (km)

$v_c$ , velocidad promedio del flujo en el cauce (m/s)

3.6, factor de conversión

La longitud media del cauce se estima a partir de la ecuación:

$$L_c = \sqrt{L * L_{cen}} \quad (4.36)$$

En la ecuación anterior,

$L$ , es la longitud del cauce desde el punto más alejado de la cuenca hasta su salida

$L_{cen}$ , es la distancia a lo largo del cauce hasta el centroide de la cuenca. En SWAT se asume que  $L_{cen} = 0.5 * L$ , con lo cual

$$L_c = 0.71 * L \quad (4.37)$$

La velocidad promedio se estima a partir de la ecuación de Manning asumiendo una sección trapezoidal con taludes 2:1 y una relación ancho-profundidad de 10:1

$$v_c = \frac{0.489 * q_{ch}^{0.25} * slp_{ch}^{0.375}}{n^{0.75}} \quad (4.38)$$

En la expresión anterior:

$v_c$ , velocidad promedio en el cauce (m/s)

$q_{ch}$ , caudal promedio del cauce ( $m^3/s$ )

$slp_{ch}$ , pendiente media del cauce

$n$ , coeficiente de rugosidad de Manning del cauce

El caudal promedio del cauce es obtenido a partir de:

$$q_{ch} = \frac{q_{ch}^* * area}{3.6} \quad (4.39)$$

$$q_{ch}^* = q_0^*(100 * area)^{-0.5} \quad (4.40)$$

En las expresiones anteriores,

$q_{ch}^*$ , es el flujo promedio en el cauce (mm/hr)

$area$ , área de la subcuenca en  $km^2$

100, es un factor de conversión

$q_0^*$ , flujo del área unitaria (mm/hr)

Asumiendo un flujo medio del área de la fuente unitaria de 6.35 mm/hry reescribiendo la ecuación de  $v_c$  se tiene:

$$v_c = \frac{0.317 * area^{0.125} * slp_{ch}^{0.375}}{n^{0.75}} \quad (4.41)$$

Luego,

$$t_{ch} = \frac{0.62 * L * n^{0.75}}{area^{0.125} * spl_{ch}^{0.375}} \quad (4.42)$$

Donde cada uno de los términos ha sido descrito anteriormente.

#### 4.3.3.1.1 Coeficiente de escorrentía

De acuerdo con Aparicio (1992), el coeficiente de escorrentía representa la fracción de lluvia que escurre de forma directa. El mismo varía a lo largo del tiempo y depende de las características del terreno y de la zona climática en que se encuentre la cuenca.

El coeficiente de escorrentía es calculado con la expresión:

$$C = \frac{Q_{surf}}{R_{day}} \quad (4.43)$$

Donde,

$Q_{surf}$ , escurrimiento superficial ( $mm H_2O$ )

$R_{day}$ , precipitación diaria ( $mm H_2O$ )

#### 4.3.3.1.2 Intensidad de lluvia

La intensidad de lluvia es la tasa de precipitación media durante un tiempo de concentración  $tc$ .

Basado en esta definición puede ser calculada con la ecuación:

$$C = \frac{Q_{surf}}{R_{day}} \quad (4.44)$$

Donde,

$i$ , es la intensidad de lluvia ( $mm/hr$ )

$R_{tc}$ , es la cantidad de lluvia caída durante el tiempo de concentración

$tc$ , es el tiempo de concentración para la subcuenca

Hersfield (1961) demostró que para diferentes duraciones y frecuencias la cantidad de precipitación caída durante un tiempo de concentración era proporcional a la cantidad de lluvia que cae en un periodo de 24 horas.

$$C = \frac{Q_{surf}}{R_{day}} \quad (4.45)$$

$$R_{tc} = \alpha_{tc} * R_{day} \quad (4.46)$$

Donde,

$R_{tc}$ , es la cantidad de lluvia que cae durante el tiempo de concentración ( $mm H_2O$ )

$\alpha_{tc}$ , es la fracción de la lluvia que ocurre durante el tiempo de concentración

$R_{day}$ , cantidad de precipitación en 24 horas

El valor mínimo de  $\alpha_{tc}$  puede ser definido sustituyendo los productos del tiempo e intensidad de lluvia en la ecuación de  $\alpha_{tc}$ :

$$\alpha_{tc,\min} = \frac{R_{tc}}{R_{day}} = \frac{i * t_{conc}}{i_{24} * 24} = \frac{t_{conc}}{24} \quad (4.47)$$

Entonces,

$$\frac{t_{conc}}{24} \leq \alpha_{tc} \leq 1.0 \quad (4.48)$$



SWAT estima la fracción de precipitación que cae durante el tiempo de concentración como una función de la intensidad de lluvia diaria que ocurre en 30 minutos de la precipitación de intensidad máxima.

$$\alpha_{tc} = 1 - \exp(2 * t_{conc} * \ln(1 - \alpha_{0.5})) \quad (4.49)$$

### 4.3.3.2 FÓRMULA RACIONAL MODIFICADA

La modificación del método Racional introducido por SWAT se expresa de la siguiente manera:

$$q_{peak} = \frac{\alpha_{tc} * Q_{surf} * area}{3.6 * t_{conc}} \quad (4.50)$$

Donde los términos de la ecuación de la fórmula han sido explicados con anterioridad.

### 4.3.4 PÉRDIDAS DE TRANSMISIÓN

Los cauces naturales en regiones áridas y semiáridas por lo general son efímeros. El flujo es ocasional y es posterior a la ocurrencia de tormentas, que son poco frecuentes. Cuando ocurre el flujo en cauces normalmente secos, el volumen de flujo es reducido por infiltración a través del lecho, de las márgenes y posiblemente de la llanura de inundación. Estas pérdidas por infiltración denominadas pérdidas de transmisión, no solo reducen el volumen del hidrograma, sino que también reducen el caudal pico (Jane, 2007).

Hipótesis:

- Toda el agua se pierde en el cauce.
- Las características de infiltración y otras características del cauce son uniformes.

- La concentración de sedimentos, temperatura, caudal inicial afecta las pérdidas de transmisión, pero la ecuación representa las condiciones promedio.
- El tramo del cauce es lo suficientemente pequeño para que el promedio del ancho y la duración sea representativo para todo el tramo.
- Una vez el volumen umbral ha sido satisfecho, el volumen de salida es linealmente proporcional al volumen de entrada.
- Una vez restada la pérdida promedio y el volumen de flujo entrante supera el umbral de volumen, el caudal máximo en la salida es linealmente proporcional al caudal máximo en la entrada.
- Para el cálculo del volumen y el caudal máximo, el aporte lateral se asume que ocurre al mismo tiempo que la entrada lateral aguas arriba.

#### 4.3.4.1 Descripción del método

La ecuación para predecir el volumen de escorrentía luego de las pérdidas de transmisión es:

$$\begin{aligned} vol_{Q_{surf},f} &= 0, & si \ vol_{Q_{surf},i} &\leq vol_{thr} \\ vol_{Q_{surf},f} &= a_x + b_x * vol_{Q_{surf},i} & si \ vol_{Q_{surf},i} &> vol_{thr} \end{aligned} \quad (4.51)$$

Donde,

$vol_{Q_{surf},f}$ , volumen de escorrentía luego de las pérdidas de transmisión ( $m^3$ )

$a_x$ , intercepto de regresión para un canal de ancho W y longitud L

$b_x$ , pendiente de regresión para un cauce de ancho W y longitud L

$vol_{Q_{surf},i}$ , volumen anterior a las pérdidas de regresión ( $m^3$ )

$vol_{thr}$ , volumen umbral para un cauce de ancho W y longitud L

El volumen umbral  $vol_{thr}$ , es calculado como:

$$vol_{thr} = -\frac{a_x}{b_x} \quad (4.52)$$

La ecuación correspondiente al caudal máximo (caudal pico) es:

$$q_{peak,f} = \frac{1}{3600 * dur_{flw}} * (a_x - (1 - b_x)vol_{Q_{surf,i}}) + b_x * q_{peak,i} \quad (4.53)$$

En la cual,

$q_{peak,f}$ , es el caudal pico luego de las pérdidas de transmisión  $\left(\frac{m^3}{s}\right)$

$dur_{flw}$ , duración del flujo (hr)

$q_{peak,i}$ , caudal pico antes de las pérdidas por transmisión  $\left(\frac{m^3}{s}\right)$

$b_x, a_x, vol_{Q_{surf,i}}$ , se han descrito previamente.

La duración del flujo se calcula como:

$$dur_{flw} = \frac{Q_{surf} * area}{3.6 * q_{peak}} \quad (4.54)$$

Donde,

$Q_{surf}$ , escorrentía superficial (mm  $H_2O$ )

$area$ , área de la subcuenca ( $km^2$ )

$q_{peak}$ , caudal pico

3.6, factor de conversión

Para calcular los parámetros de regresión para cauces de diferentes anchos y longitudes, se calculan los parámetros para un canal unitario.

Un canal unitario queda definido con las dimensiones de longitud y ancho de 1 km y 1 m respectivamente.

Los parámetros para el caudal unitario se calculan con las siguientes ecuaciones:

$$k_r = -2.22 * \ln \left( 1 - 2.6466 * \frac{k_{ch} * dur_{flw}}{vol_{Q_{surf,i}}} \right) \quad (4.55)$$

$$a_r = -0.2258 * k_{ch} * dur_{flw} \quad (4.56)$$

$$b_r = \exp(-0.4905 * k_r) \quad (4.57)$$

En las expresiones anteriores:

$k_r$ , factor de desintegración ( $1/(m * km)$ )

$a_r$ , intercepto de regresión del canal unitario ( $m^3$ )

$b_r$ , pendiente de regresión del canal unitario ( $m^3$ )

$k_{ch}$ , conductividad hidráulica efectiva ( $mm/hr$ )

$dur_{flw}$ , es la duración de la esorrentía ( $hr$ )

$vol_{Q_{surf,i}}$ , volumen de esorrentía inicial ( $m^3$ )

Luego los parámetros de regresión son:

$$b_x = \exp(-k_r * L * W) \quad (4.58)$$

$$a_r = \frac{a_r}{1 - b_r} * (1 - b_x) \quad (4.59)$$

## 4.4 EVAPOTRANSPIRACIÓN

### 4.4.1 FACTORES QUE AFECTAN EL CÁLCULO DE EVAPORACIÓN

#### 4.4.1.1 Variables climáticas

Penman-Monteith y Priestley y Taylor requieren de los valores reales de vapor de presión que se calcula a partir de la humedad relativa.

- Humedad relativa.

La humedad relativa (HR) expresa el grado de saturación del aire como el cociente entre la presión real y de vapor  $e$  a una temperatura dada y la presión de saturación de vapor  $e_0$  a la misma temperatura.

$$HR = \frac{e}{e^0} \quad (4.60)$$

La humedad relativa es el cociente entre la cantidad de agua que el aire realmente contiene a una determinada temperatura y la cantidad que podía contener si estuviera saturado a la misma temperatura. Tanto  $e$  como  $e^0$  en kPa.

La presión de saturación de vapor es la máxima presión de vapor que es termodinámicamente estable y es función de la temperatura del aire. SWAT utiliza la ecuación de Tentents (1930) y Murray (1967).

$$e^0 = \exp \left[ \frac{16.78 T_{av} - 116.9}{T_{av} + 237.3} \right] \quad (4.61)$$

Donde

$e^0$ , presión de saturación en un día (kPa)

$T_{av}$ , temperatura media del aire °C

Pendiente de la curva de saturación de vapor ( $\Delta$ )

Para el cálculo de la evapotranspiración se requiere calcular la pendiente de la relación entre la presión de saturación de vapor y la temperatura. La pendiente ( $\Delta$ ) se obtiene derivando la ecuación de presión de saturación de vapor.

$$\Delta = \frac{4098 e^0}{(T_{av} + 237.3)^2} \quad (4.62)$$

En la expresión anterior,

$\Delta$ , pendiente de la curva de saturación de vapor (kPa)

$T_{av}$ , temperatura diaria media del aire °C.

- Calor latente de vaporización  $\lambda$

El calor latente de vaporización  $\lambda$ , expresa la energía requerida para cambiar una masa de unidad de agua líquida a vapor de agua bajo presión y temperatura constantes. El vapor de calor latente varía en función de la temperatura y se calcula mediante:

$$\lambda = 2.501 - 2.361 * 10^{-3} * T_{av} \quad (4.63)$$

$\lambda$  en MJ/Kg

- Constante psicrométrica  $\gamma$

La constante psicrométrica se calcula como:

$$\gamma = \frac{CpP}{\varepsilon\lambda} = \frac{CpP}{0.622\lambda} \quad (4.64)$$

Donde

$\gamma$ , constante psicométrica en kPa/°C

P, presión atmosférica en kPa

$\Lambda$ , calor latente de vaporización

$C_p$ , calor específico a presión constante

$\varepsilon$ , cociente del peso molecular del vapor de agua/aire seco=0.622

La constante psicométrica representa el equilibrio entre el calor sensible de un aire que pasa a través de un termómetro de bulbo húmedo y el calor sensible que se convierte en calor latente (Neitsch et al., 2011).

- Presión atmosférica  $P$

Es la presión ejercida por el peso de la atmósfera terrestre. La evaporación en altitudes elevadas ocurre en gran parte gracias a la baja presión atmosférica que se expresa con la constante psicométrica.

SWAT estima la presión atmosférica usando la ecuación desarrollada por Doorenbos y Pruitt (1977) a partir de los datos de presión barométrica promedio en varios lugares del este de África.

$$P = 101.3 - 0.01152EL + 0.554 * 10^{-6}EL^2 \quad (4.65)$$

Donde:

$P$ , presión atmosférica (kPa)

$EL$ , elevación en m.

### 4.4.1.2 Energía

- a. Flujo de calor en el suelo  $G$

Es la energía que se utiliza para calentar el suelo.

- b. Radiación solar neta ( $H_{net}$ )

Es la diferencia entre la radiación entrante y saliente de longitudes de ondas cortas y largas. Es el equilibrio entre la energía absorbida, reflejada y emitida por la

superficie terrestre o la diferencia de la radiación de onda corta entrante y la radiación de onda saliente neta.

c. Radiación solar o de onda corta

La cantidad de radiación que llega a un plano horizontal en la superficie terrestre se conoce como radiación solar  $H_{day}$  (MJ/m<sup>2</sup>d). Como el sol emite energía por medio de ondas electromagnéticas caracterizadas por longitudes de ondas cortas, la radiación solar también se conoce como radiación de onda corta.

d. Radiación neta solar o de onda corta  $(1 - \alpha)H_{day}$

La radiación neta solar es la fracción de la radiación que no se refleja en la superficie. Su valor es  $(1 - \alpha)H_{day}$ .

$\alpha$ , es la fracción de la radiación solar que es reflejada por la superficie y se conoce como albedo. El albedo es muy variable de acuerdo al tipo de superficie y el ángulo de incidencia o la pendiente de la superficie terrestre. Su valor puede ser tan elevado como 0.95 para nieve y tan bajo como 0.05 para un suelo desnudo y húmedo.

El albedo  $\alpha$ , mide la proporción de la radiación neta entrante que se refleja nuevamente hacia la atmósfera (Chow et al., 1994). SWAT calcula el valor diario de  $\alpha$  en función del tipo de suelo cobertura vegetal y de nieve.

e. Radiación neta de onda larga o radiación terrestre ( $H_b$ )

La radiación solar emitida por la tierra se convierte en energía térmica. La tierra pierde esta energía por medio de varios procesos, entre los cuales se encuentra la emisión de radiación. La tierra pierde esta energía por medio de varios procesos, entre los cuales se encuentra la emisión de radiación.

La tierra que tiene una temperatura mucho más baja que el sol, emite energía radiante con longitudes de ondas más largas que el sol. Por ello, la radiación terrestre se conoce como radiación de onda larga. La radiación de onda larga emitida por el planeta es absorbida por la atmósfera o perdida hacia el espacio. La radiación de onda larga recibida por la atmósfera aumenta su temperatura.



La superficie terrestre emite y recibe radiación de onda larga. La diferencia entre la radiación de onda larga entrante y saliente se llama radiación neta de onda larga. Como la radiación saliente de onda larga es casi siempre mayor que la radiación entrante, la radiación neta de onda larga representa una pérdida de energía.

La emisión de radiación está dada por la ley de Stefan-Boltzman:

$$H_R = \varepsilon * \sigma * T_k^4 \quad (4.66)$$

Donde

$H_R$ , es la emisión de radiación  $\left(\frac{\text{MJ}}{\text{m}^2\text{d}}\right)$

$\varepsilon$ , emisividad de la superficie

$\sigma$ , constante de Stefan-Boltzman constante  $\left(4.903 * 10^9 \frac{\text{MJ}}{\text{m}^2 \text{K}^4 \text{d}}\right)$

$T_k$ , es la temperatura media del aire en grados Kelvin  $(273.15 + ^\circ\text{C})$

La radiación neta de onda larga es calculada con la ecuación:

$$H_b = fcl d * (\varepsilon_a - \varepsilon_{vs}) * \sigma * T_k^4 \quad (4.67)$$

$H_b$ , es la radiación neta de onda larga  $\left(\frac{\text{MJ}}{\text{m}^2\text{d}}\right)$

$fcl d$ , es un factor para ajustar la nubosidad

$\varepsilon_a$ , emitancia atmosférica

$\varepsilon_{vs}$ , emitancia vegetal o del suelo

Wright y Jensen (1972) desarrollaron la siguiente expresión para ajustar el factor de nubosidad  $fcl d$ :

$$fcl d = a * \frac{H_{day}}{H_{MX}} - b \quad (4.68)$$

SWAT utiliza la ecuación

$$H_b = - \left[ 0.9 * \frac{H_{day}}{H_{MX}} + 0.1 \right] * [0.34 - 0.139 * \sqrt{e}] * \sigma * T_k^4 \quad (4.69)$$

Donde

$e$ , es el vapor de presión

$H_{MX}$ , la máxima radiación solar posible

$H_{day}$ , la radiación solar o de onda corta

$T_k$ , temperatura media del aire en Kelvin.

## 4.4.2 EVAPOTRANSPIRACIÓN POTENCIAL

SWAT dispone de tres métodos para el cálculo de la evapotranspiración potencia. Estos son el método de Penman-Monteith, el método de Priestley y Taylor (1975) y el método de Hargreaves (1985).

### 4.4.2.1 Ecuación de Penman-Monteith

En 1948, Penman combinó el balance energético con el método de la transferencia de masa derivó una ecuación para calcular la evaporación de una superficie abierta de agua a partir de datos climáticos estándar de horas de sol, temperatura, humedad, atmósfera y velocidad de viento.

La ecuación de Penman-Monteith es:

$$\lambda E = \frac{\Delta * (H_{net} - G) + \rho_{air} * Cp * \frac{[e_z^0 - e_z]}{ra}}{\Delta + \gamma * \left( a + \frac{r_c}{r_a} \right)} \quad (4.70)$$

Donde

$H_{net}$ , radiación solar neta  $\left(\frac{MJ}{m^2d}\right)$

$G$ , flujo de calor en el suelo  $\left(\frac{MJ}{m^2d}\right)$ . SWAT asume el flujo de calor diario igual a cero  $G = 0$

$\Delta$ , representa la pendiente de la curva de presión de vapor de saturación  $\frac{de}{dT}$   $\left(\frac{kPa}{^\circ C}\right)$ , relaciona la presión de vapor con la temperatura.

$\rho_{air}$ , densidad media del aire a presión constante  $\left(\frac{Kg}{m^3}\right)$

$Cp$ , calor específico del aire  $\left(\frac{MJ}{Kg^\circ C}\right)$

$\gamma$ , constante psicrométrica  $\left(\frac{kPa}{^\circ C}\right)$

$r_a, r_c$ , resistencia aerodinámica y superficial (de la canopia) total

$e_z^0$ , presión de saturación de vapor a la temperatura del aire a una altura  $z$  (kPa)

$(e_z^0 - e_z)$ , representa el déficit de presión de vapor de aire.

$r_c$  describe la resistencia al flujo de vapor a través del suelo. Dicho de otro modo, describe la resistencia al flujo de vapor a través del cultivo transpirante de la superficie evaporante.

Una aproximación estable de una relación muy compleja de la resistencia superficial de una vegetación densa que cubre completamente el suelo:

$$r_c = \frac{rl}{0.5 * IAF} \quad (4.71)$$

En la cual

$r_c$ , es la resistencia superficial total (s/m)

$rl$ , resistencia estomática total de una hoja bien iluminada (s/m)

0.5  $IAF$ , índice activo del área foliar [ $m^2$  (área de la hoja) \*  $m^2$ (superficie del suelo)]

Toma en consideración el hecho de que en general solamente la mitad superior del cultivo de referencia está contribuyendo activamente a la transferencia superficial de calor y vapor de agua.

El Índice de Área Foliar ( $IAF$ ), es una cantidad adimensional, que presenta el área de la hoja (lado superior solamente) por unidad del área del suelo debajo de ella.

El  $IAF_{activo}$  es el índice del área foliar que contribuye activamente a la transferencia superficial de calor y de vapor.

$rl$ , es la resistencia media de una hoja individual. Esta resistencia es específica para cada cultivo y difiere entre variedades de cultivo y su manejo. Usualmente aumenta con la edad del cultivo y llega al máximo cuando éste madura.

La resistencia estomática está influenciada por el clima y por la disponibilidad de agua. Algunos estudios indican que la resistencia estomática está influenciada en algún grado por la radiación, temperatura y déficit de presión de vapor.

$ra$ , resistencia aerodinámica.

La transferencia de calor y vapor de agua desde la superficie evaporante hacia el aire se encuentra sobre la planta, está determinada por la resistencia aerodinámica:

$$ra = \frac{\ln\left(\frac{Z_w - d}{Z_{om}}\right) * \ln\left(\frac{Z_p - d}{Z_{ov}}\right)}{k^2 * u_z} \quad (4.72)$$

Donde:

$ra$ , resistencia aerodinámica

$Z_w$ , altura de medición del viento ( $cm$ )

$Z_{om}$ , longitud de la rugosidad que gobierna la transferencia de momentum ( $cm$ )

$Z_p$ , altura de medición de humedad ( $cm$ )

$d$ , plano de altura de desplazamiento cero ( $cm$ )

$Z_{ov}$ , longitud de la rugosidad que gobierna la transferencia de calor de vapor de agua ( $cm$ )

$k$ , constante de Von Karman

$u_z$ , velocidad del viento a la altura  $Z_w$  ( $\frac{m}{s}$ )

La constante de Von Karman es considerada una constante universal en flujo turbulento. Su valor ha sido calculado en un rango de 0.6-0.43. SWAT utiliza el valor de 0.41.

La ecuación se restringe a condiciones neutras de estabilidad, es decir, condiciones en las que la temperatura, la presión atmosférica y la distribución de la velocidad de viento siguen casi adiabáticas (sin intercambio de calor).

Para una amplia gama de cultivos, la altura de desplazamiento cero,  $d(cm)$ , y la transferencia de momento que gobierna la longitud de rugosidad,  $Z_{om}$ , se pueden estimar la altura del cultivo  $hc$  por medio de las siguientes ecuaciones:

$$d = \frac{2}{3} * hc \quad (4.73)$$

$$\begin{aligned} Z_{om} &= 0.123 * hc, & hc \leq 200 \text{ cm} \\ Z_{om} &= 0.058 hc^{1.19}, & hc > 200 \text{ cm} \end{aligned} \quad (4.74)$$

Brusaert (1975), determinó la relación entre el parámetro de rugosidad superficial  $Z_o$  y la altura media del cultivo que está descrita como:

$$\frac{hc}{Z_o} = 3e \quad \text{ó} \quad \frac{hc}{Z_o} = 8.15 \quad (4.75)$$

Para estimar la longitud de rugosidad que gobierna la transferencia de vapor de agua, Stricker y Brutsaert (1978) recomiendan usar  $Z_{ov} = 0.1 Z_{om}$ .

Las alturas de medición de viento ( $Z_w$ ) y medición de humedad ( $Z_p$ ) se asumen siempre iguales a 170 cm.

Para calcular la evapotranspiración, la ecuación de Penman-Monteith debe ser resuelta para un cultivo de referencia. Relacionar la  $ET_0$  con un cultivo específico tiene la ventaja de incorporar los procesos biológicos y físicos implicados en la  $ET$  de superficies cultivadas.

Los cambios en altura de cultivo dan lugar a variaciones en la rugosidad y el Índice de Área Foliar. Consecuentemente las resistencias aerodinámica y superficial son variables con el tiempo.

SWAT utiliza la alfalfa como cultivo de referencia con una altura  $hc$  de 40 cm y una resistencia superficial mínima de 100 s/m.

Usando esta altura de cultivo la ecuación de resistencia aerodinámica queda simplificada como:

$$ra = \frac{114}{u_z} \quad (4.76)$$

Y la ecuación de resistencia superficial para pasto y alfalfa mayor a 3 cm de altura (estimada con la ecuación de Allen et al. (1989):

$$IAF = 1.5 \ln(hc) - 1.4 \quad (4.77)$$

Para alfalfa con 40 cm de altura el Índice de Área Foliar (IAF) es 4.1.

Luego, la ecuación de resistencia superficial o de la canopia es:

$$rc = \frac{49}{1.4 - 0.4 \left( \frac{CO_2}{330} \right)} \quad (4.78)$$

Para una mayor precisión en la estimación de la evapotranspiración con esta ecuación, la misma debe calcularse a escala horaria y sumarse para obtener valores diarios.

### 4.4.2.2 Ecuación de Priestley y Taylor (1975).

Priestley y Taylor (1975) desarrollaron una versión simplificada de la ecuación combinada de Penman (1948) para aplicarla en superficies que se encontraban generalmente húmedas. En este método desaparece el componente aerodinámico y en su lugar el componente de energía multiplicado por un coeficiente  $\alpha_{pet} = 1.28$ , cuando el entorno se encuentra húmedo o bajo condiciones de humedad.

La expresión propuesta por Priestley y Taylor es:

$$\lambda E_0 = \alpha_{pet} * \frac{\Delta}{\Delta + \gamma} * (H_{net} - G) \quad (4.79)$$

Donde:

$\lambda$  es el calor latente de vaporización  $\left(\frac{MJ}{kg}\right)$

$E_0$  evapotranspiración potencial o de referencia  $(mm/d)$

$\alpha_{pet}$  coeficiente

$\Delta$  pendiente de la curva de presión de vapor de saturación  $\left(\frac{kPa}{^\circ C}\right)$

$\gamma$  constante psicrométrica  $(kPa/^\circ C)$

$H_{net}$  radiación neta  $\left(\frac{MJ}{m^2d}\right)$

$G$  es el flujo de calor del suelo  $\left(\frac{MJ}{m^2d}\right)$

El método de Priestley y Taylor pertenece al grupo de métodos basados en la ecuación basados en la radiación, esto es que se basa en la alta correlación existente entre la evapotranspiración y la radiación solar, principal factor que alimenta y controla el proceso. Este tipo de métodos fue sugerido para las áreas donde los datos climáticos disponibles incluían la medición de las horas de insolación, la nubosidad o la radiación, pero no la velocidad del viento ni la humedad atmosférica.

La ecuación de Priestley y Taylor provee la estimación de la evapotranspiración potencial para bajas condiciones advectivas. En regiones áridas y semiáridas donde la componente convectiva del balance de energía es significativa, esta ecuación subestima los valores de la evapotranspiración potencial.

### 4.4.2.3 Método de Hargreaves

El método de Hargreaves es un método basado en la temperatura comúnmente usado para la estimación del  $E_0$  en áreas donde la información meteorológica es escasa.

Los métodos basados en temperatura son los más fáciles de aplicar, ya que, por lo general, solo requieren de la temperatura del aire como parámetro principal, sin embargo, son los que arrojan resultados menos confiables (Clemente, 2014).

El modelo SWAT utiliza el método de Hargreaves (1985):

$$\lambda E_0 = 0.0023 H_0 (T_{mx} - T_{mn})^{0.5} (T_{av} + 17.8) \quad (4.80)$$

Donde

$\lambda$  es el calor latente de vaporización ( $MJ/Kg$ )

$E_0$  es la evapotranspiración potencial ( $\frac{mm}{d}$ )

$T_{mx}$ , temperatura máxima del aire ( $^{\circ}C$ )

$T_{mn}$ , temperatura mínima del aire ( $^{\circ}C$ )

$T_{av}$ , temperatura media del aire ( $^{\circ}C$ )

El método de Hargreaves y Samani (1985) es usado a menudo para predicciones de escala semanal o periodos mayores para su uso en el planeamiento regional, estudios de operación de embalses, diseño de la capacidad de canales y necesidades de riego y drenaje, etc. El atractivo de este método radica en su simplicidad, fiabilidad, mínima cantidad de datos, fácil de computación, bajo impacto por la estación meteorológica de aridez.



La ecuación de Hargreaves (1985) requiere solo de la temperatura máxima y mínima. La ecuación autocompensa la falta de datos de radiación solar ( $H_{day}$ ) y humedad relativa requerida por Penman-Monteith. La diferencia ( $T_{mx} - T_{mn}$ ) se correlaciona con la humedad relativa y la presión de vapor y es inversamente influenciada por el déficit de la velocidad del viento (Hargreaves, F. ASCE, & Allen, 2003).

### 4.4.3 EVAPOTRANSPIRACIÓN REAL

El proceso a seguir por el modelo SWAT para el cálculo de la evapotranspiración real es el siguiente:

1. SWAT evapora cualquier lluvia interceptada por la canopia.
2. Calcula la máxima cantidad de transpiración y sublimación/evaporación del suelo usando una aproximación similar a la de Ritchie (1972).
3. Luego calcula la cantidad real de sublimación y evaporación de la superficie del suelo.

Cuando hay presencia de nieve en la HRU, ocurre el proceso de sublimación, en caso contrario, será el de evaporación del suelo.

#### 4.4.3.1 Evaporación de la lluvia interceptada por la canopia

SWAT elimina toda el agua posible que esta retenida en la canopia cuando calcula la evapotranspiración real. Si la evapotranspiración potencial es menor que la cantidad retenida por la canopia. Si la evapotranspiración potencial es menor que la cantidad retenida por la canopia,  $R_{int}$ , entonces:

$$E_a = E_{can} = E_0 \quad (4.81)$$

$$R_{int(f)} = R_{int(i)} - E_{can} \quad (4.82)$$

### 4.4.3.2 Transpiración

Si la ecuación de Penman-Monteith es el método seleccionado para el cálculo de la evapotranspiración potencial, la transpiración es calculada por el modelo con estas mismas ecuaciones.

Para cualquier que los dos (2) métodos restantes:

$$E_t = \begin{cases} \frac{E'_0 * IAF}{3.0} & 0 \leq IAF \leq 3.0 \\ E'_0 & IAF > 3.0 \end{cases} \quad (4.83)$$

Donde

$E_t$  es la máxima transpiración  $mm H_2O$

$E'_0$  es la evapotranspiración potencial ajustada por la evaporación del agua libre en la canopia ( $mm H_2O$ )

$IAF$  es el Índice de Área Foliar

El valor calculado es la transpiración que ocurre durante un día determinado cuando las plantas/cultivo crece bajo condiciones ideales.

### 4.4.3.3 Evaporación del agua del suelo

La cantidad máxima de evaporación en un día determinado es calculada como:

$$E_s = E'_0 * cov_{sol} \quad (4.84)$$

En la que,

$E_s$ , evaporación máxima ( $mm H_2O$ )

$E_0$ , evapotranspiración potencial ajustada ( $mm H_2O$ )

$cov_{sol}$  es el índice de cobertura del suelo calculado como

$$cov_{sol} = \exp(-5.0 * 10^{-5} * cv) \quad (4.85)$$

$cv$  es la cobertura de biomasa y residuos ( $kg/ha$ )

La cantidad de evaporación máxima es reducida en los periodos de mayor consumo de agua por parte de la planta mediante:

$$E'_s = \min \left[ E_s, \frac{E_s - E'_0}{E_s + E_t} \right] \quad (4.86)$$

En la ecuación anterior

$E'_s$ , es la máxima evaporación ajustada por el consumo de agua por parte de la planta ( $mm H_2O$ )

$E_s$ , es la evaporación máxima ( $mm H_2O$ ) en un día

$E'_0$ , evapotranspiración potencial ajustada por la evapotranspiración del agua libre en la canopia

$E_t$  es la transpiración es baja  $E'_s \rightarrow E_s$ . Sin embargo, como  $E_t$  se aproxima a  $E'_0$ ,

$$E'_s \rightarrow \frac{E_s}{1+cov_{sol}}$$

Cuando la cantidad de agua en el suelo está disponible para la evaporación, SWAT distribuye la misma entre las diferentes capas del suelo. La profundidad usada es:

$$E_{soil,z} = E_s'' * \frac{z}{z + \exp(2.374 - 0.00713z)} \quad (4.87)$$

Donde:

$E_{soil,z}$  es la cantidad de agua disponible para la evaporación a una profundidad  $z$  ( $mm H_2O$ )

$E_s''$  es la cantidad de evaporación máxima en un día ( $mm H_2O$ )

$z$  es la profundidad

Los coeficientes en esta ecuación fueron seleccionados del 50% de la cantidad de agua evaporable extraída de los 10 mm superiores del suelo y del 95% de la cantidad de agua de los 100 mm superiores del perfil del suelo.

La cantidad de agua evaporable en una capa de suelo es determinada tomando la diferencia entre la cantidad de agua evaporable calculada en la frontera superior e inferior de cada capa de suelo.

$$E_{soil,ly} = E_{soil,zl} - E_{soil,zu} \quad (4.88)$$

Donde:

$E_{soil,ly}$  es la cantidad de agua disponible para la evaporación para cada capa ( $mm H_2O$ )

$E_{soil,zl}$  es la cantidad de agua evaporable en la frontera (borde superior) de la capa de suelo ( $mm H_2O$ )

$E_{soil,zu}$ , la cantidad de agua evaporable en el límite inferior de la capa de suelo ( $mm H_2O$ ).

## 4.5 NUTRIENTES

### 4.5.1 Cuantificación del nitrógeno en el suelo

SWAT monitorea 5 reservas de nitrógeno en el suelo. Dos de estas son formas inorgánicas y tres orgánicas (ver Figura 13).

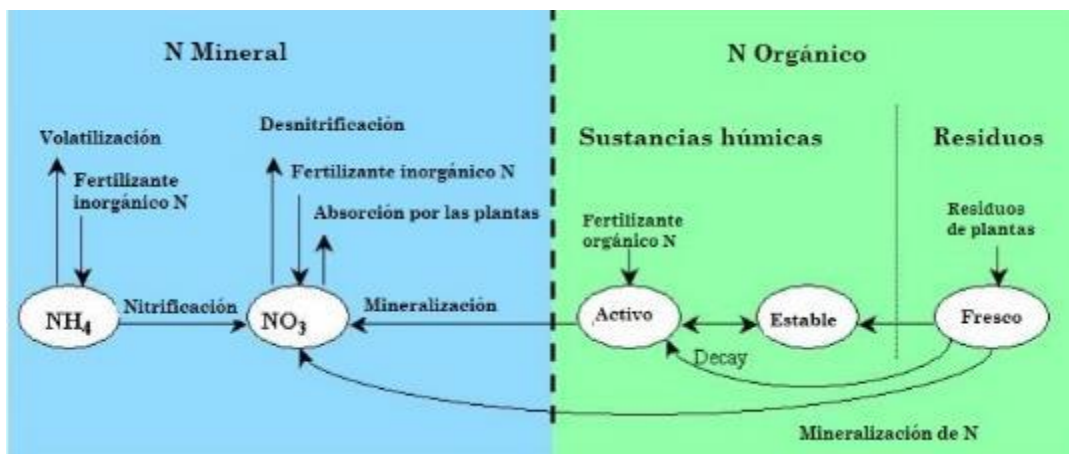


Figura 13. Reservas de nitrógeno en el suelo (Neitsch et al., 2011).

El nitrógeno está presente en el suelo en forma orgánica y mineral. El nitrógeno orgánico puede estar asociado con los residuos de vegetación y la biomasa microbiana o a las sustancias húmicas del suelo. El nitrógeno que se encuentra en los restos de vegetación pertenece a la reserva orgánica fresca, mientras que el nitrógeno asociado al humus puede encontrarse en la reserva estable y en la reserva activa, además de que puede moverse de una reserva a otra. Por otra parte, el nitrógeno mineral se encuentra como amonio ( $NH_4$ ) y como nitrato ( $NO_3$ ), ambas reservas comprenden la reserva de nitrógeno mineral.

Los procesos de transformación del nitrógeno y su paso de una reserva a otra se resumen a continuación.

1. El modelo parte de las concentraciones iniciales de nitrógeno en el suelo se obtienen mediante:

- Introducción directa de la concentración de nitratos ( $NO_3^-$ ) al suelo o en caso contrario, se calcula mediante una ecuación exponencial en función de la profundidad del terreno para el caso de los nitratos.
  - Considerando la relación C:N presente en el suelo para el caso del nitrógeno orgánico.
  - Considerando los niveles iniciales de amonio iguales a cero.
2. Descomposición y mineralización
    - Mediante la mineralización y descomposición, el nitrógeno orgánico contenido en las reservas orgánica, fresca y activa se transforma en nitrógeno mineral que se añade a las reservas de nitrato. Estos procesos biológicos dependen de la temperatura y de la disponibilidad de agua en el suelo y están relacionados estequiométricamente con el carbono presente en el suelo.
  3. Nitrificación y volatilización del amonio
    - La nitrificación es un proceso de oxidación bacteriana de dos etapas que permite la transformación del amonio a nitrato y que depende de la temperatura y contenido de agua en el suelo.
    - A través del proceso de volatilización, el amonio contenido en la reserva mineral se transforma en nitrógeno amoniacal en fase gas mediante carbonato cálcico o urea. Es función de la temperatura del suelo y la profundidad.
  4. Desnitrificación
    - Reducción bacteriana de nitrato a gas ( $N_2$  o  $N_2O$ ) bajo condiciones anaeróbicas. Es función del contenido de agua del suelo, temperatura y la presencia de fuentes de nitratos y carbono. Se estima que el nitrato perdido mediante este proceso es del 10-20%.
  5. Deposición atmosférica de nitrógeno en forma de nitrato y amonio a través del viento y la lluvia.
  6. Fijación u obtención del nitrógeno a través de la bacteria rhizobia fijada en las raíces de las legumbres.

### 4.5.1.1 Concentraciones iniciales de nitrógeno en el suelo

El modelo SWAT permite introducir las cantidades de nitrato en el suelo al inicio de la simulación, de lo contrario las calcula con las siguientes operaciones:

- Concentración inicial de nitratos en cada capa de suelo

$$NO3_{conc,z} = 7 * \exp\left(-\frac{z}{1000}\right) \quad (4.89)$$

Donde,

$NO3_{conc,z}$ , es la concentración de nitrato a la profundidad  $z$ . ( $mg/kg$  o  $ppm$ )

$z$ , profundidad a la que se encuentra la capa de suelo desde la superficie ( $mm$ )

- Concentración de nitrógeno orgánico húmico

$$orgN_{hum,ly} = 10^4 \left(\frac{orgC_{ly}}{14}\right) \quad (4.90)$$

$orgN_{hum,ly}$ , es la concentración de nitrógeno orgánico en las sustancias húmicas de la capa de suelo ( $mm/kg$  o  $ppm$ )

$orgC_{ly}$ , es cantidad de carbono orgánico en la capa de suelo

El nitrógeno orgánico en las sustancias húmicas del suelo puede encontrarse en la reserva activa o la reserva estable.

La concentración de nitrógeno que se encuentra en la reserva activa es el 2% de la reserva total en las sustancias húmicas del suelo.

$$orgN_{act,ly} = 0.02 * orgN_{hum,ly} \quad (4.91)$$

Luego la concentración de nitrógeno que se encuentra en la reserva estable es el 98% restante del total contenido en las sustancias húmicas

$$orgN_{sta,ly} = 0.98 * orgN_{hum,ly} \quad (4.92)$$

La reserva de nitrógeno orgánico fresco se encuentra en la capa superior del suelo de 10 mm de espesor. La concentración de nitrógeno en esta reserva corresponde al 0.15% de la cantidad inicial de residuos en la superficie del suelo.

$$orgN_{frsh,surf} = 0.015 * rsd_{surf} \quad (4.93)$$

Donde  $rsd_{surf}$  material residual de vegetación en la capa superior de 10 mm de suelo en  $kg/ha$

Una vez determinadas las concentraciones de los nutrientes, el modelo convierte estas concentraciones a unidades de masa por lo que multiplica la concentración por la densidad aparente de la capa y la divide por 100:

$$\frac{conc_N * \rho_b * depth_{ly}}{100} = \frac{kgN}{ha} \quad (4.94)$$

Donde:

$conc_N$  es la concentración de nitrógeno en una capa ( $mg/kg$  o  $ppm$ )

$\rho_b$  es la densidad aparente ( $mg/m^3$ )

$depth_{ly}$  es la profundidad de la capa ( $mm$ )

### 4.5.1.2 Transformaciones del nitrógeno en el suelo

#### a. Mineralización, descomposición e inmovilización

Para el cálculo del proceso de mineralización, el modelo SWAT utiliza una adaptación del algoritmo del modelo de mineralización de PAPRAN considerando dos fuentes de mineralización:

1. La reserva de nitrógeno orgánico fresco
2. La reserva de nitrógeno orgánico de las sustancias húmicas



Tanto la mineralización como la descomposición son dependientes de la disponibilidad del agua y de la temperatura en el suelo. Para tomarlos en cuenta, se utilizan dos (2) factores en las ecuaciones de mineralización.

1. Factor temperatura en el ciclo del nutriente

$$\gamma_{tmp,ly} = 0.9 * \frac{T_{soil,ly}}{T_{soil,ly} + \exp(9.93 - 0.312 * T_{soil,ly})} + 0.1 \geq 0.1 \quad (4.95)$$

En la que  $T_{soil,ly}$  es la temperatura de la capa de suelo en °C

2. Factor de agua en el ciclo del nutriente

$$\gamma_{sw,ly} = \frac{SW_{ly}}{FC_{ly}} \geq 0.05 \quad (4.96)$$

Donde

$SW_{ly}$  es el contenido de agua en la capa ( $mm H_2O$ )

$FC_{ly}$  es el contenido de agua en la capa en el punto de la capacidad de campo ( $mm H_2O$ )

- Mineralización del nitrógeno presente en el humus

En las sustancias húmicas del suelo, el nitrógeno se mueve entre la reserva orgánica activa y la estable. La cantidad de N que es transferido de una reserva a otra se calcula mediante la ecuación:

$$N_{trans,ly} = \beta_{trans} * orgN_{act,ly} * \left( \frac{1}{fr_{actN}} - 1 \right) - orgN_{sta,ly} \quad (4.97)$$

En la que,

$\beta_{trans}$  es una constante de velocidad de valor  $10^{-5}$

$orgN_{act,ly}$ , es la cantidad de nitrógeno en la reserva orgánica activa en  $kgN/ha$

$fr_{actN}$ , fracción húmica de nitrógeno en la reserva activa igual a 0.02

$orgN_{sta,ly}$ , cantidad de nitrógeno en la reserva orgánica estable  $kgN/ha$

- Mineralización en la reserva de orgánica activa

$$N_{mina,ly} = \beta_{min} * (\gamma_{tmp,ly} * \gamma_{sw,ly})^{\frac{1}{2}} * orgN_{act,ly} \quad (4.98)$$

Donde  $\beta_{min}$  es el coeficiente de velocidad de los nutrientes en el humus orgánico activo.

Este nitrógeno mineralizado se suma a la reserva de nitrato de la capa de suelo.

- Mineralización y descomposición de residuos de organismos

La descomposición y mineralización del nitrógeno presente en las reservas de nitrógeno orgánico fresco tiene lugar en la capa superior de 10 mm de suelo. Ambos procesos están controlados por una constante de velocidad de desintegración que se actualiza diariamente en el modelo. Esta constante es calculada en función de la proporción carbono/nitrógeno y carbono/fósforo en el residuo, además de la temperatura y del contenido de agua.

La proporción C:N se obtiene mediante:

$$\varepsilon_{C:N} = \frac{0.58 * rsd_{ly}}{orgN_{frsh,ly} + NO3_{ly}} \quad (4.99)$$

En la cual:

$\varepsilon_{C:N}$  es la proporción de C: N presente en los residuos presentes en el suelo.

$rsd_{ly}$  es el residuo en la capa de suelo ( $kg/ha$ )

0.58 es la fracción de residuo que es carbono

$orgN_{frsh,ly}$  es el nitrógeno contenido en la reserva orgánica de la capa de suelo ( $kgN/ha$ )

$NO3_{ly}$  es la cantidad de nitratos en la capa ( $kg N/ha$ )

Por otro lado, proporción C: P en el residuo es calculado como:

$$\varepsilon_{C:P} = \frac{0.58 * rds_{ly}}{orgP_{frsh,ly} + P_{solution,ly}} \quad (4.100)$$

Donde:

$\varepsilon_{C:P}$  es la proporción de residuo en la capa de suelo

$rds_{ly}$ , residuos en la capa de suelo(kg/ha)

0.58 es la fracción de residuo que es carbono

$orgP_{frsh,ly}$ , es el fósforo en la reserva orgánica en la capa (kgP/ha)

$P_{solution,ly}$ , es la cantidad de fósforo en solución en la capa (kgP/ha)

Y la velocidad de desintegración,

$$\delta_{ntr,ly} = \beta_{rsd} * \gamma_{ntr,ly} * (\gamma_{tmp,ly} * \gamma_{sw,ly})^{\frac{1}{2}} \quad (4.101)$$

Siendo cada uno de sus factores:

$\beta_{rsd}$ , coeficiente de velocidad del residuo.

$\gamma_{ntr,ly}$ , factor de descomposición del residuo en el ciclo del nutriente.

$\gamma_{tmp,ly}$ , factor de temperatura en el ciclo del nutriente

$\gamma_{sw,ly}$ , factor de agua en el ciclo del nutriente

El factor de descomposición del residuo en el ciclo del nutriente será igual al mínimo de estos tres valores:

$$\begin{aligned} \gamma_{ntr,ly} &= \exp\left(-0.693 * \frac{\varepsilon_{C:N} - 25}{25}\right) \\ \gamma_{ntr,ly} &= \exp\left(-0.693 * \frac{\varepsilon_{C:P} - 200}{200}\right) \\ \gamma_{ntr,ly} &= 1.0 \end{aligned} \quad (4.102)$$

Luego el nitrógeno mineralizado en las reservas de nitrógeno orgánico fresco en  $kg N/ha$  será igual a:

$$N_{minf,ly} = 0.8 * \delta_{ntr,ly} * orgN_{frsh,ly} \quad (4.103)$$

Finalmente, el nitrógeno mineralizado de las reservas de residuos orgánico fresco se suma a las reservas de nitrato en la capa de suelo.

Y la descomposición del nitrógeno en esta reserva es:

$$N_{dec,ly} = 0.2 * \delta_{ntr,ly} * orgN_{frsh,ly} \quad (4.104)$$

En  $kg N/ha$

Añadiéndose este nitrógeno obtenido por descomposición a la reserva orgánica activa en el humus de la capa de suelo.

#### b. Nitrificación y volatilización

La nitrificación se define como el proceso de oxidación  $NH_4^+$  a  $NO_3^-$ , realizado por un grupo de microorganismos autótrofos principalmente nitrobacterias que obtienen su energía a partir de este. Consta de un proceso de dos etapas: en la primera, las bacterias nitrosomonas que transforman el  $NH_4^+$  en  $NO_2^-$  y la etapa posterior el  $NO_2^-$  es convertido en  $NO_3^-$  por parte de las nitrobacterias. Este proceso es función de la temperatura y el contenido de agua del suelo.

La volatilización se utiliza para describir la pérdida de N del suelo como amoníaco ( $NH_3$ ). Es función de la temperatura, profundidad, la capacidad de intercambio catiónico.

El modelo SWAT simula los procesos anteriores usando una combinación de los métodos desarrollados por Reddy et al. (1979) y Godwin et al. (1984). Con esto obtiene la cantidad total de nitrógeno perdido mediante nitrificación y volatilización y luego separa la cantidad correspondiente a cada proceso.

Para tomar en cuenta los factores que influyen en ambos procesos, se calculan previamente cuatro (4) factores:

1. Factor de temperatura (nitrificación/volatilización)

El cálculo de este factor toma en consideración que tanto el proceso de nitrificación y volatilización ocurren únicamente cuando la temperatura en la capa de suelo supera los 5°C.

Luego, la expresión que calcula este factor es:

$$\eta_{tmp,ly} = 0.41 * \frac{T_{soil,ly} - 5}{10} \quad T_{soil,ly} > 5 \quad (4.105)$$

En la que  $T_{soil,ly}$  es la temperatura de la capa de suelo en °C.

2. Factor de agua en el suelo (nitrificación)

$$\eta_{sw,ly} = \frac{SW_{ly} - WP_{ly}}{0.25 * (FC_{ly} - WP_{ly})}, \quad \text{siempre que } SW_{ly} < 0.25 * FC_{ly} - 0.75WP_{ly} \quad (4.106)$$

$$\eta_{sw,ly} = 1, \quad SW_{ly} \geq 0.25 * FC_{ly} - 0.75 * WP_{ly}$$

Donde,

$\eta_{sw,ly}$ , factor de agua en el suelo para la nitrificación

$SW_{ly}$ , es el contenido de agua en la capa de suelo en  $mm H_2O$

$WP_{ly}$ , es la cantidad de agua retenida en la capa de suelo en el punto de marchitez en  $mm H_2O$

$FC_{ly}$ , es la cantidad de agua retenida en la capa de suelo en el punto de capacidad de campo en  $mm H_2O$

3. Factor de profundidad (volatilización)

$$\eta_{midz,ly} = 1 - \frac{Z_{mid,ly}}{Z_{mid,ly} + \exp(4.706 - 0.0305 * Z_{mid,ly})} \quad (4.107)$$

Donde,

$\eta_{midz,ly}$ , factor de profundidad (volatilización)

$Z_{mids,ly}$ , profundidad medida desde la superficie del suelo hasta la mitad de la capa de suelo en cuestión en *mm*.

#### 4. Factor de intercambio catiónico

El factor de intercambio catiónico es definido como una constante equivalente a 0.15

$$\eta_{cec,ly} = 0.15 \quad (4.108)$$

El impacto de los condicionantes ambientales en la nitrificación y volatilización en una capa de suelo es considerado mediante los factores de regulación de la nitrificación y regulación de la volatilización.

El factor de regulación de la nitrificación es el producto de los factores de temperatura y de agua en el suelo, con lo cual:

$$\eta_{nit,ly} = \eta_{tmp,ly} * \eta_{sw,ly} \quad (4.109)$$

Y el factor de regulación de la volatilización es:

$$\eta_{vol,ly} = \eta_{tmp,ly} * \eta_{midz,ly} * \eta_{cec,ly} \quad (4.110)$$

La cantidad de amonio perdido por nitrificación y volatilización es usando la ecuación cinética de primer orden:

$$N_{(nit|vol,ly)} = NH4_{ly} * (1 - \exp(-\eta_{nit,ly} - \eta_{vol,ly})) \quad (4.111)$$

Donde:

$N_{(nit|vol,ly)}$ , es la cantidad de amonio convertido mediante volatilización y nitrificación en la capa (*kgN/ha*)

$NH4_{ly}$ , cantidad de amonio en la capa (*kg N/ha*)

$\eta_{nit,ly}$ , factor de regulación de la nitrificación

$\eta_{vol,ly}$ , factor de regulación de la volatilización

La fracción correspondiente al nitrógeno perdido por nitrificación y volatilización se obtiene mediante las expresiones:

$$fr_{nit,ly} = 1 - \exp(-\eta_{nit,ly}) \quad (4.112)$$

Donde  $fr_{nit,ly}$  es la fracción de nitrógeno perdido por nitrificación.

Y la fracción de nitrógeno perdido por volatilización es:

$$fr_{vol,ly} = 1 - \exp(-\eta_{vol,ly}) \quad (4.113)$$

Una vez calculado lo anterior se puede obtener la cantidad de nitrógeno eliminado de la reserva de amonio por nitrificación en  $kgN/ha$ :

$$N_{nit,ly} = \frac{fr_{nit,ly}}{fr_{nit,ly} + fr_{vol,ly}} * N_{(nit|vol, ly)} \quad (4.114)$$

### c. Desnitrificación

SWAT determina la cantidad de nitrato perdido mediante la desnitrificación mediante la ecuación:

$$\begin{aligned} N_{denit,ly} &= NO3_{ly} * (1 - \exp(-\beta_{denit,ly} * \gamma_{tmp,ly} * orgC_{ly})) \text{ para } \gamma_{sw,ly} \geq \gamma_{sw,thr} \\ N_{denit,ly} &= 0 \text{ para } \gamma_{sw,ly} < \gamma_{sw,thr} \end{aligned} \quad (4.115)$$

En la cual:

$N_{denit,ly}$ , cantidad de nitrógeno perdido en la desnitrificación ( $kgN/ha$ )

$NO3_{ly}$ , cantidad de nitrato en la capa ( $kgN/ha$ )

$\gamma_{tmp,ly}$ , factor de temperatura

$orgC_{ly}$ , cantidad de carbono orgánico en la capa

$\gamma_{sw,thr}$ , valor umbral del factor de agua en el ciclo del nutriente para que ocurra la desnitrificación.

d. Deposición atmosférica del nitrógeno

La descarga de rayos convierte  $N_2$  atmosférico en ácido nítrico el cual puede ser transferido al suelo mediante la precipitación.

- Deposición húmeda de nitrógeno

La cantidad de nitrato aportado por la deposición húmeda es calculada como:

$$NO3_{rain} = 0.01 * R_{NO3} * R_{day} \quad (4.116)$$

Donde:

$NO3_{rain}$ , cantidad de nitrato que llega al suelo por el aporte de la precipitación ( $kgN/ha$ )

$R_{NO3}$ , concentración de nitrato en la lluvia ( $mgN/L$ )

$R_{day}$ , cantidad de precipitación ( $mm H_2O$ )

La cantidad de amoníaco que aporta la lluvia al suelo es obtenida como:

$$NH4_{rain} = 0.01 * R_{NH4} * R_{day} \quad (4.117)$$

El nitrógeno procedente de la lluvia es añadido a la reserva de amoníaco en la capa superficial de suelo de 100 mm de espesor.

- Deposición seca de nitrógeno

La deposición seca de nitrato y amoníaco es un dato de entrada del modelo para cada subcuenca. La deposición media diaria es añadida a su respectiva reserva de suelo.

$$NO3_{ly=1} = NO3_{ly=1} + NO3_{drydep} \quad (4.118)$$



$$NH4_{ly=1} = NH4_{ly=1} + NH4_{drydep} \quad (4.119)$$

En las expresiones anteriores:

$NO3_{ly=1}$ , es el nitrógeno en la capa superficial del suelo

$NH4_{ly=1}$ , es el amonio en la capa superficial del suelo

$NO3_{drydep}$ , es la deposición seca diaria de nitrato ( $kg/ha$ )

$NH4_{drydep}$ , es la deposición seca de amonio ( $kg/ha$ )

### 4.5.1.3 Nitratos en el acuífero poco profundo

SWAT utiliza una función de ponderación del decaimiento exponencial propuesta por Venetis (1969) y usada por Sangrey et al. (1984) para cuantificar el tiempo que demora el acuífero en recargarse una vez el agua llega al perfil de suelo. La función de retardo adopta situaciones donde la recarga del acuífero no es instantánea. El modelo utiliza la misma relación para cuantificar el tiempo del movimiento del nitrato desde el perfil del suelo hasta el acuífero.

La recarga de nitrato en el acuífero es:

$$NO3_{rchrg,i} = \left(1 - \exp\left(-\frac{1}{\delta gw}\right)\right) * NO3_{perc} + \exp\left(-\frac{1}{\delta gw}\right) * NO3_{rchrg,i-1} \quad (4.120)$$

Donde:

$NO3_{rchrg,i}$ , cantidad de nitrato en recarga que entra al acuífero en un día ( $kgN/ha$ )

$\delta gw$ , tiempo de retardo o tiempo de drenaje de las formaciones geológicas ( $días$ )

$NO3_{rchrg,i-1}$ , cantidad de nitrato en recarga que entra acuífero en el día previo ( $kgN/ha$ )

El nitrato en el acuífero poco profundo puede permanecer en el acuífero, recargar el acuífero profundo, moverse con el flujo subterráneo hasta el cauce principal o ser transportado fuera del acuífero con el agua en respuesta a deficiencias hídricas.

La cantidad de nitrato en el acuífero poco profundo luego de tomar en cuenta los procesos anteriores es:

$$NO3_{sh,i} = (NO3_{sh,i-1} + NO3_{rchr,i}) * \frac{aq_{sh,i}}{aq_{sh,i} + Q_{gw} + W_{revap} + W_{rchr,dp}} \quad (4.121)$$

Cantidad de nitrato perdido en el flujo subterráneo:

$$NO3_{gw} = (NO3_{sh,i-1} + NO3_{rchr,i}) * \frac{Q_{gw}}{aq_{sh,i} + Q_{gw} + W_{revap} + W_{rchr,dp}} \quad (4.122)$$

Cantidad de nitrato perdido en revap al perfil del suelo:

$$NO3_{revap} = (NO3_{sh,i-1} + NO3_{rchr,i}) * \frac{W_{revap}}{aq_{sh,i} + Q_{gw} + W_{revap} + W_{rchr,dp}} \quad (4.123)$$

Cantidad de nitrato transportado al acuífero profundo:

$$NO3_{dp} = (NO3_{sh,i-1} + NO3_{rchr,i}) * \frac{W_{rchr,dp}}{aq_{sh,i} + Q_{gw} + W_{revap} + W_{rchr,dp}} \quad (4.124)$$

En las expresiones anteriores cada uno de los términos representan:

$NO3_{sh,i-1}$ , la cantidad de nitrato en el acuífero poco profundo al final del día de (i-1) en  $\frac{kgN}{ha}$

$NO3_{rchr,i}$ , la cantidad de nitrato en recarga en el día i que entra al acuífero

$aq_{sh,i}$ , la cantidad de agua almacenada en el acuífero poco profundo al final del día i en  $mm H_2O$

$W_{rchr,i}$ , la cantidad de agua en recarga que entra al acuífero en el día i en  $mm H_2O$

$Q_{gw}$ , el flujo subterráneo o flujo base en el cauce principal en el día  $i$  en  $mm H_2O$

$W_{revap}$ , la cantidad de agua que se mueve a través de las zonas del suelo en respuesta a la diferencia hídrica en el día  $i$  en  $mm H_2O$

$W_{rchr,dp}$ , la cantidad de agua que entra al acuífero profundo en el día  $i$  en  $mm H_2O$

La eliminación de nitrato del acuífero poco profundo es gobernada por la ecuación cinética de primer orden:

$$NO3_{sh,t} = NO3_{sh,0} * \exp(-K_{NO3_{sh}} * t) \quad (4.125)$$

En la que,

$NO3_{sh,i}$ , es la cantidad de nitrato en el acuífero poco profundo en el tiempo  $t$  ( $kgN/ha$ )

$NO3_{sh,0}$ , cantidad inicial de nitrato en el acuífero poco profundo ( $kgN/ha$ )

$K_{NO3_{sh}}$ , es la constante de velocidad para la eliminación de nitrato en el acuífero poco profundo ( $1/día$ )

$t$ , es el tiempo transcurrido desde que la cantidad de nitrato inicial fuera determinada ( $días$ )

La constante de velocidad relacionada con el periodo de semidesintegración es:

$$t_{\frac{1}{2},NO3_{sh}} = \frac{0.693}{K_{NO3_{sh}}} \quad (4.126)$$

Donde  $t_{\frac{1}{2},NO3_{sh}}$  es en  $días$ .

## 4.5.2 Cuantificación del fósforo en el suelo

SWAT monitorea seis (6) reservas de fósforo en el suelo, tres (3) de estas son reservas de fósforo inorgánico y tres (3) orgánicas.

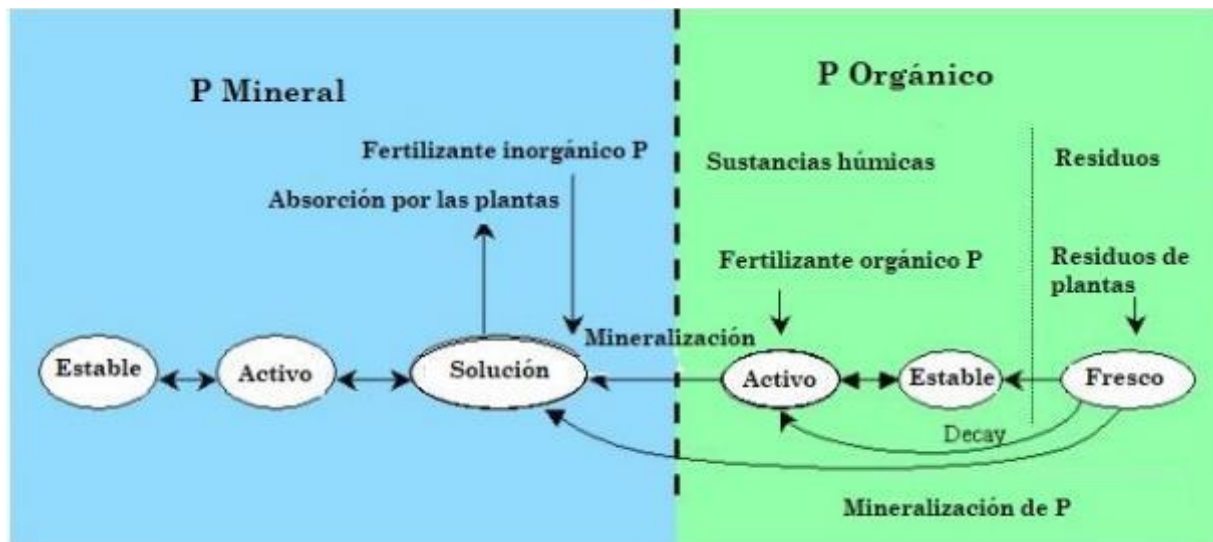


Figura 14. Reservas de fósforo (P) en el suelo (Neitsch et al., 2011).

Los pasos ejecutados por el modelo para la cuantificación del fósforo siguen el esquema siguiente:

1. Niveles iniciales de fósforo en el suelo
  - Pueden ser introducidas las concentraciones de fósforo o en caso contrario
  - Se establece una concentración inicial de fósforo de  $5\text{mg/Kg}$  en todas las capas de suelo.
  - Se calcula mediante una ecuación el fósforo mineral presente en la reserva activa.
  - La concentración de fósforo de la reserva estable es 4 veces la concentración presente en la reserva activa.

- Se emplea la relación N:P para la asignación de los niveles de fósforo orgánico húmico
  - Se establece que el fósforo de la reserva fresca es igual a cero
2. Mineralización y descomposición
    - Dependen de la temperatura y de la disponibilidad de agua en el suelo.
  3. Adsorción de fósforo inorgánico
  4. Lixiviación

### 4.5.2.1 Concentraciones iniciales de fósforo en el suelo

La concentración inicial de fósforo en todas las capas de suelo es de  $5 \text{ mg/kg}$ . Esta concentración es representativa de un terreno virgen con vegetación nativa. En un terreno cultivado, una concentración de  $25 \text{ mg/kg}$  es representativa.

La concentración inicial de fósforo en la reserva mineral activa es:

$$\min P_{act,ly} = P_{solution,ly} * \frac{1 - pai}{pai} \quad (4.127)$$

Donde:

$\min P_{act,ly}$ , es la cantidad de fósforo en la reserva mineral activa en  $\text{mg/kg}$

$P_{solution,ly}$ , es la cantidad de fósforo en solución en  $\text{mg/kg}$

$pai$ , es el índice de fósforo disponible

La concentración de fósforo en la reserva mineral estable es cuatro veces la cantidad de fósforo en la reserva mineral activa, por lo que:

$$\min P_{sta,ly} = 4 * \min P_{act,ly} \quad (4.128)$$

## 4.5.2.2 Transformaciones del fósforo en el suelo

La concentración de fósforo orgánico húmico en una capa de suelo en  $mg/kg$  es:

$$orgP_{hum,ly} = 0.125 * orgN_{hum,ly} \quad (4.129)$$

Donde,

0.125 es la proporción de N: P asignada por el modelo

$orgN_{hum,ly}$ , es la concentración de nitrógeno orgánico húmico en la capa de suelo en  $mg/kg$

El fósforo en la reserva orgánica fresca es cero en todas las capas a excepción de la capa superficial de 10 mm de espesor. En esta última, la reserva orgánica de fósforo es designada como el 0.03% de la cantidad inicial del residuo fresco en la capa superficial de suelo.

$$orgP_{frsh,surf} = 0.0003 * rsd_{surf} \quad (4.130)$$

En la cual:

$orgP_{frsh,surf}$ , es el fósforo en la reserva orgánica fresca en la capa superficial de 10 mm en  $kgP/ha$

$rsd_{surf}$  es el material presente en la reserva de residuos de vegetación en la capa superior de suelo de 10 mm de espesor  $kg/ha$

SWAT convierte estas concentraciones a masa multiplicando por la densidad aparente, la profundidad de la capa de suelo y dividiendo por 100:

$$\frac{conc_p * \rho_b * depth_{ly}}{100} = \frac{kgP}{ha} \quad (4.131)$$

Donde,

$conc_P$ , es la concentración de fósforo en la capa ( $mg/kg$  o  $ppm$ )

$\rho_b$ , es la densidad aparente de la capa de suelo ( $mg/m^3$ )

$depth_{ly}$ , es la profundidad de la capa de suelo ( $mm$ )

- Mineralización y descomposición

Al igual que con el nitrógeno el algoritmo usado para el cálculo de la mineralización y la descomposición requiere de los factores de temperatura y del agua en el ciclo del nutriente (ver ecuaciones 4.94 y 4.95).

- Mineralización en las sustancias húmicas del suelo

El fósforo en la fracción húmica del suelo se divide entre la reserva orgánica estable y la reserva orgánica activa usando la relación de nitrógeno orgánico activo en el humus/nitrógeno orgánico estable.

La cantidad de fósforo en la reserva orgánica activa y estable es calculada como:

$$orgP_{act,ly} = orgP_{hum,ly} * \frac{orgN_{act,ly}}{(orgN_{act,ly} + orgN_{sta,ly})} \quad (4.132)$$

$$orgP_{sta,ly} = orgP_{hum,ly} * \frac{orgN_{sta,ly}}{orgN_{act,ly} + orgN_{sta,ly}} \quad (4.133)$$

En las ecuaciones anteriores:

$orgP_{act,ly}$ , es la cantidad de fósforo en la reserva orgánica activa ( $kgP/ha$ )

$orgP_{sta,ly}$ , es la cantidad de fósforo en la reserva orgánica estable ( $kgP/ha$ )

$orgP_{hum,ly}$ , es la cantidad de fósforo orgánico húmico en la capa ( $kgP/ha$ )

$orgN_{act,ly}$ , es la cantidad de nitrógeno en la reserva orgánica activa ( $kgP/ha$ )

$orgN_{sta,ly}$ , es la cantidad de nitrógeno en la reserva orgánica estable ( $kgN/ha$ )

La mineralización de la reserva orgánica activa en el humus se obtiene a partir de:

$$P_{mina,ly} = 1.4 * \beta_{min} * (\gamma_{tmp,ly} * \gamma_{sw,ly})^{\frac{1}{2}} * orgP_{act,ly} \quad (4.134)$$

Donde:

$P_{mina,ly}$ , fósforo mineralizado de la reserva orgánica activa en el humus ( $\frac{kgP}{ha}$ )

$\beta_{min}$ , es el coeficiente de velocidad de mineralización de los nutrientes orgánicos activos en el humus

$\gamma_{tmp,ly}, \gamma_{sw,ly}$ , factores de temperatura y de agua respectivamente en el ciclo del nutriente

$orgP_{act,ly}$ , es la cantidad de fósforo presente en la reserva orgánica activa ( $kgP/ha$ )

El fósforo obtenido de estas transformaciones se añade a la reserva de fósforo en solución.

- Descomposición y mineralización de los residuos

La descomposición y mineralización son procesos controlados por la constante de velocidad de desintegración y se actualiza diariamente. La constante de desintegración es calculada en función de la relación C: N y la relación C: P del residuo, de la temperatura y del contenido de agua en el suelo.

Estas relaciones fueron descritas en apartado 4.5.1.2. Asimismo, se han descrito la constante de velocidad de desintegración y el factor de descomposición del residuo, necesarios en el algoritmo utilizado por el SWAT.

Luego la mineralización del residuo de la reserva orgánica fresca de fósforo en  $kgP/ha$  es:

$$P_{minf,ly} = 0.8 * \delta_{ntr,ly} * orgP_{frsh,ly} \quad (4.135)$$

Cuyos términos se describen como:



$P_{minf,ly}$ , fósforo mineralizado de la reserva orgánica fresca de fósforo  $kgP/ha$

$\delta_{ntr,ly}$ , constante de desintegración del residuo

$orgP_{frsh,ly}$ , el fósforo en la reserva orgánica fresca ( $kgP/ha$ )

- Descomposición del residuo de la reserva orgánica de fósforo

El fósforo descompuesto en la reserva orgánica fresca de fósforo en  $\frac{kgP}{ha}$  se obtiene mediante la ecuación:

$$P_{dec,ly} = 0.2 * \delta_{ntr,ly} * orgP_{frsh,ly} \quad (4.136)$$

El fósforo descompuesto en la reserva orgánica fresca se suma a la reserva orgánica húmica.

### 4.5.2.3 Absorción del fósforo inorgánico

Los algoritmos que gobiernan el movimiento del fósforo a través de las reservas de fósforo mineral fueron tomadas de Jones et al. (1984).

El índice de disponibilidad del fósforo se determina como:

$$pai = \frac{P_{solutionf} - P_{solutioni}}{fert_{minP}} \quad (4.137)$$

Donde:

$P_{solutionf}$ , es la cantidad de fósforo en la solución después de la fertilización e incubación

$P_{solutioni}$ , es la cantidad de fósforo en la solución antes de la fertilización

$fert_{minP}$ , es la cantidad de fósforo soluble añadido al suelo

El movimiento del fósforo a través de la solución y de la reserva activa mineral es gobernado por las siguientes ecuaciones de equilibrio.

$$\text{Si } P_{solution,ly} > minP_{act,ly} * \left( \frac{pai}{1-pai} \right) \quad (4.138)$$

$$P_{(sol|actly)} = 0.1 \left( P_{solution,ly} - minP_{act,ly} * \left( \frac{pai}{1 - pai} \right) \right)$$

$$\text{Si } P_{solution,ly} < minP_{act,ly} * \frac{pai}{1 - pai}$$

$$P_{(sol|actly)} = 0.6 \left( P_{solution,ly} - minP_{act,ly} * \left( \frac{pai}{1 - pai} \right) \right) \quad (4.139)$$

Donde:

$P_{(sol|actly)}$ , es la cantidad de nitrógeno transferido entre la reserva de fósforo en solución y la reserva mineral activa ( $kgP/ha$ )

$P_{solution,ly}$ , la cantidad de fósforo en solución ( $kgP/ha$ )

$minP_{act,ly}$ , es la cantidad de fósforo en la reserva mineral activa ( $kgP/ha$ )

$pai$ , es el índice de disponibilidad del nitrógeno

Cuando  $P_{(sol|actly)} < 0$ , el fósforo se transfiere desde la reserva mineral activa hacia la reserva mineral en solución, en caso contrario,  $P_{(sol|actly)} > 0$ , el fósforo se transfiere desde la reserva mineral en solución hacia la reserva mineral activa.

Cuando no hay equilibrio, el movimiento del fósforo entre la reserva estable y la activa es gobernada por las siguientes ecuaciones.

$$\text{Si } minP_{sta,ly} < 4 * minP_{act,ly}$$

$$P_{(act|staly)} = \beta_{eqP} (4 * minP_{act,ly} - minP_{sta,ly})$$

En caso contrario,

(4.140)

$$P_{(act|staly)} = 0.1 * \beta_{eqP} (4 * minP_{act,ly} - minP_{sta,ly})$$

Donde:

$P_{(act|ly)}$ , es la cantidad de fósforo transferido entre la reserva mineral activa y la estable ( $kgP/ha$ )

$\beta_{eqP}$ , constante de velocidad de equilibrio lento y de valor  $0.0006 d^{-1}$

$minP_{act,ly}$ , cantidad de fósforo en la reserva mineral activa ( $kgP/ha$ )

$minP_{sta,ly}$ , cantidad de fósforo en la reserva mineral estable ( $kgP/ha$ )

Si  $P_{(act|ly)} > 0$ , se da una transferencia desde la reserva mineral activa a la reserva mineral estable. En caso contrario la transferencia ocurre desde la reserva mineral estable a la reserva mineral activa.

#### 4.5.2.4 Lixiviación o lavado de fósforo en el suelo

La cantidad de fósforo en la solución del suelo que se mueve desde la capa superior de suelo de 10 mm de espesor hasta la primera capa de suelo es:

$$P_{perc} = \frac{P_{solution,surf} - W_{perc,surf}}{10 * \rho_b * depth_{surf} * K_{d,perc}} \quad (4.141)$$

Donde:

$P_{solution,surf}$ , es la cantidad de fósforo en solución en la capa superior de 10 mm en  $\frac{kgP}{ha}$

$W_{perc,surf}$ , cantidad de agua que percola hasta la primera capa de suelo desde la capa superior de 10 mm en  $mm H_2O$

$\rho_b$ , es la densidad aparente en la capa superior de 10 mm de espesor

$depth_{surf}$ , profundidad de la capa superficial del 10 mm de espesor

$K_{d,perc}$ , es el coeficiente de percolación del fósforo en  $m^3/mg$  que relaciona la concentración del fósforo en la superficie de 10 mm del suelo y la concentración de fósforo que percola.

## 4.6 PESTICIDAS

### 4.6.1.1 Lixiviación y lavado

La cantidad de pesticidas perdidas en el lavado se cuantifica mediante la expresión:

$$pst_{f,wsh} = fr_{wsh} * pst_f \quad (4.142)$$

Donde:

$pst_{f,wsh}$ , es la cantidad de pesticidas retenido por el follaje perdido mediante lavado en  $kgP/ha$

$fr_{sw}$ , fracción de pesticidas lavado

$pst_f$ , cantidad de pesticida retenido en el follaje

### 4.6.1.2 Degradación de pesticidas en el suelo

La degradación de pesticidas o su eliminación está dada por la ecuación cinética de primer orden:

$$pst_{s,ly,t} = pst_{s,ly,0} * \exp(-K_{p,soil} * t) \quad (4.143)$$

Donde:

$pst_{s,ly,t}$ , cantidad de pesticida en la capa de suelo en el tiempo t ( $kgpst/ha$ )

$pst_{s,ly,0}$ , es la cantidad inicial del pesticida en la capa ( $\frac{kgpst}{ha}$ )

$k_{p,soil}$ , constante de velocidad de degradación o eliminación del pesticida en el suelo ( $\frac{1}{día}$ )

t, es el tiempo transcurrido desde que la cantidad de pesticida inicial fuera determinada (días)

La constante de velocidad está relacionada con el tiempo de semidesintegración del suelo mediante:

$$t_{\frac{1}{2}^s} = \frac{0.693}{K_{p,soil}} \quad (\text{días}) \quad (4.144)$$

La ecuación que gobierna la degradación de los pesticidas presentes en la canopia se obtiene con la expresión:

$$pst_{f,t} = pst_{f,0} * \exp(-K_{p,foliar} * t) \quad (4.145)$$

Donde:

$pst_{f,t}$ , es la cantidad de pesticida en el follaje en el tiempo t ( $kgpst/ha$ )

$pst_{f,0}$ , cantidad inicial de pesticida en el follaje ( $kgpst/ha$ )

$K_{p,foliar}$ , constante de velocidad de degradación o eliminación de los pesticidas en el follaje ( $\frac{1}{día}$ )

$t$ , es el tiempo transcurrido desde que la cantidad inicial de pesticida es determinada (días)

La constante de velocidad se relaciona con el tiempo de semidesintegración de los pesticidas en el follaje con la expresión:

$$t_{\frac{1}{2}^s} = \frac{0.693}{K_{p,foliar}} \quad (\text{días}) \quad (4.146)$$

## 4.7 EROSIÓN DE SUELOS Y TRANSPORTE DE SEDIMENTOS

Según Einstein (1964):

“Cada partícula de sedimento que atraviesa una sección particular de un cauce debe satisfacer las dos condiciones siguientes: (1) debe haber sido erosionado en algún lugar en la cuenca aguas arriba de la sección, (2) debe ser transportada por el flujo desde el lugar erosionado hasta la sección”.

Tal como se ha descrito en la sección 2.2, la erosión del suelo es un proceso que involucra el desprendimiento, transporte y deposición del material de suelo. En SWAT, se analiza la erosión que ocurre en la fase terrestre y posteriormente, a lo largo del cauce o red fluvial.

### 4.7.1 Ecuación Universal De Pérdida De Suelos: USLE (Universal Soil Loss Equation)

La Ecuación Universal de Pérdida de Suelos (USLE), es un modelo de regresión para predecir la erosión laminar y en surcos.

Para desarrollar el modelo se utilizaron seis (6) factores principales para describirlo:

1. R, índice de erosividad de la lluvia,
2. K, factor de erodabilidad
3. SL, factor topográfico,
4. C, factor de cubierta vegetal
5. P, prácticas y estrategias para el control de la erosión.

La expresión del modelo USLE es:

$$A = P * K * LS * C * P \quad (4.147)$$

Donde SL, C y P son adimensionales.

De acuerdo con la ecuación 4.145, la erosión es vista como el producto de la erosividad de la lluvia (R), multiplicado por la resistencia del ambiente la cual está comprendida en el factor de erodabilidad (K), por el factor topográfico (LS), por las prácticas agrícolas y cubierta vegetal (C) y por las estrategias utilizadas para el control de la erosión (P).

**Factor R.** Es igual a la energía cinética multiplicada por la máxima intensidad de lluvia en 30 minutos ( $I_{30}$ ) expresada en cm/h. Este índice corresponde al riesgo de erosión potencial en una región determinada donde la erosión laminar aparece un terreno desnudo con una pendiente del 9%.

**Factor K.** El factor de erodabilidad fue descrito por Wischmeier et al. (1971) como una función de los porcentajes de arena gruesa, arcilla, materia orgánica, permeabilidad y de la estructura del suelo. Varía en un rango de 0.7 para los suelos más frágiles a 0.01 para suelos más estables.

**Factor SL.** Depende de la longitud y de la pendiente. Wischmeier y Smith (1965), propusieron para el cálculo del factor topográfico la siguiente expresión:

$$LS = \left( \frac{\lambda}{72.6} \right)^n \left( \frac{430(\text{sen}\theta)^2 + 305.6\theta + 0.43}{6.613} \right) \quad (4.148)$$

Donde:

$\lambda$  es la longitud de la pendiente

$\theta$ , es la longitud de la pendiente

n, es un exponente que depende de la pendiente y adquiere los valores de:

n=0.3 para pendientes  $\leq 3\%$

n=0.4 para pendientes =4%

n=0.5 para pendientes  $\geq 5\%$

**Factor C.** El factor de cobertura vegetal y manejo de cultivo fue definido como la relación de la pérdida de suelo de la tierra cultivada bajo condiciones específicas de labranza. El factor se encuentra en un rango de 0 a 1.0 dependiendo de la cobertura vegetal, estación de la cosecha y otras técnicas de manejo agrícolas.

**Factor P.** Este factor toma en cuenta los efectos de las prácticas de conservación en el control de la erosión. Es definido como la relación entre la pérdida de suelo usando una de estas prácticas y la pérdida de suelo usando cultivos en hileras en la parte superior e inferior de la pendiente.

Este modelo presenta el inconveniente de que solo es aplicable a la erosión laminar puesto que la fuente de energía es la lluvia, por lo tanto, no aplica para otros tipos de erosión.

#### **4.7.2 Ecuación Universal Modificada de la Pérdida de Suelo: MUSLE (Modified Universal Soil Loss Equation).**

Williams (1975) desarrolló el modelo MUSLE reemplazando el factor de energía de la lluvia con un factor de energía de la escorrentía. La ecuación fue desarrollada usando los datos de una tormenta individual en 18 cuencas en Texas y Nebraska y luego validada en 102 cuencas alrededor de los EE. UU. usando datos de escorrentía generados del componente hidrológico del modelo SWRRB (Williams, 1982).

De acuerdo con Jackson et al. (1986) las principales ventajas de este modelo son su simplicidad, la relevancia física y conceptual de sus factores, la gran cantidad de datos sobre la cual fue desarrollado el modelo y la capacidad de insertar consideraciones de gestión dentro de los factores de selección. Su desventaja radica en que, al tratarse de un modelo empírico no considera todos los factores físicos que afectan el rendimiento de sedimentos y generalmente hay errores bastante grandes relacionados con la pérdida de suelos USLE y la estimación de la escorrentía.



### 4.7.3 Esquema del cálculo de la erosión en SWAT

El proceso seguido por el modelo para el cálculo de la erosión consta de dos partes: la terrestre y la que se tiene lugar en el cauce.

- Fase terrestre. Erosión en cuenca.
  - Uso de la Ecuación Modificada de Pérdida de Suelos (MUSLE) en cada HRU a paso diario.
  - Obtención de la erosión anual promedio USLE con fines comparativos.
- En cauce:
  - Ecuación de Bagnold (ec. por defecto) basada en la potencia de escorrentía. Se obtiene la capacidad máxima de transporte en tramo perteneciente a cada subcuenca.
  - La máxima concentración se compara con la concentración al inicio del tramo para conocer si se produce deposición o erosión. El transporte está limitado por la capacidad de transporte. Finalmente se realizan comprobaciones de tensión crítica.

### 4.7.4 Erosión de suelos en la fase terrestre en SWAT

En el modelo SWAT, el rendimiento de sedimentos en cada HRU es determinada con la Ecuación Universal Modificada de Pérdida de Suelo a un paso de tiempo diario:

$$sed = 11.8 (Q_{surf} * q_{peak} * area\ HRU)^{0.56} K_{USLE} * C_{USLE} * P_{USLE} * LS_{USLE} * CFRG \quad (4.149)$$

Donde:

*sed*, producción de sedimentos en un día dado

*Q<sub>surf</sub>*, escorrentía superficial, estimada con el Método del Número de Curva SCS (*mm/ha*)

*area HRU*, área de cada unidad de respuesta hidrológica (*ha*)

$q_{peak}$ , caudal pico ( $m^3/s$ )

El caudal pico es estimado con una modificación del Método Racional, el cual está basado en la intensidad de lluvia  $i$  ( $mm/hr$ ), el área de cada HRU y el coeficiente de escorrentía  $C$ , tal como sigue:

$$q_{peak} = \frac{C * i * area}{3.6} \quad (4.150)$$

En este método se asume que el incremento de la tasa de escorrentía incrementa hasta que toda el área de la subcuenca contribuye a la descarga en la salida. El tiempo de concentración se estima a partir del área de cada HRU y la velocidad de la escorrentía es estimada con la ecuación de Manning.

El MUSLE contiene varios factores que se determinan con fórmulas empíricas o a partir de tablas que han sido desarrolladas:

$K_{USLE}$ : Factor de erodabilidad del suelo. Es definido como “la tasa de pérdida de suelo por unidad de índice de erosión para un suelo determinado, medido en una parcela unitaria” (Neitsch et al., 2011). Este factor puede ser determinado en campo o con ayuda de varias ecuaciones empíricas que determinan la erodabilidad basadas en la textura del suelo, estructura, contenido de materia orgánica, que pueden evaluarse a partir de muestras de suelo. El factor USLE\_K, nombre del parámetro en SWAT, es definido para cada tipo y capa de suelo.

$C_{USLE}$ : Factor de cobertura vegetal y manejo de cultivos. Dado que su valor va cambiando durante el periodo de crecimiento de la planta, USLE\_C es actualizado diariamente por SWAT mediante la ecuación:

$$C_{USLE} = \exp((\ln(0.8) - \ln(C_{USLE,mm})) * \exp(-0.00115 * rsd_{surf}) + \ln(C_{USLE,mm})) \quad (4.151)$$

$C_{USLE,mm}$  es el valor mínimo para el tipo de cobertura del suelo calculado como:

$$C_{USLE,mm} = 1.463 * \ln(C_{USLE,aa}) + 0.1034 \quad (4.152)$$

$C_{USLE,aa}$  es el valor promedio anual del factor de cobertura vegetal

$rsd_{surf}$  es la cantidad de restos de vegetación en la superficie del suelo.

El dato de entrada por el usuario para USLE\_C representa la máxima protección que puede proveer una planta completamente desarrollada.

$P_{USLE}$ : Factor de prácticas de conservación.

$LS_{USLE}$ : Factor topográfico (SLSUBBSN en SWAT). Es calculado como:

$$LS_{USLE} = \left(\frac{L_{hill}}{22.1}\right)^m (65.41 * \text{sen}^2(\alpha_{hill}) + 4.56 * \text{sen}(\alpha_{hill}) + 0.065) \quad (4.153)$$

Donde:

$L_{hill}$  es la longitud de la pendiente ( $m$ )

$m$  es un término exponencial que se obtiene a partir de la expresión:

$$m = 0.6(1 - \exp(-35.835 * slp_{HRU})) \quad (4.154)$$

$slp_{HRU}$  es la pendiente de la unidad de respuesta hidrológica.

La relación entre  $\alpha_{hill}$  y  $slp_{HRU}$  es,

$$slp_{HRU} = \tan(\alpha_{hill}) \quad (4.155)$$

$CFRG$ : es el factor de la fracción gruesa. Es calculado a partir del contenido de roca en la capa superior del suelo. Se calcula como,

$$CFRG = \exp(-0.053 \text{ rock}) \quad (4.156)$$

donde  $rock$  es el % de roca en la primera capa de suelo.

SWAT arroja los valores de sedimentos calculados con el modelo USLE a partir de la expresión 4.145 pero solo con fines comparativos.

## 4.7.5 Sedimentos en flujo subsuperficial y subterráneo

SWAT toma en cuenta el aporte de sedimentos procedentes del flujo subsuperficial y el flujo subterráneo al canal principal y es calculado:

$$sed_{lat} = \frac{Q_{lat} + Q_{GW} * area_{HRU} * conc_{sed}}{1000} \quad (4.157)$$

Donde

$sed_{lat}$  es la carga de sedimentos debido al flujo subsuperficial y subterráneo en toneladas métricas.

$Q_{lat}$  es el flujo subsuperficial para un día determinado en  $mm\ H2O$

$Q_{GW}$  es el flujo subterráneo para un día determinado en  $mm\ H2O$

$area_{HRU}$  el área de HRU en  $km^2$

$conc_{sed}$  es la concentración de sedimentos en el flujo subsuperficial y subterráneo ( $mg/L$ ).

## 4.7.6 Flujo de sedimentos en el cauce

### 4.7.6.1 Aproximación físicamente basada para determinar la erosión

Para que ocurra la erosión en el cauce deben cumplirse dos condiciones. La primera es que la capacidad de transporte del agua debe ser alta y la carga de sedimentos aguas arriba del canal debe ser menor que esta (Neistsch et al. 2011). El esfuerzo cortante ejercido por el agua en el lecho y las márgenes debe ser mayor que el esfuerzo cortante crítico para desprender las partículas de sedimentos.

La predicción de la tasa de erosión potencial en el lecho y las márgenes está basada en la ecuación del exceso de esfuerzo cortante propuesta por Hanson & Simon (2001).

$$\xi_{bank} = K_{d,bank} * (\tau_{e,bank} - \tau_{c,bank}) * 10^{-6} \quad (4.158)$$

$$\xi_{bed} = K_{d,bed} * (\tau_{e,bed} - \tau_{c,bed}) * 10^{-6} \quad (4.159)$$

Donde:

$\xi$  es la tasa de erosión en las márgenes y en el lecho (m/s)

$K_d$  es el coeficiente de erodabilidad (cm<sup>3</sup>/N-s)

$\tau_c$  es el esfuerzo cortante crítico actuante en las márgenes y el lecho (N/m<sup>2</sup>)

La ecuación indica que el esfuerzo cortante efectivo en el lecho y márgenes del canal debe ser mayor que el esfuerzo cortante efectivo para que ocurra la erosión.

El esfuerzo cortante actuante en el lecho y en las márgenes es calculado mediante las fórmulas de Eaton y Miller (2004).

$$\frac{\tau_{e,bank}}{\gamma * depth * slp_{ch}} = \frac{SF_{bank}}{100} * \frac{(W + P_{bed}) * sen\theta}{4 * depth} \quad (4.160)$$

$$\frac{\tau_{e,bed}}{\gamma * depth * slp_{ch}} = \left(1 - \frac{SF_{bank}}{100}\right) * \left(\frac{W}{2 * P_{bed}} + 0.5\right) \quad (4.161)$$

$$LogSF_{bank} = -1.4026 * \log\left(\frac{P_{bed}}{P_{bank}} + 1.5\right) + 2.247 \quad (4.162)$$

En las cuales:

$SF_{bank}$  es la proporción del esfuerzo cortante actuante en las orillas o márgenes

$\tau_e$  es el esfuerzo cortante efectivo en el lecho o en las márgenes (N/m<sup>2</sup>)

$\gamma_w$ , peso específico del agua (9800 N/m<sup>2</sup>)

$depth$  es la profundidad del agua el canal (m)

$W$ , ancho de la superficie libre del cauce (m)

$P_{bed}$ , perímetro mojado del fondo del cauce (anchura del fondo), en m.

$P_{bank}$ , perímetro mojado de las márgenes del cauce en m.

$\theta$ , ángulo del talud

$slp_{ch}$ , pendiente del fondo (m/m).

El esfuerzo cortante efectivo ( $\tau_e$ ), calculado con las expresiones anteriores debe ser mayor que el esfuerzo cortante crítico o que la fuerza tractiva necesaria para desalojar las partículas de sedimento. El esfuerzo cortante crítico puede ser medido en las márgenes mediante una prueba de chorro sumergido.

Si los datos de campo no están disponibles, el esfuerzo cortante crítico es estimado usando el polinomio de tercer grado ajustado a los resultados de Dunn (1959) y Vanoni (1977) y por Julian y Torres (2006):

$$\tau_c = (0.1 + 0.1779 * SC + 0.0028 * SC^2 - 2.34 * 10^{-5} * SC^3) * C_{ch} \quad (4.163)$$

En la ecuación anterior, SC es el contenido de arcilla y limo y  $C_{ch}$  es el coeficiente de vegetación del cauce.  $C_{ch}$ , varía en un rango de 1 para suelo desnudo a 19.20 para una vegetación densa.  $K_d$ , es el coeficiente de erodabilidad del canal y puede ser medido in situ mediante una prueba de chorro sumergido o calculado usando una ecuación que relaciona el esfuerzo cortante crítico ( $\tau_c$ ) y el coeficiente de erodabilidad a partir de los estudios de Hanson y Simon (2001):

$$K_d = 0.2 \tau_c^{-0.5} \quad (4.164)$$

Con esta expresión, la velocidad de erosión (m/s) puede obtenerse con:

$$B_{edрте} = \xi_{bed} * (L_{ch} * 1000 * W_{btm}) * \rho_{b,bed} * 86400 \quad (4.165)$$

a. Erosión potencial en las márgenes

$$B_{nkrte} = \xi_{bnk} * (L_{ch} * 1000 * depth * (1 + Z_{cn}^2)^{\frac{1}{2}} * \rho_{b,bank} * 86400 \quad (4.166)$$

b. Erosión potencial en el fondo

$$B_{edрте} = \xi_{bed} * (L_{ch} * 1000 * W_{btm}) * \rho_{b,bed} * 86400 \quad (4.167)$$

En las expresiones anteriores,

$B_{nkrte}, B_{edrte}$  en Tm/día

$L_{ch}$ , longitud del cauce (m)

$depth$ , profundidad del agua en el cauce

$W_{btm}$ , ancho del fondo del cauce

$\rho_{b,bank}, \rho_{b,bed}$ , es la densidad del grano de sedimentos en el lecho y las márgenes  
(g/cm<sup>3</sup>, ton/m<sup>3</sup> o Mg/m<sup>3</sup>)

La erosión potencial relativa es usada para distinguir entre la erosión que ocurre en el lecho y la que tiene lugar en las márgenes.

$$B_{nk_{rp}} = \frac{B_{nkrte}}{B_{nkrte} + B_{edrte}} \quad (4.168)$$

$$B_{ed_{rp}} = 1 - B_{nk_{rp}} \quad (4.169)$$

## 4.7.7 MODELOS PARA EL CÁLCULO DE LA CAPACIDAD DE TRANSPORTE

El transporte de sedimentos en el cauce se divide en el sedimento que procede de los materiales erosionados en la fase terrestre y las partículas erosionadas en el lecho y en las márgenes. SWAT dispone de cuatro (4) métodos para determinar la capacidad de transporte del cauce.

### 4.7.7.1 Ecuación Simplificada de Bagnold

El método por defecto del modelo para el transporte de sedimentos a través del cauce está basado en la definición de potencia de escorrentía de Bagnold. Williams (1980) utilizó la ecuación de Bagnold para desarrollar un método para determinar la degradación en función de la pendiente del canal y la velocidad. Con este se logra calcular la máxima cantidad de sedimentos que es transportado en un tramo en función de la velocidad pico del canal (en ton/m<sup>3</sup> o Kg/L).

$$conc_{sed,max} = C_{sp} * (v_{ch,peak})^{SPEx} \quad (4.170)$$

$C_{sp}$  es un coeficiente que debe ser definido por el usuario.

La velocidad pico del canal ( $v_{ch,peak}$ ) se calcula como:

$$v_{ch,peak} = \frac{q_{ch,peak}}{A_{ch}} \quad (4.171)$$

En la cual,  $q_{ch,peak}$  es el caudal pico en m<sup>3</sup>/s y  $A_{ch}$  es el área de la sección transversal del flujo en el canal en m<sup>2</sup>.

$q_{ch,peak}$  se obtiene a partir de

$$q_{ch,peak} = pfr * q_{ch} \quad (4.172)$$

Donde  $pfr$  es un factor de ajuste de la tasa de flujo y  $q_{ch}$  es la tasa promedio de flujo.



*SPEX* es otro coeficiente también debe ser asignado por el usuario. Varía en un rango de 1 a 2 y que fue definido en la ecuación original de Bagnold con un valor de 1.5.

#### 4.7.7.2 Modelo de Kodoatie

Este método fue desarrollado por Kodoatie (2000) y puede ser usado en cauces con materiales finos y gruesos en el lecho (desde limos hasta gravas).

$$conc_{sed,ch,mx} = \frac{a * v_{ch}^b * y^c * S^d}{Q_{in}} * \frac{W + W_{btm}}{2} \quad (4.173)$$

Donde:

$v_{ch}$  es la velocidad media del flujo en el cauce (m/s)

$y$  es la profundidad media (m)

$S$  es la pendiente de la línea de energía asumida como la pendiente del fondo (m/m)

$a, b, c, d$  son coeficientes de regresión para diferentes materiales del lecho. Los valores que adquieren se muestran en la Tabla 10. Coeficientes de regresión para la ecuación de Kodoatie.

$Q_{in}$  , es volumen de agua que entra al canal (m<sup>3</sup>)

$W$ , ancho de la superficie libre (m)

$W_{btm}$ , es el ancho del fondo del canal.

Tabla 10. Coeficientes de regresión para la ecuación de Kodoatie

<i>Material del lecho</i>	<i>a</i>	<i>b</i>	<i>c</i>	<i>d</i>
Limo $D_{50} \leq 0.05$ mm	281.4	2.622	0.182	0
Muy fino a fino $0.05$ mm < $D_{50} \leq 0.25$ mm	2829.6	3.646	0.406	0.412
Medio a grueso Arena $0.25 < D_{50} \leq 2$ mm	2123.4	3.300	0.468	0.613
Gravas $D_{50} > 2$ mm	431884.8	1.000	1.000	2.000

Fuente: Neitsch et al. 2011

### 4.7.7.3 Modelo de Molinas y Wu

La ecuación fue desarrollada por Molinas y Wi (2001) para el transporte de sedimentos en grandes ríos de arena y está basada en la potencia de escorrentía.

$$C_w = M\psi^N \quad (4.174)$$

En la que  $C_w$  es la concentración en peso de sedimentos,  $\psi$ , la potencia de escorrentía universal y  $M$  y  $N$  coeficientes.

La ecuación fue ajustada en 414 grandes ríos que incluyen al río Amazonas y el río Mississippi, resultando:

$$C_w = \frac{1430(0.86 + \sqrt{\psi}) * \psi^{1.5}}{0.016 + \psi} * 10^{-6} \quad (4.175)$$

$$\psi = \frac{\psi^3}{(S_g - 1) * g * depth * \omega_{50} (\log_{10}(\frac{depth}{D_{50}}))^2} \quad (4.176)$$

En las expresiones anteriores:

$S_g$  , densidad relativa del sólido

$g$ , aceleración de la gravedad (9.81 m/s)

$depth$ , profundidad del flujo (m)

$\omega_{50}$  velocidad de caída de las partículas

$D_{50}$ , diámetro medio del sedimento.

La velocidad de caída ( $\omega_{50}$ ) es calculada mediante la ley de Stokes asumiendo una temperatura de 22° C y una densidad del sedimento de 1.2 T/m<sup>3</sup>.

$$\omega_{50} = \frac{411 * D_{50}^2}{3600} \quad (4.177)$$

La concentración en peso es convertida en concentración por volumen y la carga máxima de sedimentos en Tm/m<sup>3</sup>.

$$conc_{sed,ch, mx} = \frac{C_w}{C_w + (1 - C_w) * S_g} \quad (4.178)$$

#### 4.7.7.4 Modelo de Yang para arenas y gravas

Yang (1996) relacionó la carga total con el exceso de potencia de escorrentía unitaria expresada como el producto de la velocidad y la pendiente.

Las ecuaciones fueron desarrolladas para gravas y arenas por separado y resueltas para la concentración en peso de sedimentos en partículas por millón (ppm). Están desarrolladas en base a combinaciones adimensionales de potencia de escorrentía, potencia de escorrentía unitaria crítica, velocidad de corte, velocidad de caída, velocidad cinemática y tamaño de sedimentos.

La ecuación de Yang (1996) para arenas  $D_{50} < 2 \text{ mm}$  es:

$$\begin{aligned} \log C_w = & 5.435 - 0.286 \log \frac{\omega_{50} * D_{50}}{v} \\ & - 0.457 \log \frac{v^*}{\omega_{50}} + (1.799 - 0.409 \log \left( \frac{\omega_{50} * D_{50}}{v} \right)) \\ & - 0.314 \log \left( \frac{v^*}{\omega_{50}} \right) \log \left( \frac{v_{ch} * S}{\omega_{50}} - \frac{v_{cr} * S}{\omega_{50}} \right) \end{aligned} \quad (4.179)$$

Y para gravas:

$$\begin{aligned} \log C_w = & 6.681 - 0.633 \log \frac{\omega_{50} * D_{50}}{v} \\ & - 4.816 \log \frac{v^*}{\omega_{50}} + (2.784 - 0.305 \log \left( \frac{\omega_{50} * D_{50}}{v} \right)) \\ & - 0.282 \log \left( \frac{v^*}{\omega_{50}} \right) \log \left( \frac{v_{ch} * S}{\omega_{50}} - \frac{v_{cr} * S}{\omega_{50}} \right) \end{aligned} \quad (4.180)$$

En las que  $C_w$  es la concentración en peso de sedimentos (mg/L);  $\omega_{50}$  es la velocidad de caída de las partículas de tamaño medio en m/s;  $v$  es la viscosidad cinemática (m<sup>2</sup>/s);  $v^*$  es la velocidad de corte ( $v = \sqrt{gRS}$ ) en m/s;  $v_{ch}$  es la velocidad media en el canal;  $v_{cr}$  es la velocidad crítica en m/s y S la pendiente de energía (m/m).

En las ecuaciones 4.177 y 4.178 se divide  $C_w$  por  $10^6$  para convertir la concentración en peso. Finalmente,  $C_w$  es convertida en la máxima concentración de sedimentos del lecho en Tm/m<sup>3</sup>.

## 4.7.8 DETERMINACIÓN DE LA DEPOSICIÓN Y DEGRADACIÓN EN EL CAUCE

Una vez es obtenida la capacidad máxima de transporte, este valor debe ser comparado para determinar que proceso es dominante en el cauce.

- Deposición de sedimentos

La deposición de sedimentos ocurre cuando la concentración inicial de sedimentos en el tramo ( $sed_i$ ) es mayor que la cantidad máxima que puede ser transportada por el tramo  $sed_{mx}$ . Bajo estas circunstancias, la cantidad neta depositada es calculada como:

$$sed_{dep} = (sed_i - sed_{mx}) * V_{ch} \quad (4.181)$$

- Erosión

Si  $sed_i < sed_{mx}$  la degradación es el proceso dominante en el tramo y la cantidad neta de sedimentos recolocados es calculada como:

$$sed_{deg} = (sed_{mx} - sed_i) * V_{ch} * K_{ch} * C_{ch} \quad (4.182)$$

Donde

$K_{ch}$  es el factor de erodabilidad del cauce ( $cm/hr/Pa$ )

$C_{ch}$  es el factor de cobertura del cauce

Una vez ha sido calculada la deposición y la degradación, la cantidad final de sedimentos en el cauce es determinada como:

$$sed_{ch} = sed_i - sed_{dep} + sed_{deg} \quad (4.183)$$

## 4.8 TRANSPORTE DE NUTRIENTES, PESTICIDAS Y METALES PESADOS

Los principales mecanismos de transporte de contaminantes se citan en los siguientes puntos:

- Los nitratos pueden se mueven en el suelo a través de la escorrentía superficial, el flujo subsuperficial o por percolación.
- El nitrógeno orgánico se transporta en la escorrentía superficial asociado al sedimento, sobre todo, a los tamaños de partículas coloidales y arcillosas a nivel de HRU.
- El fósforo se mueve en el suelo principalmente por difusión. Algunas de las partículas de la solución de fósforo en el suelo pueden ser removidas y

transportadas mediante la escorrentía superficial. También pueden transportarse asociados al sedimento mediante la escorrentía superficial. Esta fase está asociada a la carga de sedimentos en la HRU.

- Los pesticidas se mueven en solución mediante escorrentía superficial, el flujo subsuperficial y percolación, todo esto en función del tiempo de concentración y la cantidad de flujo. Al igual que el fósforo y el nitrógeno pueden transportarse asociados al sedimento en la escorrentía superficial.

### 4.8.1 Movimiento de nitratos en el agua del suelo

Los nitratos pueden ser transportados a través del agua móvil del suelo, la escorrentía superficial y el flujo subsuperficial, que son los tres caminos principales que recorre el agua en el suelo.

El agua móvil en la capa es la cantidad de agua perdida mediante la escorrentía superficial, el flujo subsuperficial o la percolación.

El modelo calcula la cantidad de agua móvil en la capa superior de suelo de 10 mm de espesor como el total de la escorrentía superficial, el caudal lateral y el agua percolada:

$$w_{mobile} = Q_{surf} + Q_{lat,ly} + w_{perc,ly} \quad (4.184)$$

Para las capas inferiores:

$$w_{mobile} = Q_{lat,ly} + w_{perc,ly} \quad (4.185)$$

Donde,

$Q_{surf}$ , escorrentía superficial ( $mm H_2O$ )

$Q_{lat,ly}$ , descarga de flujo subsuperficial ( $mm H_2O$ )

$w_{perc,ly}$ , cantidad de agua que percola a la capa de suelo subyacente ( $mm H_2O$ )

La concentración de nitratos contenidos en la fracción de agua móvil se calcula como:

$$conc_{NO3, mobile} = \frac{NO3_{ly} * \left(1 - \exp\left(-\frac{w_{mobile}}{(1 - \vartheta_e) * SAT_{ly}}\right)\right)}{w_{mobile}} \quad (4.186)$$

En la ecuación anterior:

$conc_{NO3, mobile}$ , es la concentración de nitrato en el agua móvil para una capa determinada  $\left(kg \frac{N}{m} H_2O\right)$

$NO3_{mobile}$ , es la cantidad de nitrato en la capa  $(mm H_2O)$

$\vartheta_e$ , es la fracción de porosidad en la cual se han excluido los aniones

$SAT_{ly}$ , es el contenido de agua en el punto de saturación de la capa de suelo  $(mm H_2O)$

La cantidad de nitrato eliminado en la escorrentía superficial se obtiene con el producto del coeficiente de percolación del nitrato, de la concentración de nitratos en el agua móvil en la capa superior de 10 mm de espesor y la escorrentía superficial, lo cual se expresa de la manera siguiente:

$$NO3_{surf} = \beta_{NO3} * conc_{NO3, mobile} * Q_{surf} \quad (4.187)$$

La cantidad de nitrato eliminado en la escorrentía superficial en  $kg N/ha$ .

Luego, el nitrato que se elimina mediante el flujo subsuperficial se calcula tanto para la capa superior de 10 mm de espesor distintamente de las capas inferiores. Para la primera, los nitratos transportados se obtienen a partir de:

$$NO3_{lat, ly} = \beta_{NO3} * conc_{NO3, mobile} * Q_{lat, ly} \quad (4.188)$$

Y para las capas inferiores:

$$NO3_{lat, ly} = conc_{NO3, mobile} * Q_{lat, ly} \quad (4.189)$$

## 4.8.2 Nitratos transportados en el sedimento

Previo a la descripción de las ecuaciones utilizadas en el modelo SWAT para el cálculo de las cantidades de nutrientes atrapados en el sedimento transportados en el cauce, es necesario definir la relación de enriquecimiento del nutriente.

Follet (1995) describe esta relación con la diferencia entre la concentración del nutriente en la escorrentía y en los sedimentos que transporta del contenido de nutrientes del suelo. Dado que el desprendimiento de sedimentos y nutrientes del suelo es selectivo para los nutrientes solubles y para las fracciones de suelo fino a la que se asocian la cantidad estos nutrientes en la escorrentía es mucho mayor.

En otras palabras, la relación de enriquecimiento del nutriente es la concentración del nutriente transportado con el sedimento y la concentración en la capa superficial del suelo.

La ecuación para calcular la relación de enriquecimiento del nutriente fue propuesta por Menzel (1980) que la relaciona logarítmicamente con la concentración de sedimentos y se describe como:

$$\varepsilon_{Nutrient:sed} = 0.78 * (conc_{sed,surq}) - 0.2468 \quad (4.190)$$

Donde:

$$conc_{sed,surq} = \frac{sed}{10 * area_{hru} * Q_{surf}} \quad (4.191)$$

En la que:

$sed$ , es la cantidad de sedimentos en *ton métricas*

$area_{hru}$ , es el área de la unidad de respuesta hidrológica en *ha*

$Q_{surf}$ , es la escorrentía superficial en *mm H<sub>2</sub>O*



La cantidad de nitrógeno orgánico transportado con el sedimento al cauce es calculada con la función desarrollada por McElroy et al. (1976).

$$orgN_{surf} = 0.001 * conc_{orgN} * \frac{sed}{area_{hru}} * \epsilon_{N:sed} \quad (4.192)$$

En la ecuación anterior,  $conc_{orgN}$  es la concentración de nitrógeno orgánico en la capa superficial del suelo y se calcula:

$$conc_{orgN} = 100 * \frac{orgN_{frsh,surf} + orgN_{sta,surf} + orgN_{act,surf}}{\rho_b * depth_{surf}} \quad (4.193)$$

$orgN_{frsh,surf}$ ,  $orgN_{sta,surf}$ ,  $orgN_{act,surf}$ , su cálculo se ha descrito en el apartado 4.5.1.

### 4.8.3 Movimiento del fósforo (P) en solución

La cantidad de fósforo en solución transportado en la escorrentía superficial es:

$$P_{surf} = \frac{P_{solution,surf} * Q_{surf}}{\rho_b * depth_{surf} * K_{d,surf}} \quad (4.194)$$

Siendo,

$P_{surf}$ , cantidad de fósforo en solución perdido en la escorrentía superficial  
( $kg P/ha$ )

$P_{solution,surf}$ , la cantidad de fósforo en solución en la capa superficial de 10 mm de espesor ( $kg P/ha$ )

$Q_{surf}$ , la cantidad de escorrentía superficial ( $mm H_2O$ )

$K_{d,surf}$ , es la relación entre la concentración del fósforo en solución en la capa de 10 mm de espesor de suelo y la concentración de fósforo en solución en la escorrentía superficial ( $m^3/Mg$ ).

## 4.8.4 Fósforo orgánico y mineral asociado al sedimento en la escorrentía superficial

La cantidad de fósforo transportado con el sedimento al cauce es calculada con la función de McElroy et al. (1976) y modificada por Williams y Hann (1978).

$$sedP_{surf} = 0.001 * conc_{sedP} * \frac{sed}{area_{hru}} * \epsilon_{P:sed} \quad (4.195)$$

Donde:

$sedP_{surf}$ , es la cantidad de fósforo transportado con el sedimento al cauce principal por la escorrentía superficial ( $kg P/ha$ )

$conc_{sedP}$ , concentración de fósforo atrapado en el sedimento en la capa superficial del 10 mm ( $gP/ton métricas$ ) calculado como:

$$conc_{sed:P} = 100 * \frac{minP_{act,surf} + minP_{sta,surf} + orgP_{hum,surf} + orgP_{frsh,surf}}{\rho_b * depth_{surf}} \quad (4.196)$$

$minP_{act,surf}$ ,  $minP_{sta,surf}$ ,  $orgP_{hum,surf}$  y  $orgP_{frsh,surf}$ , han sido descritos en los apartados 4.5.2.1 y 4.5.2.2.

$sed$ , producción de sedimentos en un día dado ( $ton métricas$ )

$area_{hru}$ , área de la unidad de respuesta hidrológica ( $ha$ )

$\epsilon_{P:sed}$ , relación de enriquecimiento del fósforo.

## 4.9 TRANSPORTE DE PESTICIDAS

Los pesticidas en el suelo pueden ser transportados en la solución o atrapados en el sedimento. El reparto de los pesticidas entre la solución y las fases del suelo es

definido por el coeficiente de adsorción que es la proporción de la concentración de pesticidas en el suelo en la fase sólida y la concentración en la solución o fase líquida.

$$K_p = \frac{C_{solid,phase}}{C_{solution}} \quad (4.197)$$

Donde,

$K_p$ , es el coeficiente de adsorción del suelo en  $(mg/kg)/(mg/L) \text{ m}^3\text{ton}$

$C_{solid,phase}$ , es la concentración de pesticidas absorbidos en la fase sólida en  $\frac{mg \text{ chemical}}{kg \text{ materia sólida}} \text{ o } \frac{g}{ton}$

$C_{solution}$ , es la concentración de pesticidas en solución en  $\frac{mg \text{ chemical}}{kg \text{ materia sólida}} \text{ o } \frac{g}{ton}$

Como el reparto de los pesticidas es dependiente de la cantidad de material orgánico en el suelo, el coeficiente de adsorción del suelo introducido en el modelo normalizado para el contenido de carbono orgánico.

La relación entre el coeficiente de adsorción y el coeficiente de carbono orgánico contenido en el suelo normalizado.

$$K_p = K_{oc} * \frac{orgC}{100} \quad (4.198)$$

En la expresión anterior:

$K_{oc}$ , es el coeficiente normalizado de carbono orgánico contenido en el suelo.

$orgC$ , es el porcentaje de carbono orgánico presente en el suelo.

### 4.9.1 Movimientos de pesticidas en solución

Los pesticidas en solución pueden ser transportados con la escorrentía superficial, la escorrentía subsuperficial o percolación. La cantidad de pesticida contenido en la capa

de suelo debido al transporte en solución con el flujo es función del tiempo de concentración y cantidad de flujo.

$$\frac{dpst_{s,ly}}{dt} = 0.01 * C_{solution} * w_{mobile} \quad (4.199)$$

En la ecuación anterior:

$dpst_{s,ly}$ , es la cantidad de pesticida en la capa de suelo ( $kg\ pst/ha$ )

$C_{solution}$ , concentración de pesticidas en solución ( $\frac{mg}{L}$  o  $\frac{g}{ton}$ )

$w_{mobile}$ , cantidad de agua móvil ( $mm\ H_2O$ ) calculada como:

$$w_{mobile} = Q_{surf} + Q_{lat,surf} + w_{perc,surf} \quad (4.200)$$

para la capa superficial de 10 mm de espesor.

$$w_{mobile} = Q_{lat,ly} + w_{perc,ly}, \quad (4.201)$$

para las capas inferiores en el perfil de suelo

La cantidad total de pesticidas en la capa de suelo es la suma de los pesticidas de la fase de adsorción y disolución:

$$pst_{s,ly} = 0.01 * (C_{solution} * SAT_{ly} + C_{solid,phase} * \rho_b * depth_{ly}) \quad (4.202)$$

Donde:

$pst_{s,ly}$ , es la cantidad de pesticidas en la capa superior del suelo en  $kg\ pst/ha$

$C_{solution}$ , concentración de pesticidas en la solución en  $\frac{mg}{L}$  o  $\frac{g}{ton}$

$SAT_{ly}$ , cantidad de agua contenida en la capa de suelo en el punto de saturación en  $mm H_2O$

$C_{solid\ phase}$ , concentración de pesticidas absorbidos en la fase sólida  $\frac{mg}{L}$  o  $\frac{g}{ton}$

$depth_{ly}$ , profundidad de la capa de suelo en  $mm$

Despejando  $C_{solution}$  de la ecuación (4.197) y reacomodando la ecuación (4.192) se tiene que:

$$pst_{(s,ly)} = 0.01 * (C_{solution} * SAT_{ly} + C_{solution} * K_p * \rho_b * depth_{ly}) \quad (4.203)$$

$$C_{solution} = \frac{pst_{ly}}{0.01 * (SAT_{ly} + K_p * \rho_b * depth_{ly})} \quad (4.204)$$

Combinando (4.198) y (4.194):

$$\frac{dpst_{s,ly}}{dt} = \frac{pst_{s,ly} * w_{mobile}}{SAT_{ly} + K_p * \rho_b * depth_{ly}} \quad (4.205)$$

Integrando la ecuación anterior resulta:

$$pst_{s,ly,t} = pst_{s,ly,0} * \exp\left(-\frac{w_{mobile}}{SAT_{ly} + K_p * \rho_b * depth_{ly}}\right) \quad (4.206)$$

Donde:

$pst_{s,ly,t}$ , es la cantidad de pesticidas en la capa de suelo en el tiempo  $t$  ( $kg\ pst/ha$ )

$pst_{s,ly,0}$ , es la cantidad inicial de pesticidas en la capa de suelo ( $kg\ \frac{pst}{ha}$ )

$w_{mobile}$ , cantidad de agua en el suelo en el punto de saturación de ( $mm\ H_2O$ )

$SAT_{ly}$ , es la cantidad de agua en el suelo en el punto de saturación ( $mm\ H_2O$ )

$K_p$ , coeficiente de adsorción del suelo ( $\frac{mg}{kg}$  o  $\frac{mg}{L}$ )

$\rho_b$ , es la densidad aparente en la capa de suelo ( $\frac{Mg}{m^3}$ )

$depth_{ly}$ , es la profundidad de la capa de suelo ( $mm$ )

Para obtener la cantidad de pesticidas eliminados en solución con el flujo, a la cantidad final de pesticidas se le resta la inicial.

$$pst_{flow} = pst_{s,ly,0} * \left( 1 - \exp \left( - \frac{w_{mobile}}{SAT_{ly} + K_p * \rho_b * depth_{ly}} \right) \right) \quad (4.207)$$

$pst_{flow}$  en  $kg\ pst/ha$

Para la capa superficial de suelo de 10 mm de espesor que interactúa con la escorrentía superficial, la concentración de pesticidas en el agua móvil es calculada como el mínimo entre:

$$conc_{(pst,flow)} = \frac{pst_{flow}}{w_{perc,surf} + \beta_{pst} * (Q_{surf} + Q_{lat,surf})} \quad (4.208)$$

Y

$$conc_{pst,flow} = \frac{pst_{sol}}{100} \quad (4.209)$$

Para capas inferiores:

El mínimo entre,

$$conc_{pec,flow} = \frac{pst_{flow}}{w_{mobile}} \quad (4.210)$$

Y

$$conc_{pec,flow} = \frac{pst_{sol}}{100} \quad (4.211)$$

En las cuales,

$conc_{pst,flow}$ , es la concentración de pesticidas en el agua móvil ( $kg\ pst/ha$ )

$pst_{flow}$ , es la cantidad de pesticidas eliminados en el flujo ( $kg\ pst/ha$ )

$\beta_{st}$ , es el coeficiente de percolación del pesticida

$Q_{surf}$ , escorrentía superficial generada en un día ( $mm H_2O$ )

$Q_{lat,ly}$ , es la descarga de agua generada por el flujo subsuperficial ( $mm H_2O$ )

$w_{perc,ly}$ , cantidad de agua que percola a la capa de suelo subyacente ( $mm H_2O$ )

$w_{mobile}$ , es la cantidad de agua móvil en la capa ( $mm H_2O$ )

$pst_{sol}$ , es la solubilidad del pesticida en el agua ( $mg/L$ )

## 4.9.2 Pesticidas eliminados en el flujo subsuperficial

Para la capa superior de 10 mm de espesor la cantidad de pesticida eliminado por el flujo subsuperficial es:

$$pst_{lat,surf} = \beta_{pst} * conc_{pst,flow} * Q_{lat,surf} \quad (4.212)$$

Para las capas inferiores:

$$pst_{lat,surf} = conc_{pst,flow} * Q_{lat,ly} \quad (4.213)$$

Donde:

$pst_{lat,ly}$ , es el pesticida eliminado por el flujo subsuperficial en  $kg\ pst/ha$

$\beta_{pst}$ , es el coeficiente de percolación del pesticida

$conc_{pst,flow}$ , es la concentración de pesticidas contenido en el agua móvil en  $kg\ pst/mm\ H_2O$

$Q_{lat,ly}$ , es la descarga de agua por el flujo subsuperficial en  $mm\ H_2O$

El pesticida eliminado por la escorrentía superficial es calculado como:

$$pst_{surf} = \beta_{pst} * conc_{pst,flow} * Q_{surf} \quad (4.214)$$

### 4.9.3 Transporte de los pesticidas asociados al sedimento

El transporte de los pesticidas atrapados en las partículas del suelo, pueden ser transportados por la escorrentía superficial al cauce principal. Esta fase de los pesticidas está asociada con la carga de sedimentos de la HRU y los cambios en el sedimento que impactara la carga de pesticida absorbido. Al igual que para el transporte de fósforo, el modelo SWAT utiliza la ecuación de McElroy et al (1976) modificada por Williams y Hann (1978).

$$pst_{sed} = 0.001 * C_{solid\ phase} * \frac{sed}{area_{hru}} * \epsilon_{pst\ sed} \quad (4.215)$$

$pst_{sed}$  es la cantidad de pesticidas absorbidos por el suelo y transportado al cauce principal en la escorrentía superficial en  $kg\ pst/ha$ .

La cantidad total de pesticidas en una capa de suelo es la suma de la fase de adsorción y disolución:

$$pst_{s,ly} = 0.01 * (C_{solution} * SAT_{ly} + C_{solid\ phase} * \rho_b * depth_{ly}) \quad (4.216)$$

Despejando de (1)  $C_{solution}$  y sustituyendo en la ecuación anterior:

$$pst_{ly} = 0.01 * \left( \frac{C_{solid\ phase}}{K_p} * SAT_{ly} + C_{solid\ phase} * \rho_b * depth_{ly} \right) \quad (4.217)$$

Lo que lleva a:

$$C_{solid\ phase} = \frac{100 * K_p * pst_{s,ly}}{SAT_{ly} + K_p * \rho_b * depth_{ly}} \quad (4.218)$$



El cálculo de la relación de enriquecimiento se ha explicado en el apartado 4.8.2.

## **4.10 TRANSPORTE DE METALES PESADOS**

SWAT permite agregar las cargas de metales pesados al flujo de la red y simula la trayectoria de los metales pesados a través de la red del cauce, pero no incluye ningún algoritmo para modelar los procesos internos en el flujo. Para determinar el movimiento de los metales pesados a través de la red principal utiliza ecuaciones simples de equilibrio, pero no incluye algoritmos en el modelo para determinar los procesos internos en el cauce (Neitsch et al., 2011).

## 5. SIMULACIÓN DE LA CUENCA LAS MATILDES

### 5.1 Descripción del área de estudio

La cuenca de la rambla de Las Matildes se encuentra ubicada en la pedanía de El Beal, T. M. de Cartagena, Murcia, y posee un área de drenaje de  $1.39 \text{ km}^2$ . Desde el punto de vista de las precipitaciones, la cuenca se incluye en el clima mediterráneo semiárido, con precipitación media anual de  $317.2 \text{ mm/año}$ . Las características y distribución de las precipitaciones son las clásicas del sureste de la Península Ibérica, con un máximo en otoño y un mínimo en verano y la temperatura media anual en esta zona es de unos  $17.5^\circ \text{ C}$ .



Figura 15. Localización de la cuenca de estudio.

La escasez de precipitaciones, su carácter torrencial y las altas temperaturas, determinan una evapotranspiración considerable, con escasos períodos de acumulación hídrica. Se estima una evapotranspiración potencial media anual de  $1605.4 \text{ mm}$ , cinco veces mayor que la precipitación media anual. Los suelos principales son los cambisoles cálcicos, que ocupan el 100% del área. En cuanto al uso y/o cobertura del suelo es predominante el uso agrícola en un 63.43%, y el área restante, distribuida en un 17.91% de vegetación escasa, 11.04% zona urbana, 0.53% zona de playa y el 0.13% de agua.

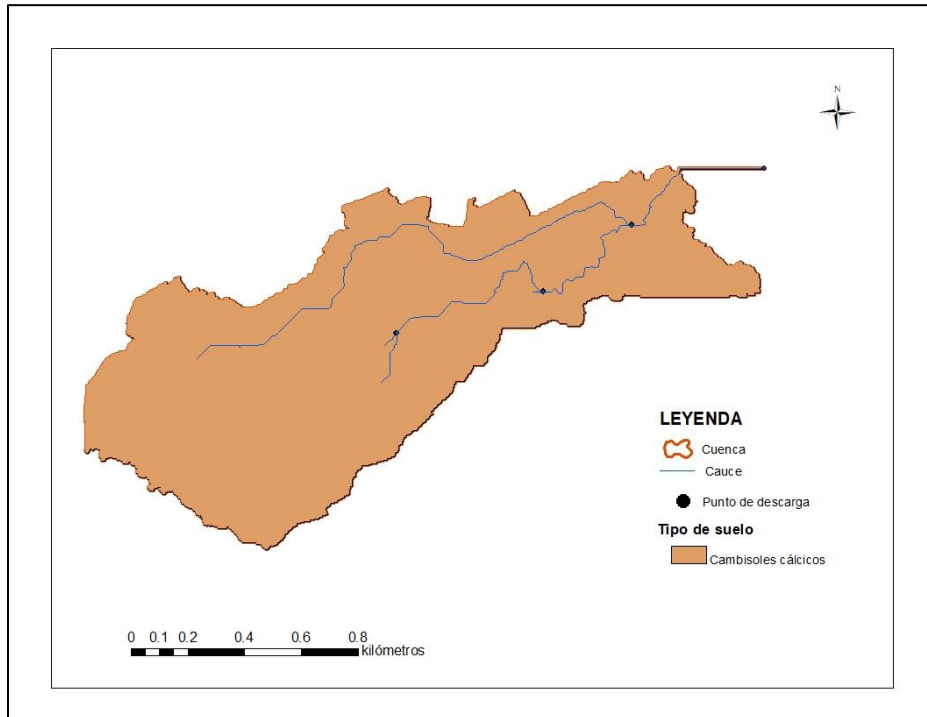


Figura 16. Tipo de suelo predominante en la cuenca Las Matildes.

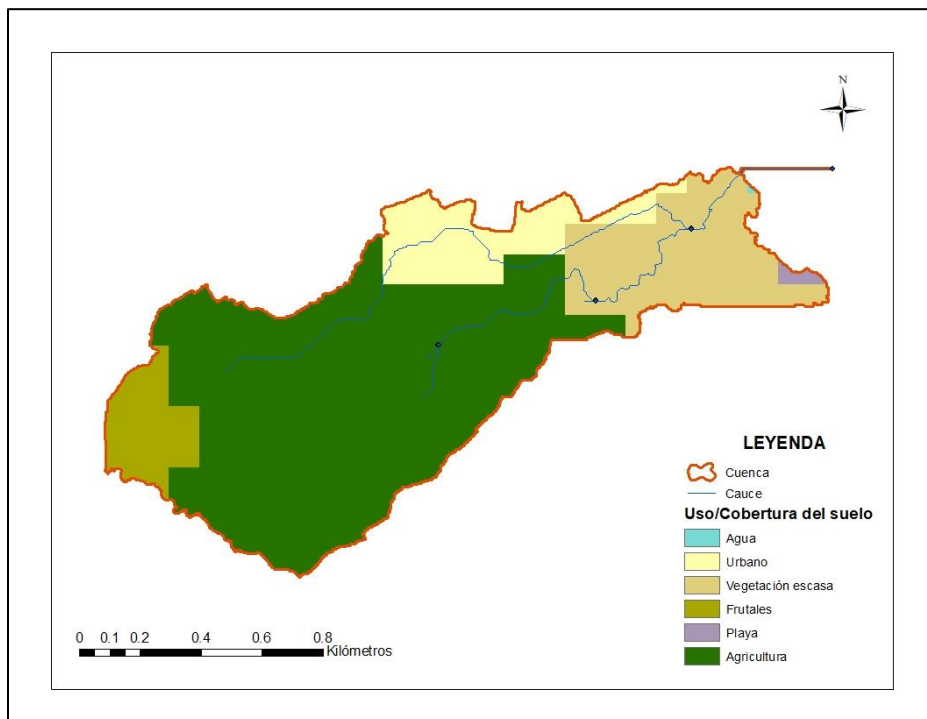


Figura 17. Distribución de usos y cobertura del suelo en la cuenca.

## 5.2 Datos de partida y configuración del modelo

Para implementar el modelo SWAT, en primer lugar, es necesario recopilar la información topográfica, usos y cobertura del suelo y tipos. Luego estos datos son procesados con la ayuda de una herramienta SIG. Se ha utilizado ArcSWAT 2012 para la ejecución del modelo.

### 5.2.1 Datos de partida

Los datos de partida del modelo SWAT seleccionados han sido los siguientes:

- Modelo Digital de Elevaciones. describe la topografía y la geometría de la cuenca y las subcuencas; fue obtenido del proyecto NATMUR-08 con una resolución espacial de 4 m.
- Mapa de uso y/o cobertura del suelo: define el tipo de uso y cobertura actual del suelo en la cuenca. Casi toda la superficie de la cuenca Las Matildes está cubierta de áreas agrícolas. Este mapa fue obtenido del proyecto Corine Land Cover 2012 y tiene una resolución de 100 m. Se distinguieron 6 tipos (ver fig.7). Las clases del mapa original de uso y/o cobertura del suelo fueron traducidas a las clases estándar del SWAT.
- Mapa del tipo de suelo: determina los diferentes tipos de suelo en el área de estudio; está asociado con la información que describe las propiedades físicas y químicas del suelo. Este mapa fue extraído del Mapa Global de Suelos de la FAO (DMSW).
- Datos climáticos. Los datos climáticos utilizados para simular los procesos hidrológicos en SWAT fueron obtenidos del Climate Forecast System Reanalysis (CFSR en lo adelante) del National Center for Environmental Prediction (NCEP). Esta información es diaria e incluye la precipitación, temperatura, humedad relativa, radiación solar y velocidad de viento para 1 estación. El conjunto de datos del CFSR consiste en pronósticos horarios de clima generados por el Sistema de

Pronóstico Global del National Weather Service. Estos pronósticos son reinicializados cada 6 horas (horas de análisis=00, 0600, 1200 y 1800 UTC) usando información de la red de estaciones climáticas global y productos derivados de satélites. En cada hora de análisis, el CFSR incluye el dato pronosticado en la hora analizada previamente y el análisis de datos utilizados para reinicializar el pronóstico del modelo (Fuka, et al., 2013). La resolución horizontal del modelo atmosférico usado por CFSR es de 38 km con 64 niveles verticales que se extienden hasta 0.26 hPa, es decir, abarca prácticamente toda la atmósfera. Por otro lado, el modelo oceánico tiene una resolución horizontal de 0.25° cerca al ecuador y alrededor de 0.5° en las regiones extra tropicales y 40 niveles. El modelo global de superficie tiene 4 niveles de suelo y el modelo de océano-hielo tres niveles.

La tabla 11 resume las fuentes de los datos principales utilizados para la configuración del modelo.

Tabla 11. Datos de partida del modelo SWAT y sus fuentes.

<b><i>Datos</i></b>	<b><i>Fuente</i></b>
Modelo Digital del Elevaciones	NATMUR-08 <a href="http://www.murcianatural.carm.es/natmur08/">http://www.murcianatural.carm.es/natmur08/</a>
Mapa de uso y/o cobertura de suelos	Corine Land Cover 2012 <a href="http://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover/clc-2012?fieldsetlegend-download=True-selected-@corine-land-cover-1">http://land.copernicus.eu/pan-european/corine-land-cover/clc-2012?fieldsetlegend-download=True-selected-@corine-land-cover-1</a>
Mapa tipos de suelos	Mapa Global de Suelos de la FAO (DSMW) <a href="http://www.fao.org/geonetwork/srv/en/metadata.show?id=14116">http://www.fao.org/geonetwork/srv/en/metadata.show?id=14116</a>
Datos climáticos	CFSR (Climate Forecast System Reanálisis) <a href="https://globalweather.tamu.edu/">https://globalweather.tamu.edu/</a>

## 5.2.2 Delimitación de la cuenca Las Matildes y definición de las HRUs.

La delimitación automática de la cuenca de la rambla de Las Matildes fue realizada en base al modelo digital de elevaciones. Los atributos topográficos de cada subcuenca, tales como el área y la pendiente se derivan del mismo. De igual manera, la longitud, la pendiente, el ancho y la profundidad del cauce son obtenidos a partir de él. De esta delimitación resultó la división de la cuenca en siete (7) subcuencas (ver fig.18).

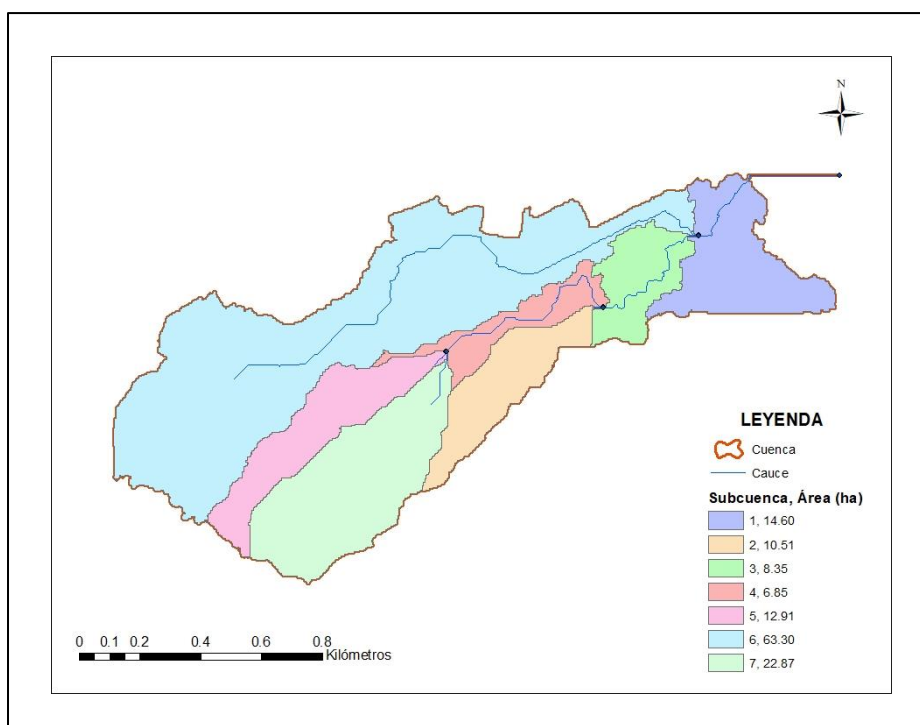


Figura 18. Delimitación de la cuenca Las Matildes en subcuencas.

El tipo de vegetación determina muchos componentes del ciclo hidrológico: requerimientos de agua total, demanda de riego, cantidad de agua perdida mediante evapotranspiración, escorrentía superficial, percolación y erosión. A partir del ráster de usos y coberturas del suelo obtenido del Corine Land Cover 2012 se distinguieron 6 usos (ver fig.17). Las clases del mapa original de uso y/o cobertura del suelo fueron traducidas a las clases estándar del SWAT.

Un mapa de pendientes fue deducido a partir del modelo digital de elevaciones definiendo las clases de pendientes entre los rangos de 0-2%, 2-4%, 4-6%, 6-10% y >10%. En este se observa que, en su mayor parte, la superficie de la cuenca posee pendientes inferiores al 2%.

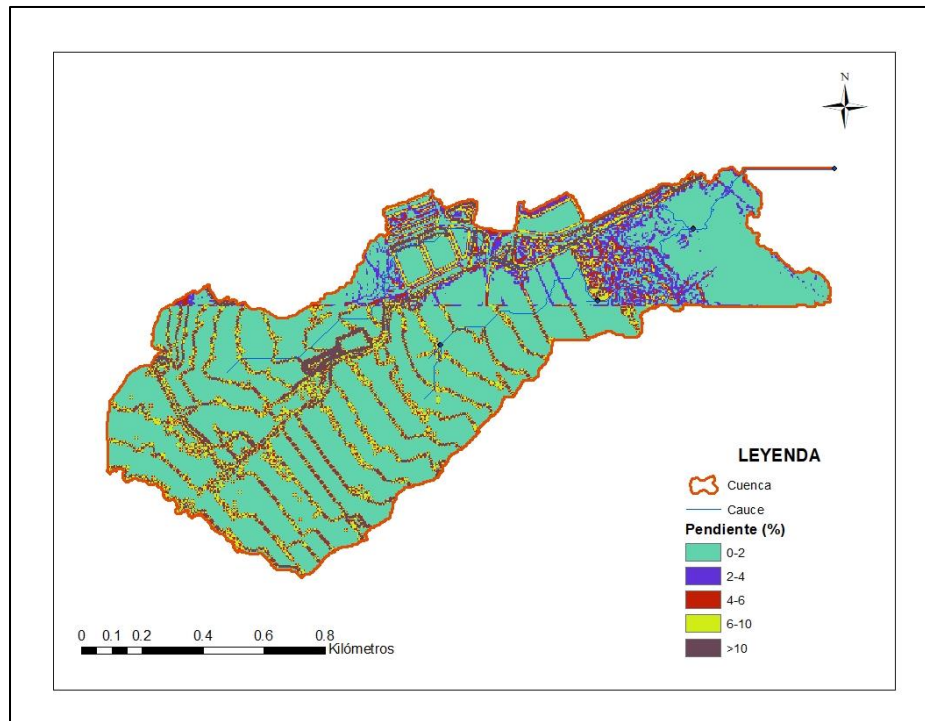


Figura 19. Mapa de pendientes de la cuenca Las Matildes.

Superponiendo las capas de uso y/o cobertura, tipo de suelos y distribución de las clases de pendiente, se han definido 72 unidades de respuesta hidrológica HRUs en la cuenca.

Finalmente, se ha ejecutado para el período 1999-2014, de los cuales los primeros cinco (5) años son de calentamiento para estabilizar todos los parámetros, principalmente aquellos relacionados con el balance hídrico. En definitiva, se han simulado 11 años a partir del 2004 hasta el 2014.

## 6. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El modelo SWAT está construido con componentes de vanguardia en un intento de simular los procesos físicamente y tan realista como sea posible (Sakka, 2010). La simulación de la cuenca se ha realizado a escala diaria para el período 1999-2014, siendo los primeros cinco años de calentamiento. Con esto se ha conseguido reproducir los componentes del ciclo hidrológico y el rendimiento de sedimentos en la cuenca.

### 6.1 Precipitación

Como se ha mencionado en apartados anteriores, se ha utilizado el generador climático que incorpora el SWAT para obtener los valores de lluvia durante el período de estudio (2004-2014) y ha sido alimentado con datos climáticos procedentes del Climate Forecast System Reanalysis (CFSR). La figura 20 muestra la serie anual de precipitaciones y la precipitación media anual equivalente a 317.21 mm. Las fluctuaciones de un año a otro son las clásicas del sureste español que oscilan entre los 270 y 324 m de media (Fundación Sierra Minera, 2001).

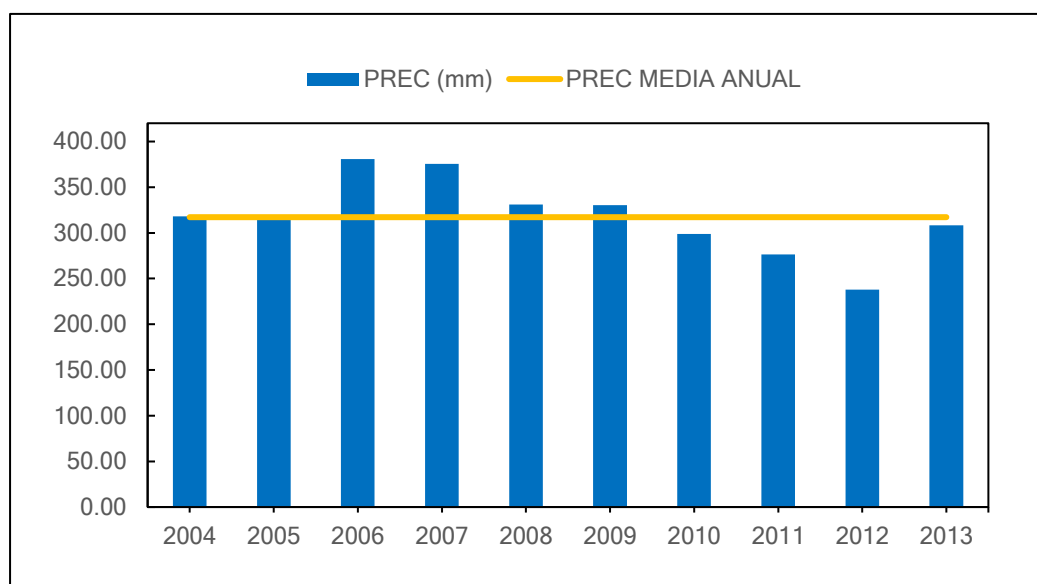


Figura 20. Evolución temporal de las precipitaciones anuales en el período 2004-2013



Con referencia a la distribución temporal de las precipitaciones, estas presentan un máximo en otoño de y un mínimo en verano (figura 21). El máximo medio anual se da en octubre (60.84 mm) y el mínimo medio anual en agosto (0.32 mm). La precipitación máxima en 24 horas fue 42.50 mm, en octubre de 2009 (figura 22).

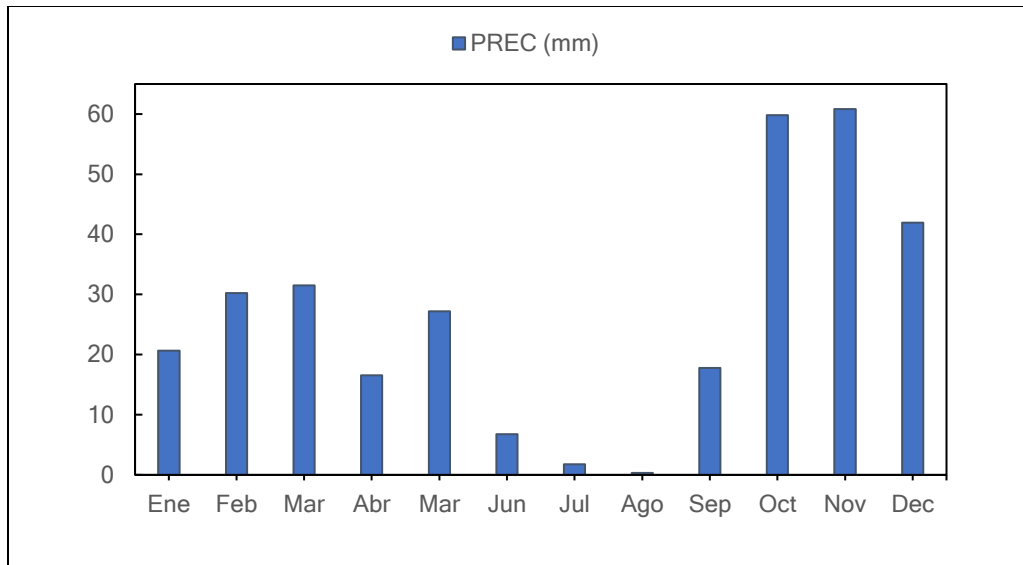


Figura 21. Precipitación media mensual en el período de estudio 2004-2014

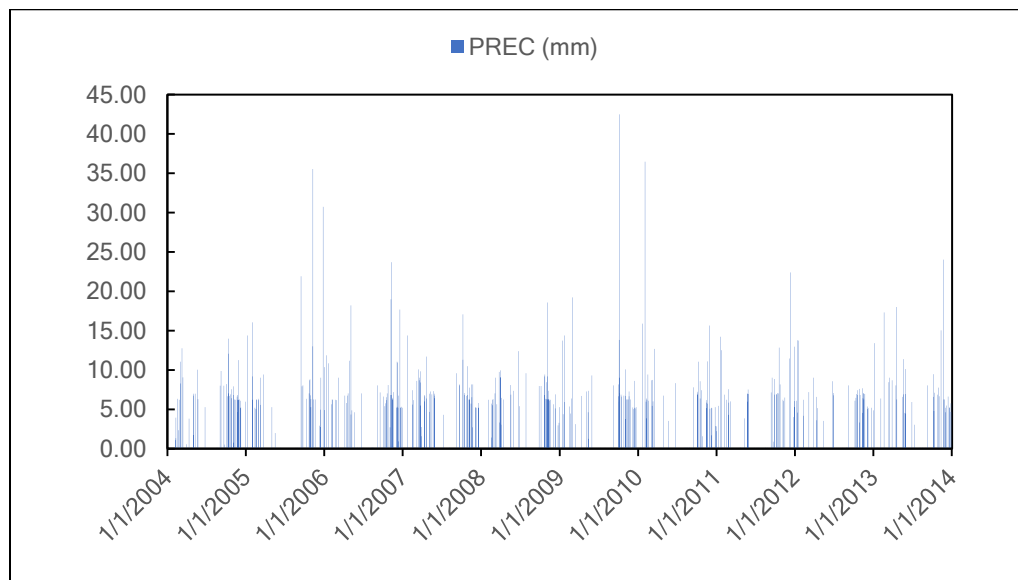


Figura 22. Precipitación diaria en el período 2004-2014

## 6.2 Evapotranspiración

La evapotranspiración simulada a lo largo del período se muestra en la figura 23. La evapotranspiración media para la cuenca de Las Matildes ha sido estimada en 294.33 mm y la evapotranspiración potencial media es equivalente a 1605.38 mm.

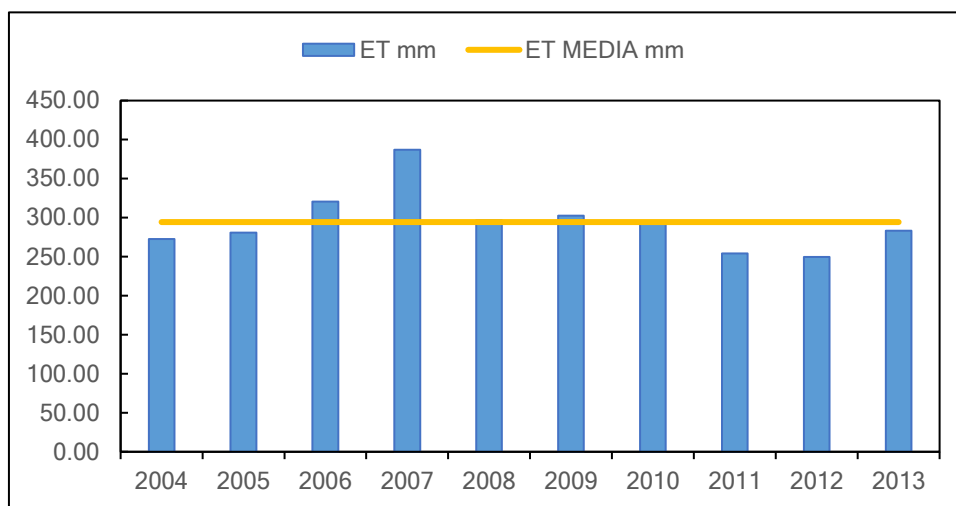


Figura 23. Evolución de la evapotranspiración en el período 2004-2013

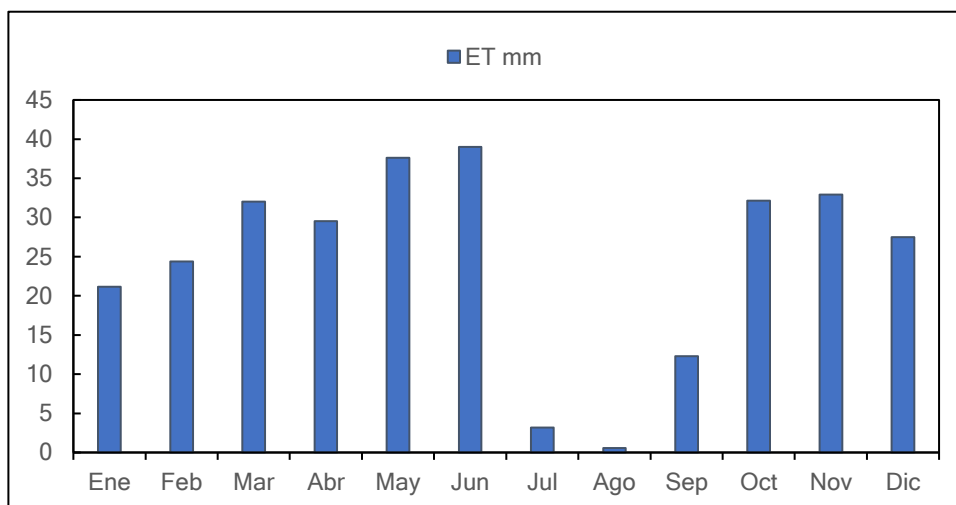


Figura 24. Evapotranspiración media mensual en el período 2004-2014

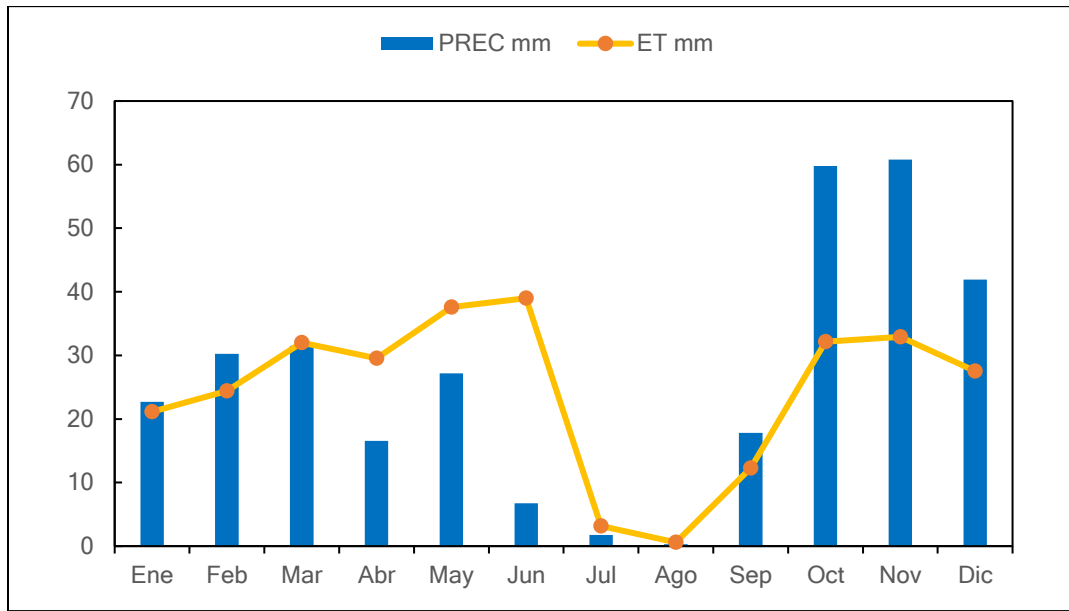


Figura 25. Evolución de la evapotranspiración media mensual en relación con la cantidad de precipitación (2004-2013)

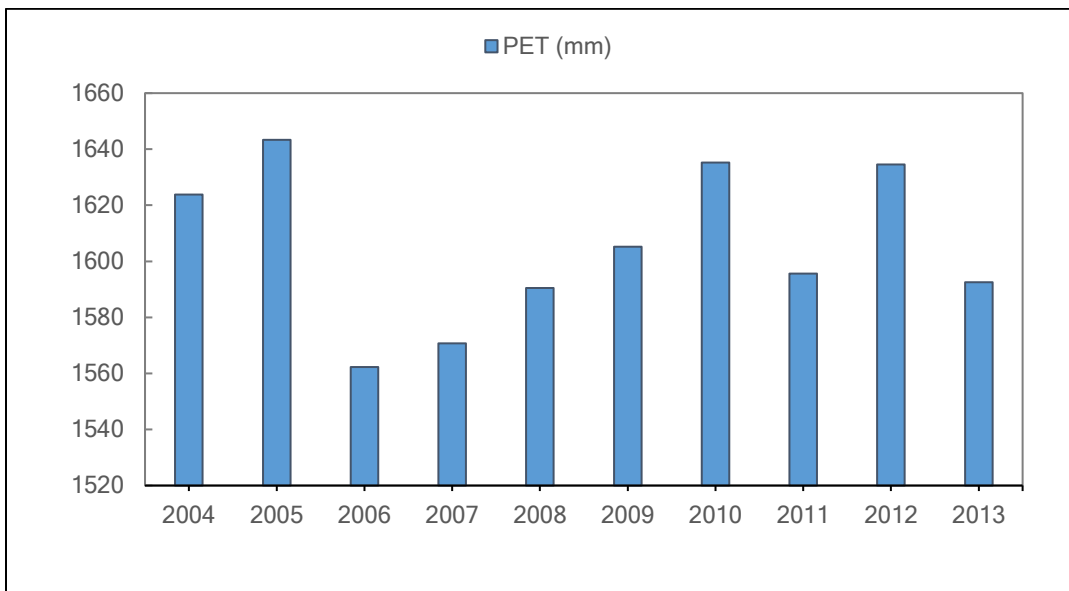


Figura 26. Evolución de la evapotranspiración potencial media anual (2004-2013)

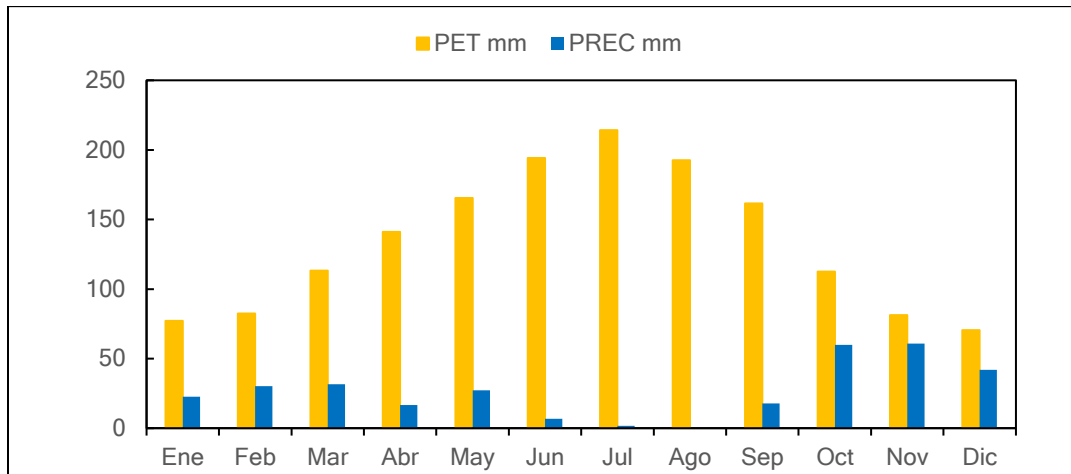


Figura 27. Evapotranspiración potencial y precipitación media (2004-2014)

De acuerdo con la figura 27, la evapotranspiración potencial es máxima en los meses de junio a agosto, coincidiendo con los períodos más secos del año.

### 6.3 Escorrentía superficial

La escorrentía superficial media anual en la cuenca de Las Matildes es de 22.48 mm y varía anualmente como lo muestra la figura 28.

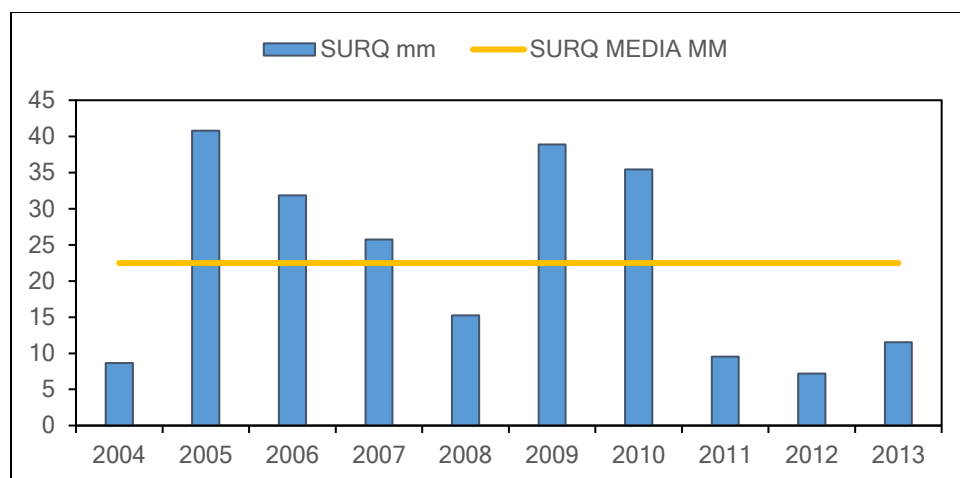


Figura 28. Evolución anual de la escorrentía superficial (2004-2013)

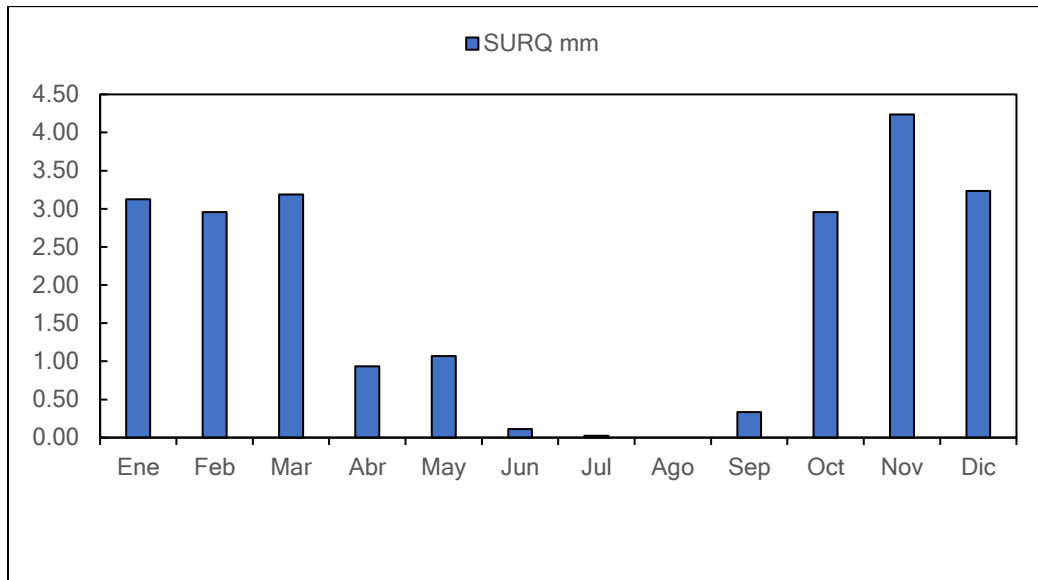


Figura 29. Escorrentía media mensual en el período 2004-2014

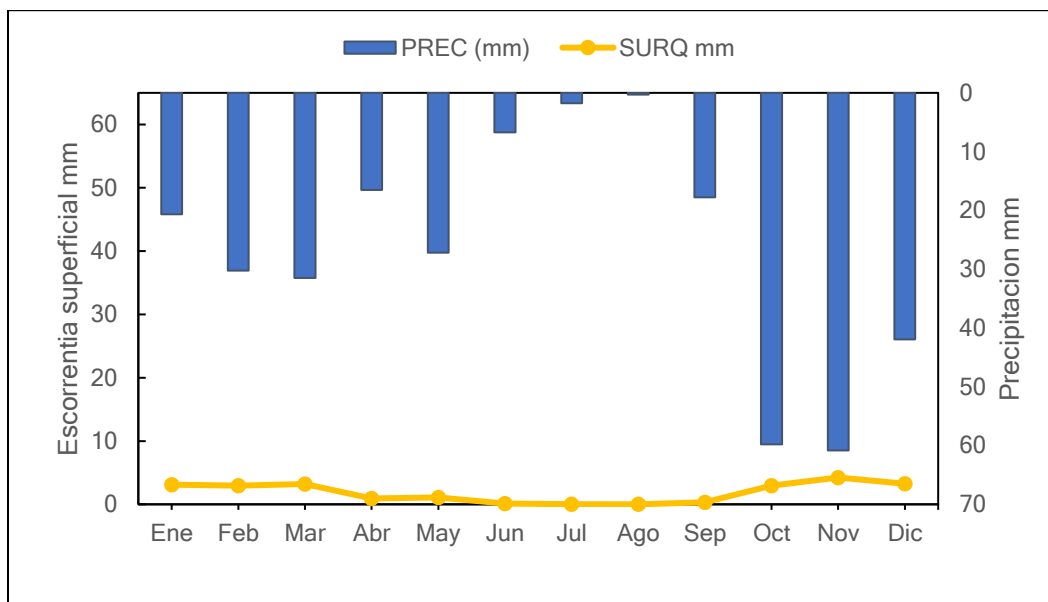


Figura 30. Escorrentía superficial media generada a partir de la precipitación (2004-2014)

## 6.4 Balance hídrico en la cuenca de la Rambla Las Matildes

De los resultados anuales se ha excluido el año 2014 para el cual solo se tienen datos del primer día del año.

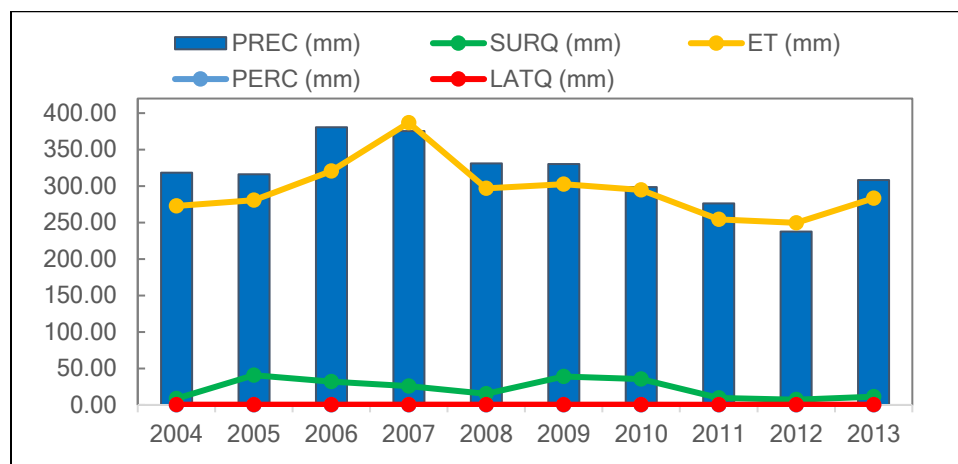


Figura 31. Balance hídrico anual en la cuenca durante el período 2004-2014.

En términos de porcentajes, la cantidad de agua precipitada en la cuenca durante este período un 92.79% regresa a la atmósfera mediante la evapotranspiración. Un 7.08% de la precipitación se convierte en escorrentía superficial y el porcentaje restante percola o se convierte flujo subsuperficial (fig. 33). Por otro lado, en los resultados anuales de precipitación y evapotranspiración potencial durante el período de simulación que esta última se mantiene más o menos constante (fig.32).

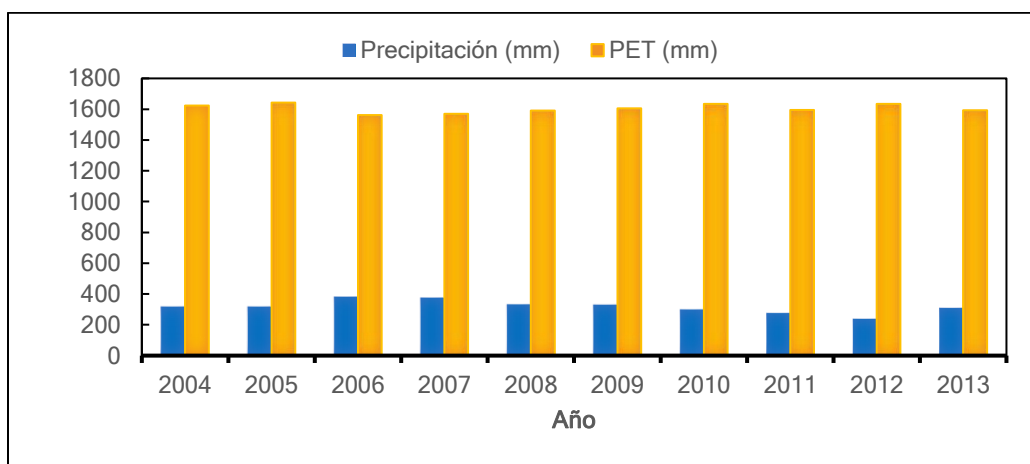


Figura 32. Precipitación media anual y evapotranspiración potencial (2004-2013)

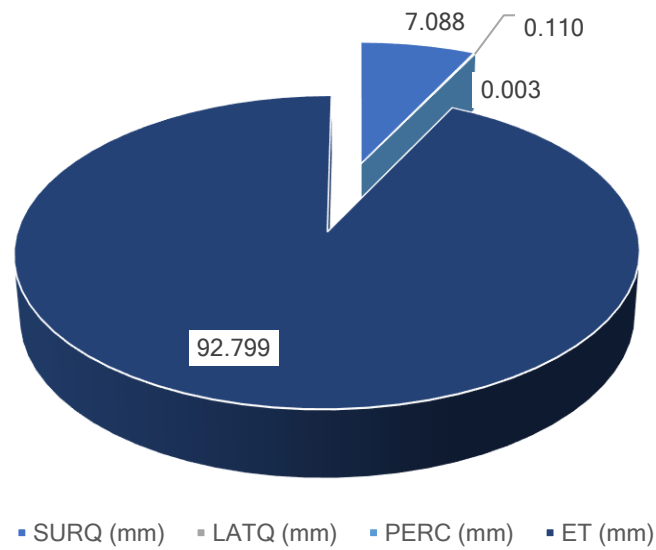


Figura 33. Balance hídrico en la cuenca en términos de porcentaje para la simulación anual durante el período 2004-2014

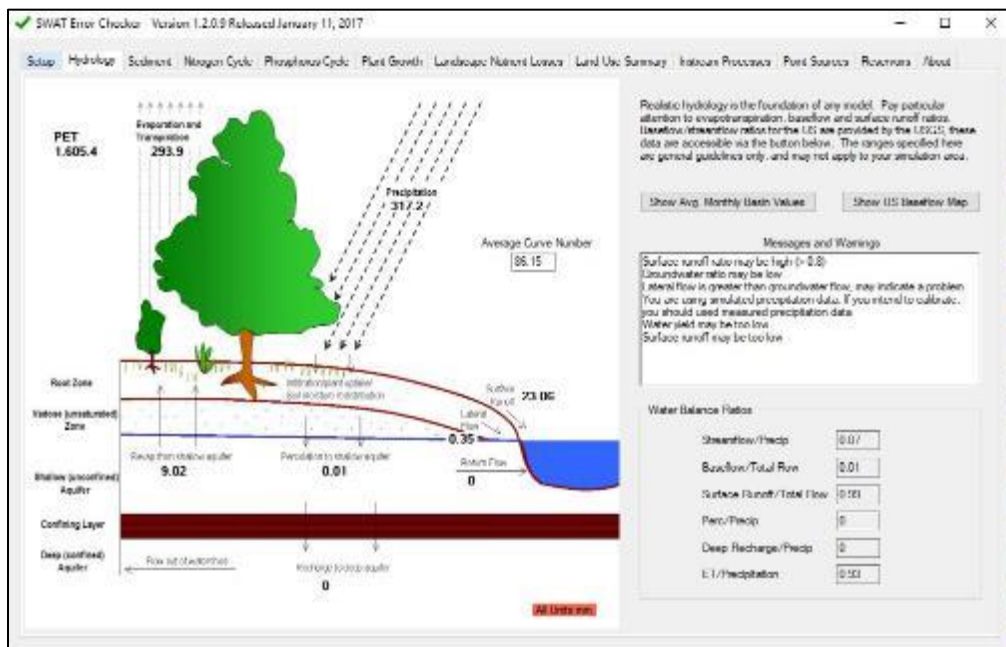


Figura 34. Diagrama de outputs hidrológicos generados por el SWAT Checker

## 6.5 Distribución espacial y temporal de la erosión en la cuenca de la Rambla de las Matildes

La erosión en la cuenca de la rambla de Las Matildes presenta notables diferencias espaciotemporales. Esta variabilidad se atribuye a las diferencias entre el área de contribución, topografía, clima, intensidad y períodos de ocurrencia de los episodios de lluvia. En el análisis de la distribución de la erosión mostrado en la figura 35, se observa que el mayor porcentaje de pérdida de suelos en la cuenca ocurre en los meses de enero a marzo, con un máximo de 0.276 t/ha en el mes de febrero. No hay una pérdida de suelos sustancial en los meses de junio a septiembre. El promedio anual de erosión en la cuenca es de 1.268 t/ha/año. Este valor se encuentra por debajo del valor obtenido por del 4.47 t/ha/año que se ha calculado en otros estudios para la zona (Conesa García , 1989). No obstante, se encuentra en el rango de erosión publicado en el Inventario Nacional de Erosión de Suelos (Ministerio de Medio Ambiente, 2002), que lo establece entre 0-5 t/ha/año (ver fig. 36).

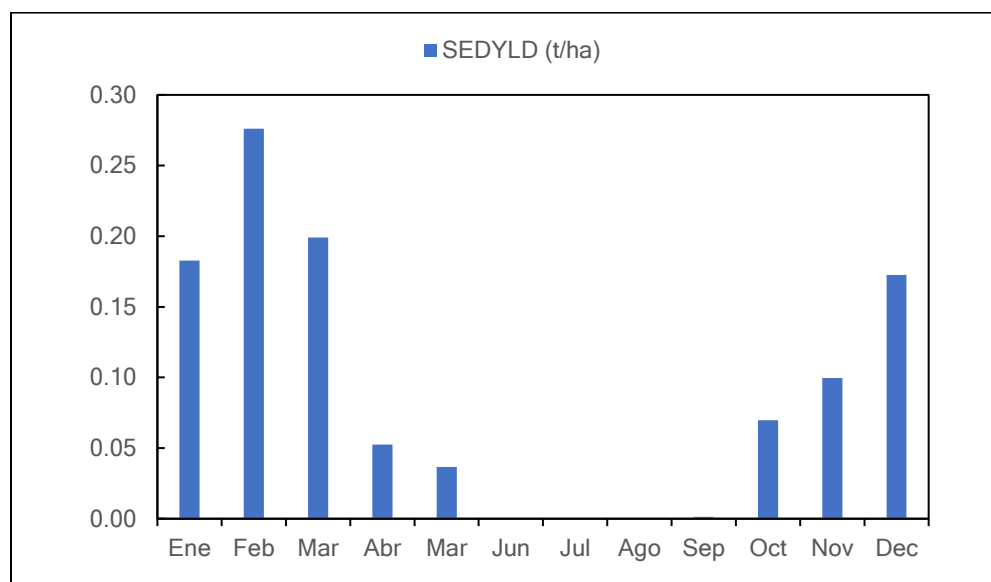


Figura 35. Erosión media mensual en la cuenca (2004-2014)



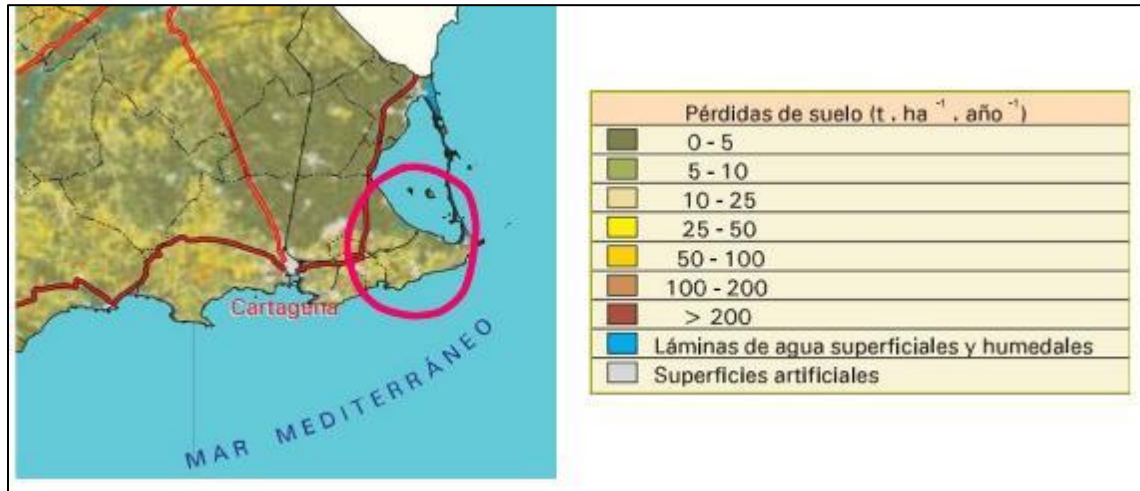


Figura 36. Plano de cuantificación de erosión (Ministerio de Medio Ambiente, 2002)

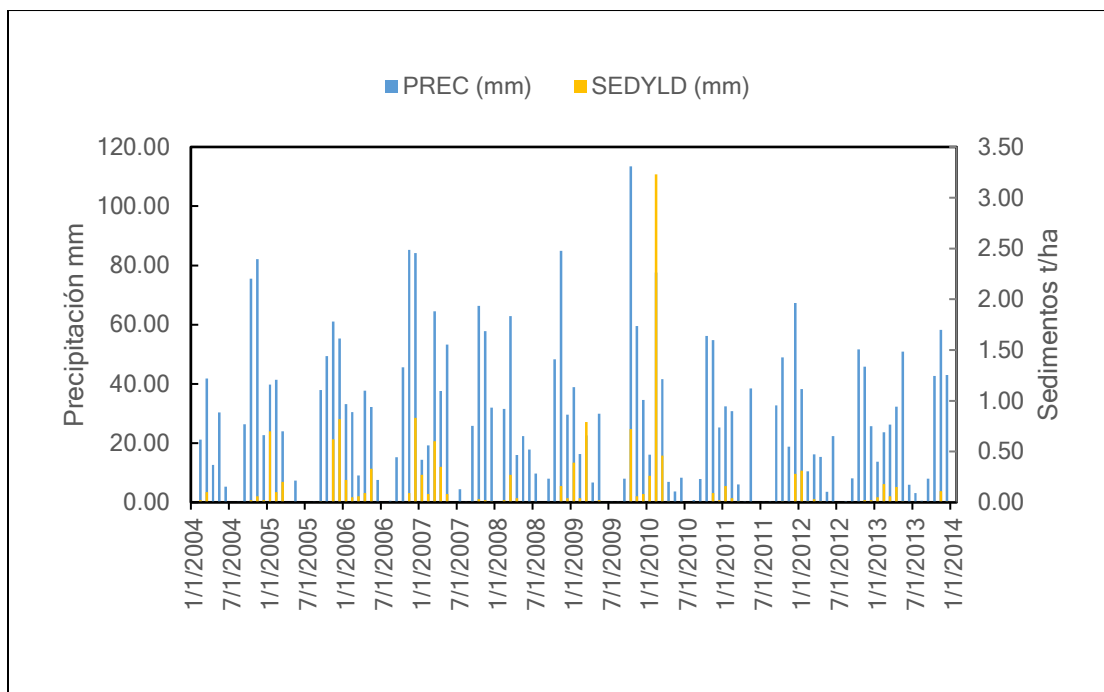


Figura 37. Precipitación y erosión mensual (2004-2014)

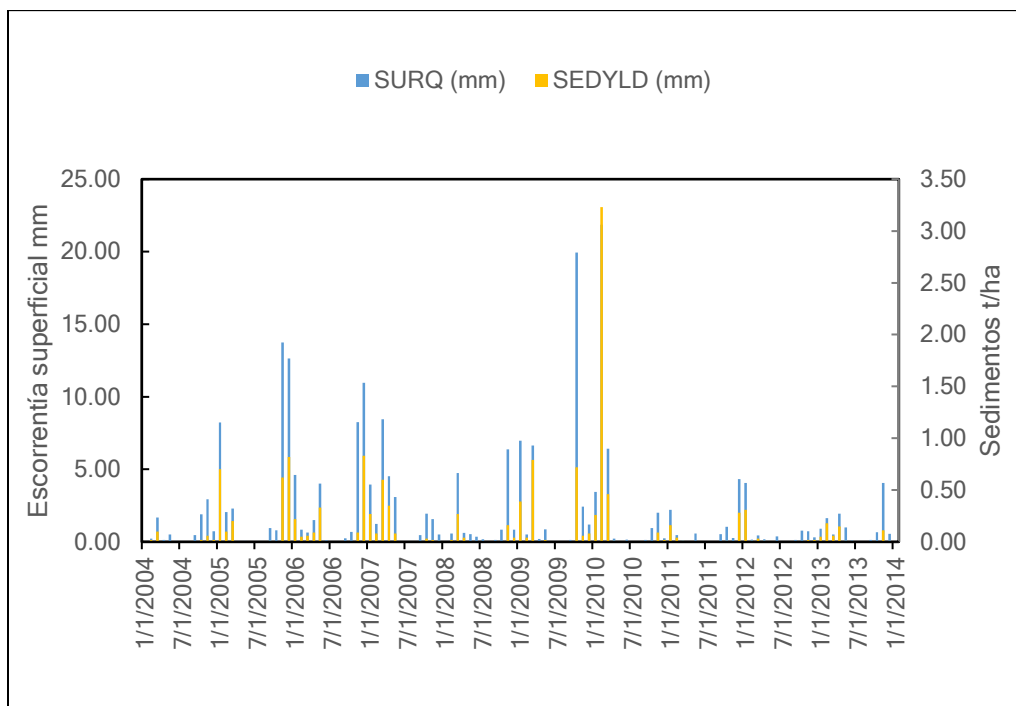


Figura 38. Escorrentía superficial y erosión mensual (2004-2014).

Por otra parte, las figuras 37 y 38 muestran la relación entre la precipitación con la erosión y la escorrentía superficial con la erosión respectivamente. En estas se observa que la pérdida de suelo sigue la misma dinámica que la escorrentía superficial por lo que está relacionada de manera directa con esta y de forma indirecta con la precipitación. Para medir estadísticamente esta relación, se ha calculado el coeficiente de correlación  $R^2$ . El valor obtenido (0.754) indica que el incremento de la erosión media anual está relacionado principalmente con los incrementos en la escorrentía superficial. En el caso de la precipitación la relación entre ambos es muy baja obteniéndose un coeficiente de correlación de 0.148.

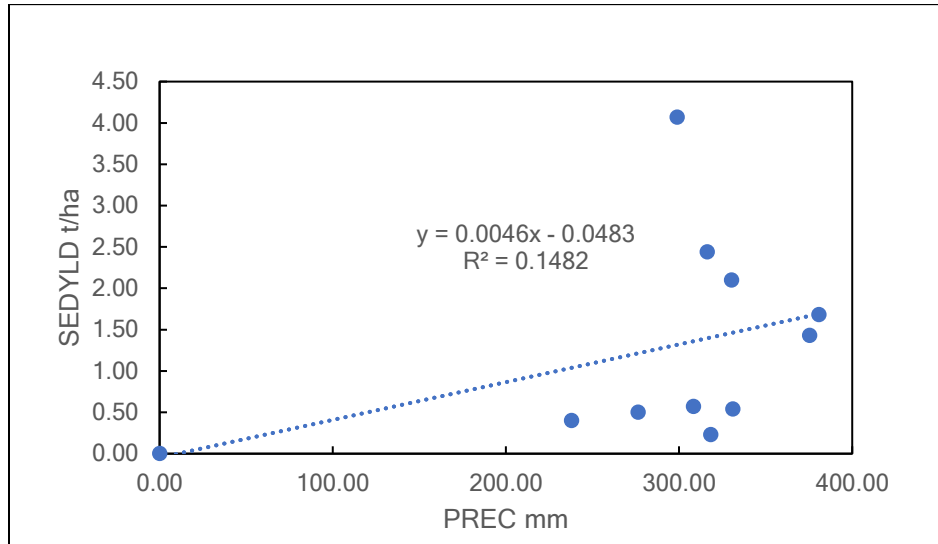


Figura 39. Relación entre la erosión (SEDYLD) y la precipitación (PREC)

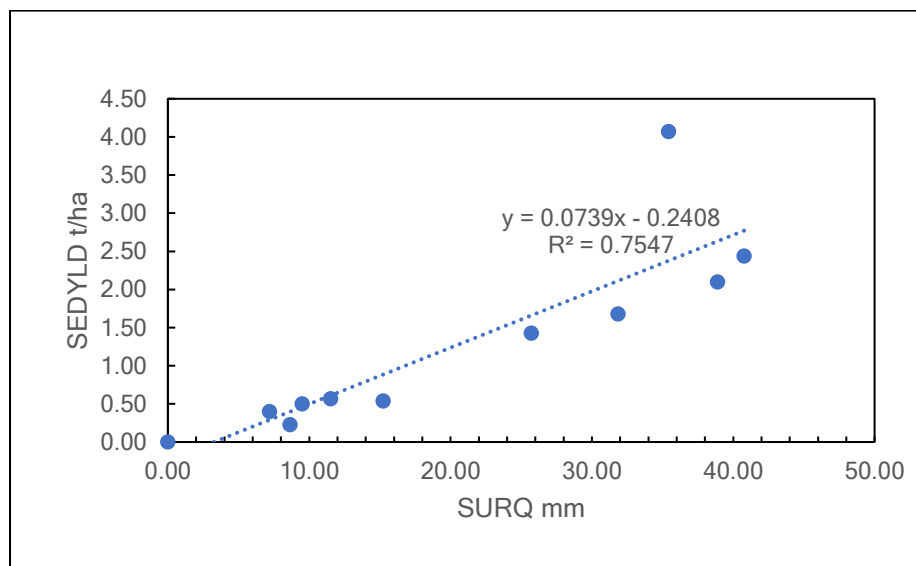


Figura 40. Relación entre la erosión (SEDYLD) y la escorrentía superficial (SURQ)

- Distribución espacial de la erosión

Identificar las zonas erosionadas, es crucial para diseñar estrategias adecuadas para su reducción. Las estimaciones de SWAT de pérdida de suelo a nivel de las unidades de respuesta hidrológica (HRUs) son superiores a las estimaciones a escala de subcuenca (fig. 41).

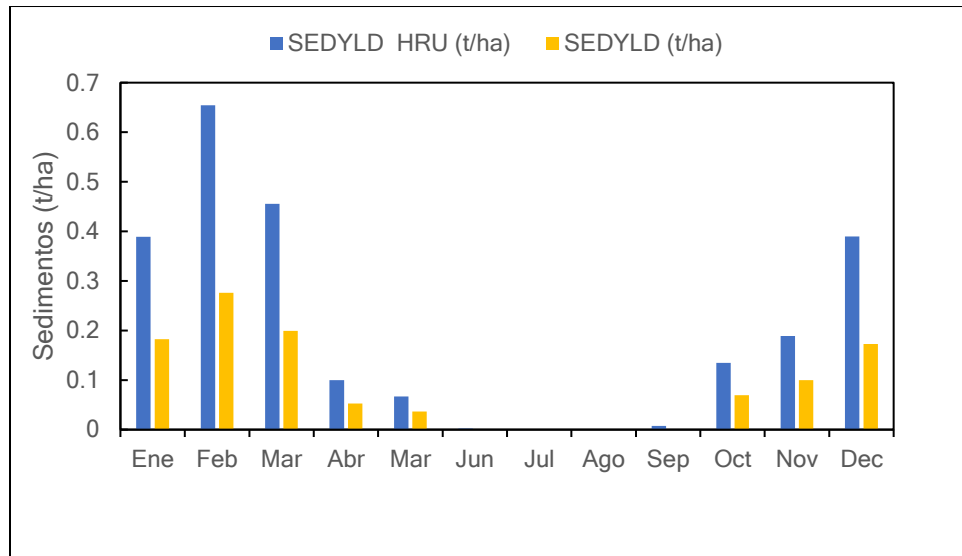


Figura 41. Erosión mensual obtenida a escala de subcuenca (SEDYLD) y a escala de HRU (SEDYLD HRU)

Mediante MUSLE, el modelo SWAT calcula la erosión en las HRUs. Sin embargo, depende del tiempo de concentración de la escorrentía superficial en cada subcuenca la cantidad de sedimentos que llega al cauce principal. Esto explica que los valores de erosión a escala de subcuenca sean mucho menores, ya que parte del material erosionado queda depositado en la superficie del suelo.

Lo anterior puede observarse también mediante una distribución espacial de la erosión en la cuenca a ambas escalas. La discretización de las subcuencas en las HRUs se pueden identificar las áreas dónde la erosión de suelos es más intensa (ver fig.42 y 43). En las figuras 44 y 45 se representan la distribución espacial de la escorrentía superficial y es notable como las zonas se produce mayor escorrentía se corresponden con aquellas con mayor erosión.

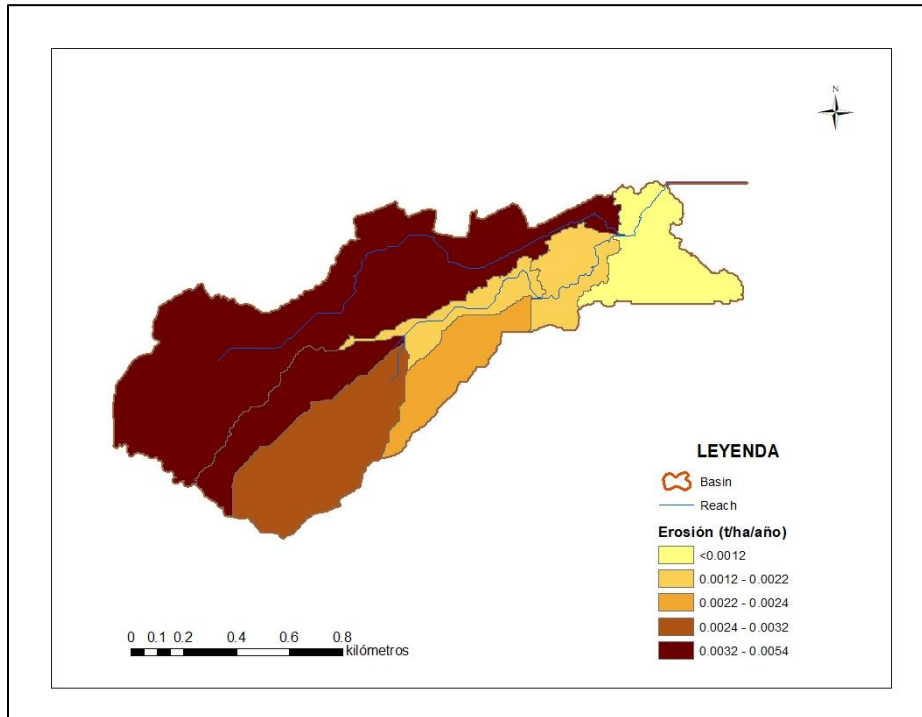


Figura 42. Distribución espacial de la erosión anual de sedimentos en cada de subcuenca

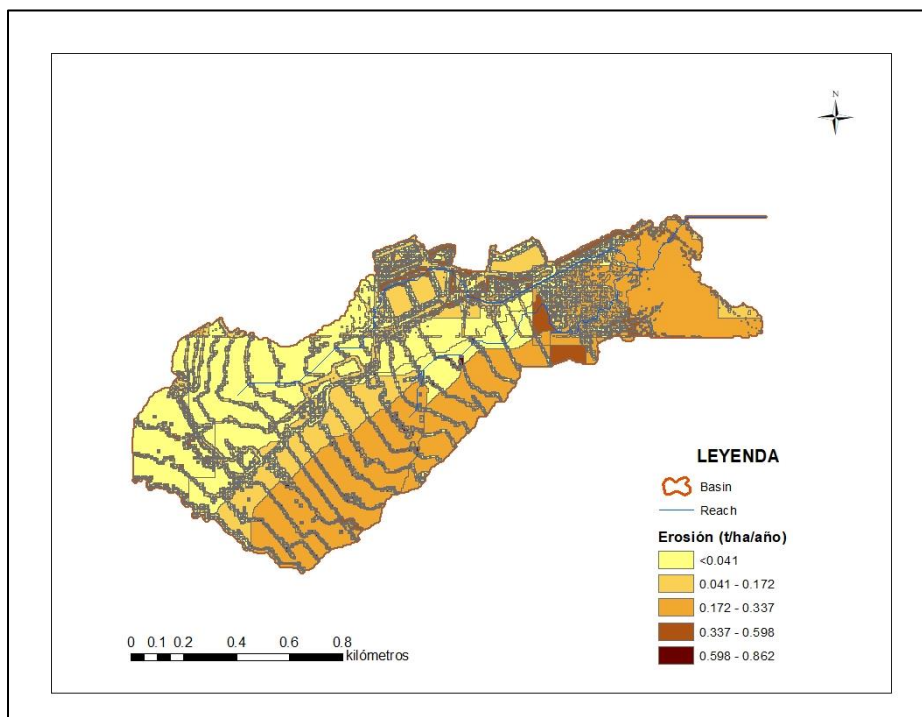


Figura 43. Distribución espacial de la erosión anual de sedimentos en cada HRUs

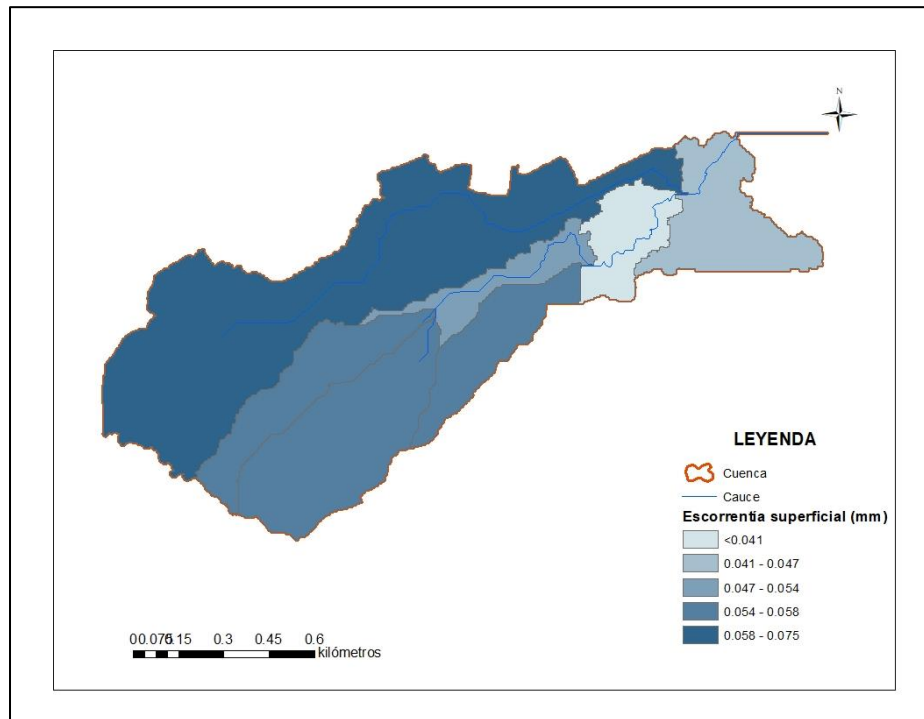


Figura 44. Distribución espacial de la escorrentía superficial cada subcuenca

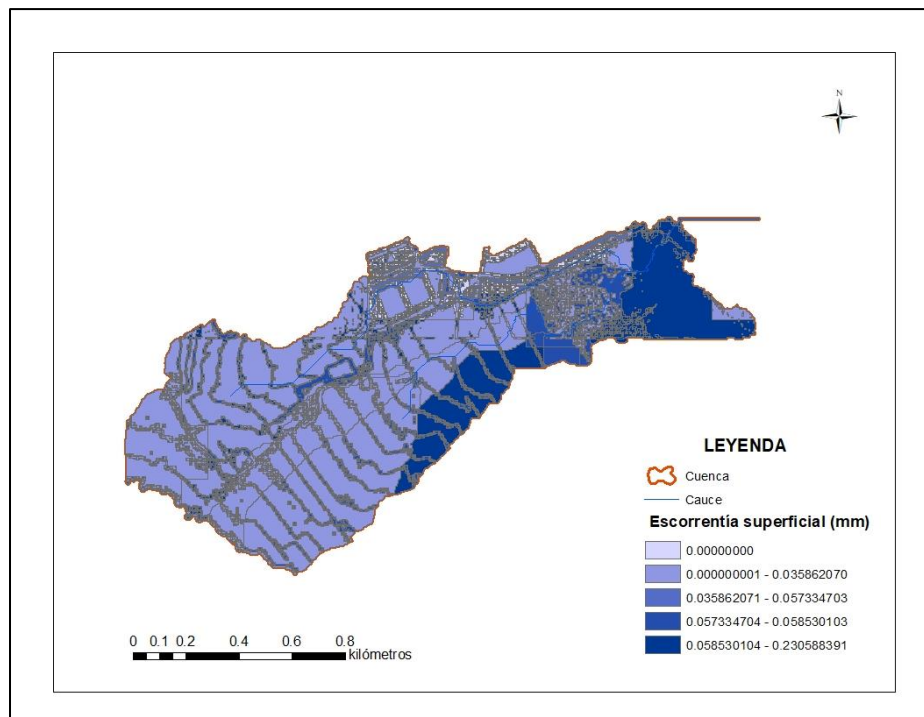


Figura 45. Distribución espacial de la escorrentía superficial en cada HRU

### % ÁREA DE APORTE DE SEDIMENTOS

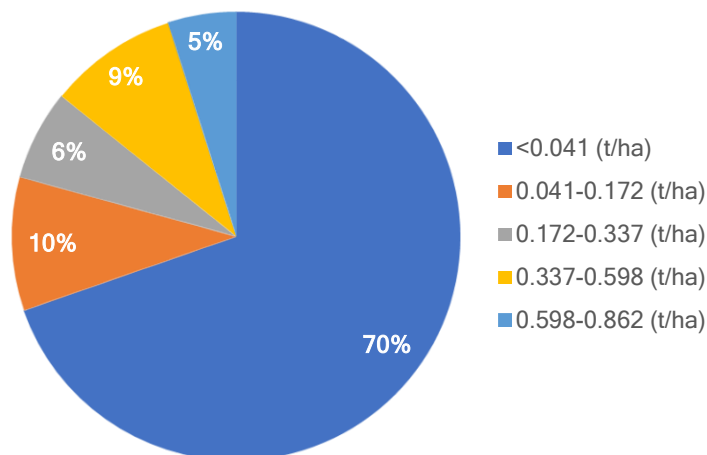


Figura 46. Porcentajes correspondientes al área de aporte de sedimentos basado en la HRUs

De acuerdo con el análisis de la erosión a nivel de las unidades de respuesta hidrológica, el 70% del área de la cuenca aporta menos de 0.041 t/ha de sedimentos. El mayor aporte de la cuenca se concentra en un área reducida del 5% que genera entre 0.598 y 0.862 t/ha, por lo que es el área más propensa a la erosión.

## 6.6 Erosión de acuerdo con el uso/cobertura del suelo

La cuenca de Las Matildes presenta 5 tipo de usos y/o coberturas (ver figura 17 del apartado 2.1) y la variación las tasas de erosión durante el período de simulación (exceptuando el último año por razones antes expuestas) de acuerdo con este criterio se muestran en la figura 50.

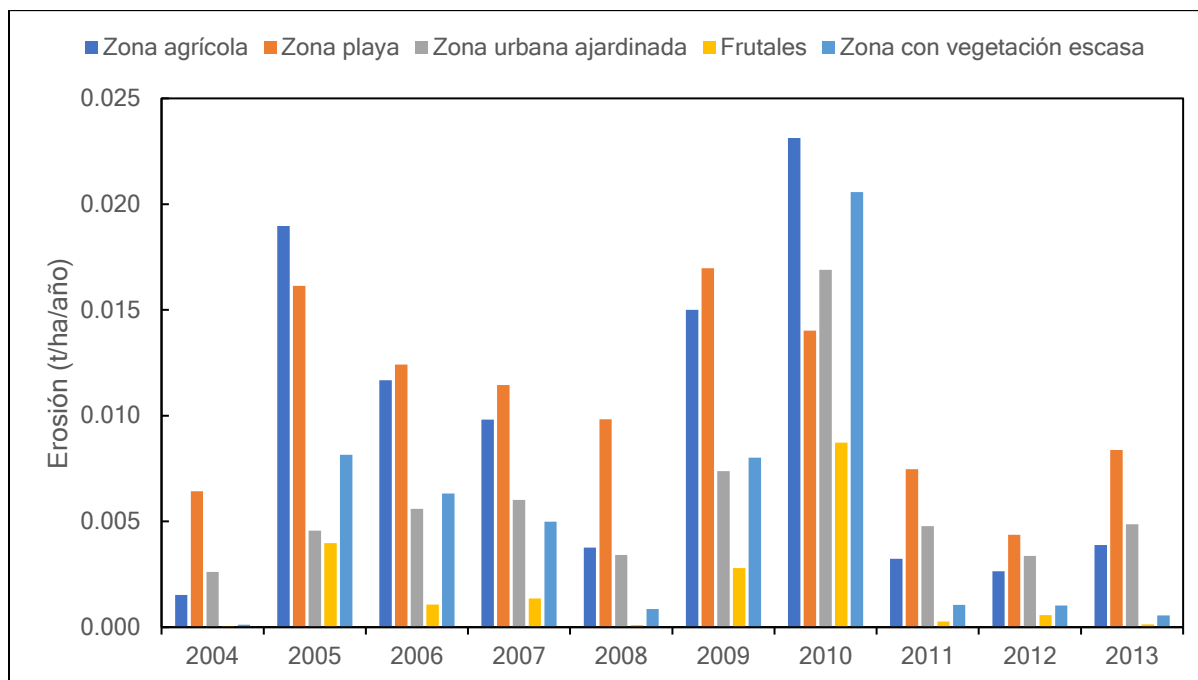


Figura 47. Distribución media anual de la erosión de acuerdo con el uso y/o cobertura del suelo.

Generalmente las áreas agrícolas comprenden las zonas más erosionadas en cuencas con usos de suelo mixto. En el caso de la cuenca de Las Matildes, la zona playa es la que presenta una tasa de erosión mayor a excepción de los años 2005 y 2006 en los que la zona agrícola obtuvo valores de 0.019 t/ha/año y 0.023 t/ha/año.

Por otro lado, en la figura 46 se observa que la cobertura del suelo con menor tasa de erosión es la zona de frutales. En este tipo de cobertura, los árboles actúan como barrera que reducen la escorrentía y la canopia o dosel arbóreo proporciona protección al suelo reduciendo el impacto de la lluvia. Lo que explica que los valores bajos obtenidos a lo largo del período de simulación.



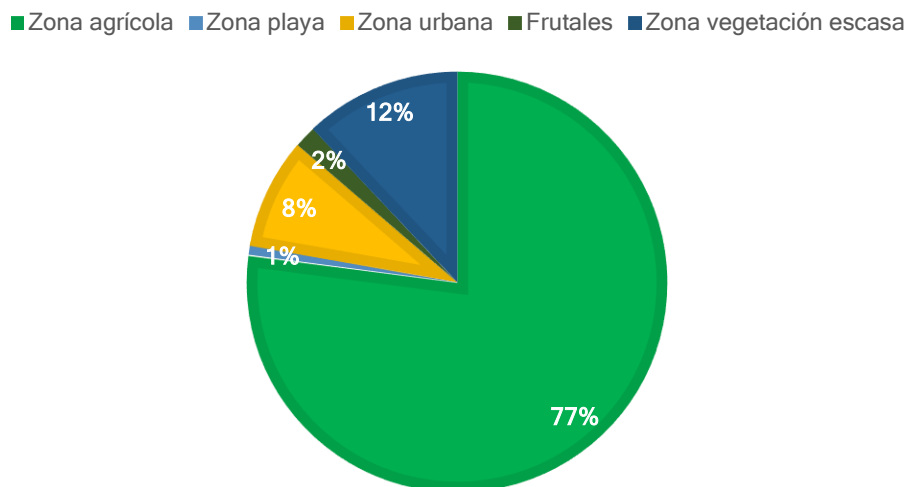


Figura 48. Porcentaje de erosión total media correspondiente a cada uso del suelo en las HRUs en el período 2004-2014.

En cuanto a las cantidades totales de erosión, la zona agrícola es responsable del 77% de la erosión en la cuenca. Le sigue la zona con vegetación escasa, lo cual es lógico ya que esta área se encuentra más expuesta a la acción hídrica.

## 6.7 Erosión del suelo en relación con la pendiente del terreno

La pendiente es un factor importante en los procesos de erosión. La pendiente afecta la velocidad y la capacidad de transporte de la escorrentía. Por lo tanto, la erosión es mayor en las HRUs con mayor pendiente. En el caso de la cuenca Las Matildes, la zona agrícola es la que presenta distintas clases de pendientes que se han agrupado en los rangos que muestra la figura 49. El resto de usos y/o coberturas se encuentran en áreas con pendientes inferiores al 2%.

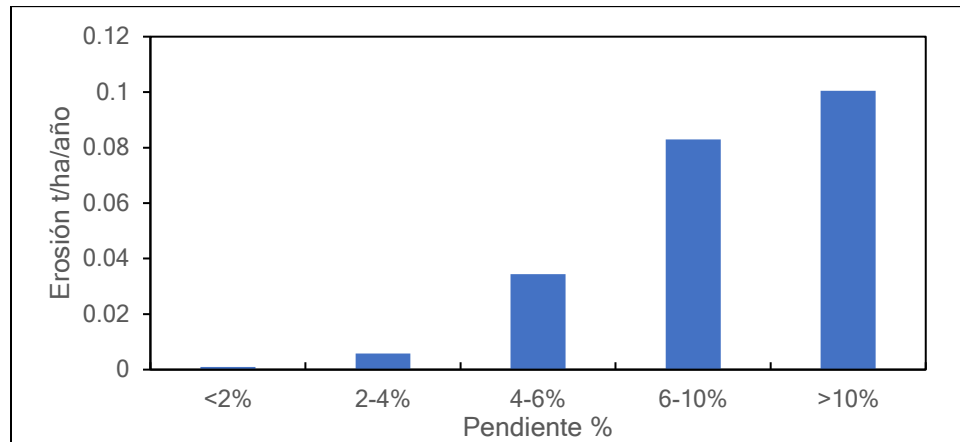


Figura 49. Tasa media anual de la erosión para el uso agrícola en función de la pendiente de las HRUs en el período 2004-2014

## 6.8 Estimación de la pérdida de suelos con USLE

Aunque SWAT no utiliza el método USLE, calcula la pérdida de suelos mediante este con fines comparativos. De acuerdo con las figuras 50 y 51, este método estima una pérdida de suelos mucho mayor que la calculada con el MUSLE.

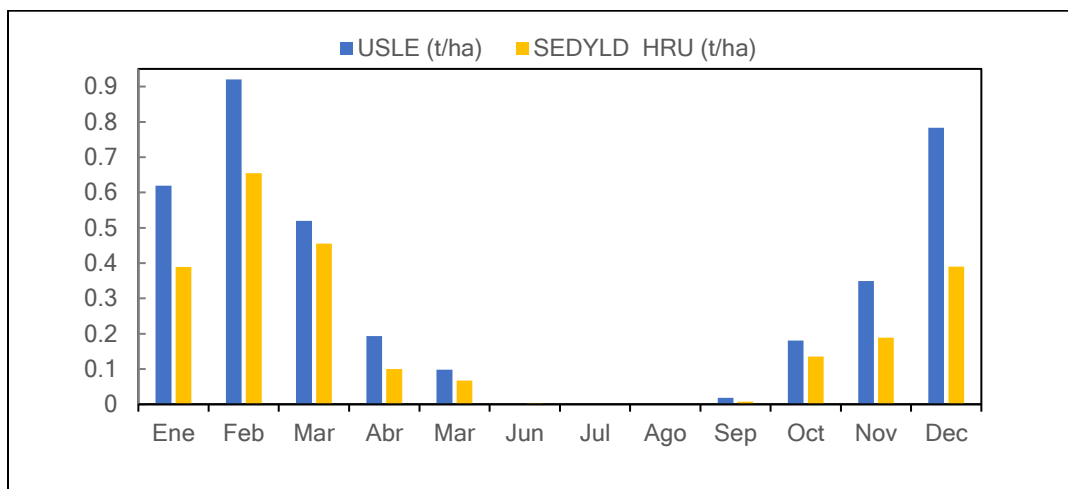


Figura 50. Pérdida de suelos obtenida mediante el método USLE y la calculada con SWAT en cada HRU

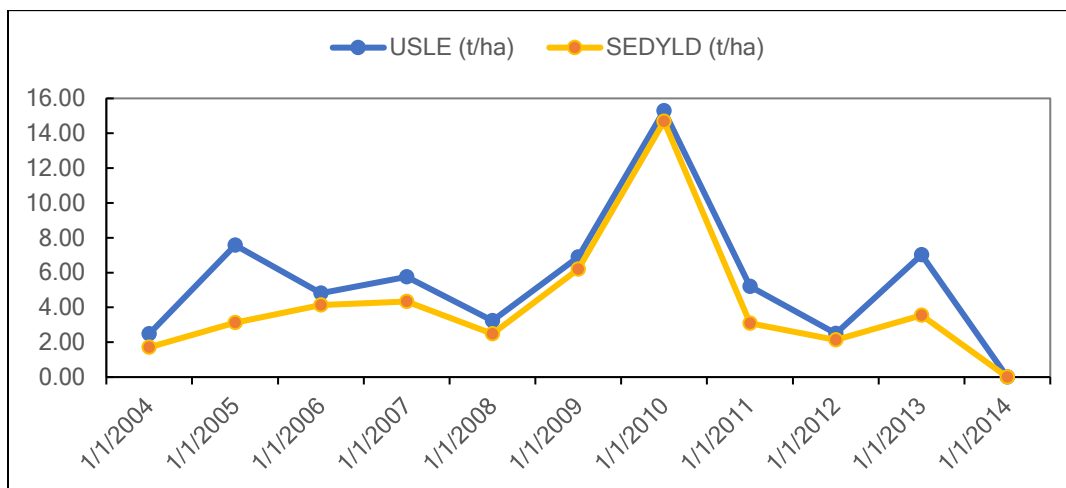


Figura 51. Variación de la pérdida de suelos durante el período de referencia en una HRU mediante calculada con USLE y con MULE (2004-2014).

## 6.9 Parámetros de la ecuación MUSLE calculados por SWAT

Los parámetros de la ecuación MUSLE para cada HRU se presentan en la tabla 12. Los factores  $USLE_K$ ,  $USLE_P$ ,  $USLE_{LS}$ ,  $USLE_C$ , corresponden a  $K_{USLE}$ ,  $P_{USLE}$ ,  $L_{USLE}$ , y  $C_{USLE}$  respectivamente y han sido descritos en el apartado 4.7.4.

El rango de valores para el factor  $L_{USLE}$  calculado en el modelo se encuentra entre 0-2.260. Estos valores se encuentran en un rango similar al contenido en el Inventario Nacional de Suelos 2002-2012 (Ministerio de Medio Ambiente, 2002) para la zona (0-2). El factor de erodabilidad del suelo es 0.279 para todas las HRUs ya que solo se tiene un tipo de suelo en la cuenca. En cuanto al  $P_{USLE}$ , el modelo ha asignado el valor de 1 debido a que no se ha tomado en cuenta ninguna práctica de conservación. El contenido de fracción gruesa adquiere un valor de 1 para toda la cuenca puesto que el contenido de roca en la capa superficial de suelos es de un 0%.

Tabla 12. Resumen de parámetros utilizados para calcular la ecuación MUSLE en SWAT

<i>Sub</i>	<i>HRU</i>	<i>Uso y/o cobertura del suelo</i>	<i>USLE_K</i>	<i>USLE_P</i>	<i>USLE_LS</i>	<i>USLE_C</i>	<i>CFRG</i>
1	1	Zona Urbana ajardinada	0.279	1	1.330	0.003	1
1	2	Zona Urbana ajardinada	0.279	1	2.260	0.003	1
1	3	Zona Urbana ajardinada	0.279	1	0.760	0.003	1
1	4	Zona Urbana ajardinada	0.279	1	0.480	0.003	1
1	5	Zona Urbana ajardinada	0.279	1	0.170	0.003	1
1	6	Zona Playa	0.279	1	0.360	0.200	1
1	7	Zona Playa	0.279	1	0.150	0.200	1
1	8	Zona con vegetación escasa	0.279	1	0.130	0.003	1
1	9	Zona con vegetación escasa	0.279	1	1.930	0.003	1
1	10	Zona con vegetación escasa	0.279	1	1.310	0.003	1
1	11	Zona con vegetación escasa	0.279	1	0.850	0.003	1
1	12	Zona con vegetación escasa	0.279	1	0.420	0.003	1
2	15	Zona Agrícola	0.279	1	1.980	0.200	1
2	16	Zona Agrícola	0.279	1	1.700	0.200	1
2	17	Zona Agrícola	0.279	1	0.770	0.200	1
2	18	Zona Agrícola	0.279	1	0.070	0.200	1
2	19	Zona con vegetación escasa	0.279	1	0.100	0.003	1
2	20	Zona con vegetación escasa	0.279	1	0.820	0.003	1
2	21	Zona con vegetación escasa	0.279	1	1.880	0.003	1
2	22	Zona con vegetación escasa	0.279	1	0.420	0.003	1
2	23	Zona con vegetación escasa	0.279	1	1.960	0.003	1
3	24	Zona Urbana ajardinada	0.279	1	0.820	0.003	1
3	25	Zona Urbana ajardinada	0.279	1	0.420	0.003	1
3	26	Zona Urbana ajardinada	0.279	1	0.180	0.003	1
3	27	Zona Agrícola	0.279	1	1.870	0.200	1
3	28	Zona Agrícola	0.279	1	1.360	0.200	1
3	29	Zona Agrícola	0.279	1	0.770	0.200	1
3	30	Zona Agrícola	0.279	1	0.070	0.200	1
3	31	Zona con vegetación escasa	0.279	1	0.160	0.003	1
3	32	Zona con vegetación escasa	0.279	1	1.760	0.003	1

<i>Sub</i>	<i>HRU</i>	<i>Uso y/o cobertura del suelo</i>	<i>USLE_K</i>	<i>USLE_P</i>	<i>USLE_LS</i>	<i>USLE_C</i>	<i>CFRG</i>
3	33	Zona con vegetación escasa	0.279	1	1.390	0.003	1
3	34	Zona con vegetación escasa	0.279	1	0.440	0.003	1
3	35	Zona con vegetación escasa	0.279	1	0.850	0.003	1
4	36	Zona Agrícola	0.279	1	1.580	0.200	1
4	37	Zona Agrícola	0.279	1	1.870	0.200	1
4	38	Zona Agrícola	0.279	1	0.800	0.200	1
4	39	Zona Agrícola	0.279	1	0.420	0.200	1
4	40	Zona Agrícola	0.279	1	0.080	0.200	1
4	41	Zona con vegetación escasa	0.279	1	0.480	0.003	1
4	42	Zona con vegetación escasa	0.279	1	0.930	0.003	1
4	43	Zona con vegetación escasa	0.279	1	0.140	0.003	1
4	44	Zona con vegetación escasa	0.279	1	1.670	0.003	1
4	45	Zona con vegetación escasa	0.279	1	1.440	0.003	1
5	46	Zona Agrícola	0.279	1	0.070	0.200	1
5	47	Zona Agrícola	0.279	1	0.770	0.200	1
5	48	Zona Agrícola	0.279	1	2.360	0.200	1
5	49	Zona Agrícola	0.279	1	1.610	0.200	1
6	50	Zona Urbana ajardinada	0.279	1	2.330	0.003	1
6	51	Zona Urbana ajardinada	0.279	1	0.160	0.003	1
6	52	Zona Urbana ajardinada	0.279	1	0.440	0.003	1
6	53	Zona Urbana ajardinada	0.279	1	1.420	0.003	1
6	54	Zona Urbana ajardinada	0.279	1	0.900	0.003	1
6	55	Zona Agrícola	0.279	1	0.080	0.200	1
6	56	Zona Agrícola	0.279	1	0.820	0.200	1
6	57	Zona Agrícola	0.279	1	1.640	0.200	1
6	58	Zona Agrícola	0.279	1	0.420	0.200	1
6	59	Zona Agrícola	0.279	1	2.420	0.200	1
6	60	Frutales	0.279	1	1.640	0.001	1
6	61	Frutales	0.279	1	2.310	0.001	1
6	62	Frutales	0.279	1	0.770	0.001	1
6	63	Frutales	0.279	1	0.070	0.001	1
6	64	Zona con vegetación escasa	0.279	1	0.440	0.003	1
6	65	Zona con vegetación escasa	0.279	1	1.360	0.003	1

Sub	HRU	Uso y/o cobertura del suelo	USLE_K	USLE_P	USLE_LS	USLE_C	CFRG
6	66	Zona con vegetación escasa	0.279	1	0.150	0.003	1
6	67	Zona con vegetación escasa	0.279	1	2.140	0.003	1
6	68	Zona con vegetación escasa	0.279	1	0.900	0.003	1
7	69	Zona Agrícola	0.279	1	0.070	0.200	1
7	70	Zona Agrícola	0.279	1	2.050	0.200	1
7	71	Zona Agrícola	0.279	1	0.770	0.200	1
7	72	Zona Agrícola	0.279	1	1.640	0.200	1

## 6.10 Sedimentos en el cauce

La media anual de sedimentos que alcanzó el cauce en el período 2004-2014 es equivalente a 176.82 t/año. La fig. 52 presenta la variación anual media de sedimentos. La carga máxima de sedimentos es de 567.39 t y ocurre en el año 2010.

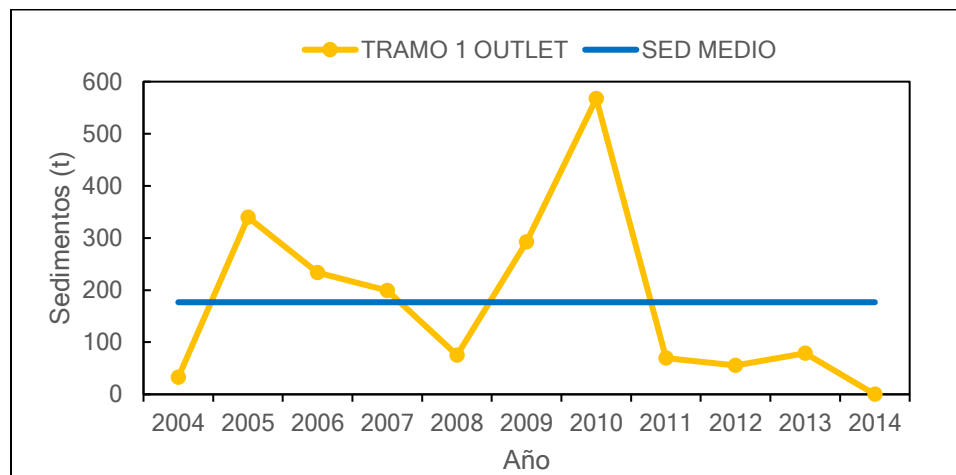


Figura 52. Evolución anual de la carga media de sedimentos en el período 2004-2014

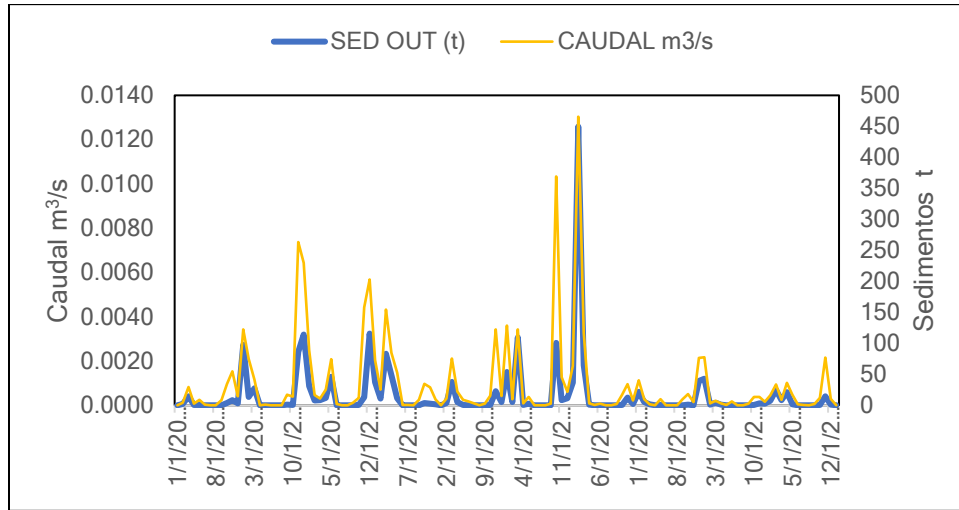


Figura 53. Carga de sedimentos y caudal medio en el punto de descarga de la cuenca en el período 2004-2014

La carga media máxima (449.63 t) en el punto de descarga coincide con el caudal máximo del período que se da en el año 2010 y equivale a  $0.0130 \text{ m}^3 / \text{s}$ . De igual modo se alcanza en este año el valor máximo del total de sólidos en suspensión equivalente a  $2413.33 \text{ mg/L}$ . La fig. 54 muestra la variación anual media del caudal junto al total de sólidos en suspensión (TSS).

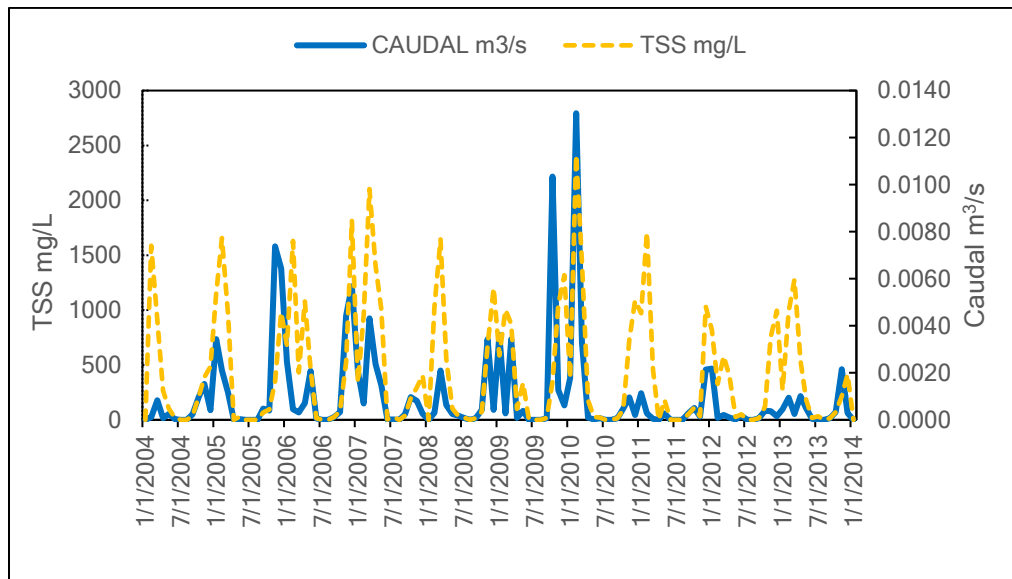


Figura 54. Total de sólidos en suspensión y caudal diarios en el punto de descarga de la cuenca durante el período 2004-2014

## **7. CONCLUSIONES**

---

El modelo SWAT permitió el análisis de los componentes del balance hídrico y la erosión y sus resultados mostraron su aplicabilidad para las condiciones hidrológicas y de uso de suelo en la cuenca Las Matildes.

De acuerdo con el balance hídrico en la cuenca, la mayor parte del agua que entra al ciclo hidrológico mediante la precipitación es perdida mediante la evapotranspiración en un 93% y los períodos de lluvia se concentran en otoño.

En cuanto a la erosión, los resultados de la simulación sugieren que la misma está estrechamente ligada a la escorrentía superficial, siendo comparables espacial y temporalmente. Los cambios en la escorrentía explican el 75% de la variación en el rendimiento de sedimentos.

Por otro lado, se ha obtenido una distribución espacial de la erosión mediante un mapa temático, tanto a escala de subcuenca como de las HRUs. De esta manera se han identificado las áreas con mayor pérdida de suelos y donde deben ser aplicadas las medidas correctivas.

Debido a la falta de datos observados, los resultados obtenidos con el modelo no han sido calibrados ni validados. Futuros estudios deberán realiza la calibración y validación del modelo.

Este trabajo ha ayudado a destacar la utilidad del modelo SWAT en el análisis del comportamiento hidrológico y de la erosión. Además de que constituye una herramienta de soporte a la toma de decisiones en el ámbito ambiental y gestión de los recursos hídricos de la cuenca.



## **8. BIBLIOGRAFÍA**

---

- Aparicio, F. J. (1989). *Fundamentos de hidrología de superficie*. México: Editorial Limusa.
- Carmona Garcés, D. M. (2012). *Recuperación de suelos acidificados y contaminados por la minería metálica: ensayos en columnas. Tesis doctoral*. Cartagena: Universidad Politécnica de Cartagena.
- Chow, V. T., Maidment, D. R., & Mays, L. W. (1994). *Hidrología aplicada* (1era ed.). Bogotá: McGRAW-HILL.
- Conesa García, C. (1989). *La acción erosiva de las aguas superficiales en el Campo de Cartagena*. Murcia: Universidad de Murcia.
- Daniel, E. B., Camp, J. V., LeBoeuf, E. J., Penrod, J. R., Dobbins, J. P., & Ablowitz, M. D. (2011). Watershed modeling and its applications: a state-of-the-art review. *The Open Hydrology Journal*, 26-50. Recuperado el 10 de mayo de 2017, de <https://benthamopen.com/contents/pdf/TOHYDJ/TOHYDJ-5-26.pdf>
- Fjóra P., E. (2010). *Landscape scale measurements of wind erosion of volcanic materials in the Hekla area. Tesis de máster. Agricultural University of Iceland*. Gunnarsholti: Universidad Agrícola de Islandia.
- Follet, R. (septiembre de 1995). *Fate and transport of nutrients: Nitrogen*. Recuperado el 7 de mayo de 2017, de USDA: Agricultural Research Service: [https://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/detail/national/landuse/crops/?cid=nrcs143\\_014202](https://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/detail/national/landuse/crops/?cid=nrcs143_014202)
- Fresneda, C. (1 de 12 de 2015). China alerta sobre los impactos del cambio climático. *El Mundo*. Recuperado el 19 de 05 de 2017, de <http://www.elmundo.es/ciencia/2015/12/01/565d870d46163f66698b460f.html>
- Fuka, D., Tood Walter, M., MacAlister, C., Degaetano, A., Steenhuis, T., & Easton, Z. (2013). Using the Climate Forecast System Reanalysis as weather input data for watershed models. *Hydrological Processes*. doi:10.100/hyp.10073

- Fundación Sierra Minera. (2001). *Medio ambiente y empleo en la Sierra Minera de Cartagena-La Unión*. Murcia: Fundación Sierra Minera.
- Gassman, P., Reyes, M., Green, C., & Arnold, J. G. (2007). The Soil and Water Assessment Tool: historical development, application, and future research directions. *Transaction of the ASABE*, 50(4), 1211-1250. doi:10.13031/2013.23637
- Hanh Nguyen, H., Recknagel, F., Meyer, W., & Frizenschaf, J. (2017). Analysing the effects of forest cover and irrigation farm dams on streamflows of water-scarce catchments in South Australia through the SWAT model. *Water*, 8(10), 444. doi:10.3390/w9010033
- Hargreaves, G., F. ASCE, & Allen, R. (2003). History and evaluation of Hargreaves evapotranspiration equation.
- He, Z. L., Yang, X. E., & Stofella, P. J. (2005). Trace elements in agroecosystems and impacts of the environment. *Journal of Trace Elements in Medicine and Biology*, 19, 125-140. doi:DOI: 10.1016/j.jtemb.2005.02.010
- Jackson, W. (1986). Use of the Modified Universal Soil Loss Equation for average annual sediment yield estimates on small rangeland drainage basins.
- Jane, J. L. (2007). *SCS National Engineering Handbook*. National Resources Conservation Service (NRCS) del USDA.
- Jin, H., Zhu, Q., Zhao, X., & Zhang, Y. (2016). Simulation and prediction of climate variability and assessment of the response of water resources in a typical watershed in China. *Water*, 8(11), 490. doi:10.3390/w8110490
- Kumar, J. (2011). Evaluating hydrologic response of an agricultural watershed for watershed analysis. *Water*, 3, 604-617. doi:10.3390/w3020604
- Martínez Menchón, M. (2007). Las ramblas del campo de Cartagena. Problemática de la Laguna del Mar Menor. *Revista Murciana de Antropología*, 63-76.

- Ministerio de Medio Ambiente. (2002). *Inventario Nacional de Erosión de Suelos 2002-2012*. Murcia, España: EGRAF, S. A.
- Neitsch, S. L., Arnold, J. R., & Williams, J. R. (2009). *Soil and Water Assessment Tool: Theoretical Documentation*. Texas: Grasslan, Soil and Water Research Laboratory, ARS.
- Palazón, L., & Navas, A. (2016). Case study: effect of climatic characterization on river discharge in an alpine-prealpine catchment of the spanish Pyrenees using the SWAT model. *Water*, 8(10), 471. doi:10.3390/w8100471
- Poessen , J. (2017, 03 20). Which soil erosion processes should we model at a continental scale in Europe? Ispra, Varese, Italia. Recuperado el 06 12, 2017, de <http://esdac.jrc.ec.europa.eu/themes/erosion-modelling-workshop>
- Qui, Z. (2015). Validation of a locally revised topographic index in Central New Jersey, USA. *Water*, 7, 6616-6633. doi:10.3390/w7116616
- Randall, G., Mulla , D., Rehm, G., Busman , L., Lamb, J., & Schmitt, M. (2002). *Phosphorus: transport and availability in surface water*. Recuperado el 6 de mayo de 2017, de University of Minnesota Extension: <http://www.extension.umn.edu/agriculture/nutrient-management/phosphorus/phosphorus-transport-to-and-availability-in-surface-waters/>
- Richardson, C., & Wright, D. (1984). WGEN: A model for generating daily weather variables. *Agricultural Research Service*, 86.
- Rodríguez, L., Alonso Azcárate, J., & Rincón, J. (2009). Heavy metal distribution and chemical speciation in tailings and soils around a Pb-Zn mine in Spain. *Journal of Environmental Managment*, 1106-1116.
- Romero Díaz, A., & García Fernández, G. (2007). Contaminación por eólica e hídrica de las áreas limítrofes a la antigua zona minera de La Unión-Cartagena. *Revista Murciana de Antropología*, 14, 77-96.

- Sakka, M. (2010). *Application and comparison of two analytical tools of decision support for the management of resources in a river basin in Tunisia*. Viterbo: Universidad de Tucsia.
- Scopel, C. (Marzo de 2012). *ESRI*. Obtenido de ArcGis Blog: <https://blogs.esri.com/esri/arcgis/2012/03/14/swat-soil-water-assessment-tool/>
- Sharpley, A. (Octubre de 1995). *Fate and transport of nutrient: phosphorus*. Obtenido de USDA: National Resources Conservation Service: [https://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/detail/wi/technical/cp/cta/?cid=nrcs143\\_014203#transport](https://www.nrcs.usda.gov/wps/portal/nrcs/detail/wi/technical/cp/cta/?cid=nrcs143_014203#transport)
- Tuppad, P., Douglas-Mankin, K., Lee, T., Srinivasan, R., & Arnold, J. (2011). Soil and Water Assessment Tool (SWAT) hydrologic/water quality model: extender capability and wider adoption. *American Society of Agricultural and Biological Engineers (ASABE)*, 54(5), 1677-1684.
- UNESCO. (1981). *Métodos de cálculo del balance hídrico*. Francia: UNESCO.
- Visser, S. M. (2004). *Modelling nutrient erosion by wind and water in Northern Burkina Faso*. Tesis. Universidad de Wageningen. Wageningen: Wageningen University.
- Wangpimool, W., Pongput, K., Tangtham, N., Prachansri, S., & Gassman, P. W. (2017). The impact of para-rubber expansion on streamflow and other water balance components of the Nam Loei river basin, Thailand. *Water*, 9(1), 1. doi:10.3390/w9010001
- Wu, Y., Zhao, S., Pen, F., & Green, T. (2017). Simulation of hydrology and nutrient transport in the Heato Irrigation District, Inner Mongolia, China. *Water*, 9(3), 169. doi:10.3390/w9030169