

# DIAGNÓSTICO DE LA ESCORRENTÍA EN LA MICROCUENCA ZARZALES-LA GRANDE, USANDO EL MODELO HIDROLÓGICO SWRRB\_WQ

Alex Barrios y Emmerís Quintero

Universidad de Los Andes, Facultad de Ciencias Forestales y Ambientales,  
Centro de Estudios Forestales y Ambientales de Postgrado, Mérida-Venezuela. E-mail: abarrios@forest.ula.ve

## RESUMEN

Se aplica el modelo hidrológico SWRRB\_WQ para el diagnóstico de la producción de agua en la microcuenca Zarzales-La Grande, cabecera de la cuenca del río Mocotíes, en Los Andes venezolanos, con 25 km<sup>2</sup> de superficie y sin registros sobre la cantidad y calidad de la escorrentía; evaluándose su potencial como herramienta predictiva de la disponibilidad y polución del recurso hídrico.

La microcuenca fue dividida en 10 subáreas virtuales, cada una con un tipo de vegetación homogénea dominante: bosque, pasto, matorral y cultivos limpios anuales. A partir de los datos diarios de lluvia en una estación ubicada en la parte baja de la cuenca, se simulan 6 años de escorrentía a la salida, incluyendo sedimentos, nutrientes y biocidas. Como resultado se obtiene una escorrentía media anual de 108 l/s, variable de manera bimodal a lo largo del año, y que llega a ser mayor o igual a 14 l/s el 90% del tiempo. La producción promedio de sedimentos a la salida de la microcuenca es de 22 t/ha/año, resultando significativamente elevada en las áreas agrícolas, 150 t/ha/año. La polución potencial por nitrógeno es significativa: se obtiene en 11 de los meses del año concentraciones medias mensuales de nitratos en escorrentía mayores al estándar de agua para consumo (10 mg/l), resultando una media anual igual a 46 mg/l. También es significativa la potencial polución por biocidas: en 4 meses del año resultaron concentraciones medias mensuales de biocida disueltos en escorrentía mayores al estándar de agua para consumo (0.1 mg/l), siendo el insecticida Diazinón el principal contribuyente.

Se concluye que el modelo SWRRB\_WQ es una herramienta valiosa para el diagnóstico de la escorrentía en una cuenca sin datos, fundamentalmente por la información sobre su calidad: sedimento, nutrientes y biocidas; datos costosos y escasos en las cuencas altas andinas.

**Palabras clave:** simulación hidrológica, producción de sedimentos, polución de la escorrentía, manejo de cuencas.

## ABSTRACT

The SWRRB\_WQ hydrologic model was applied to assess water yield in the Zarzales-La Grande ungaged small watershed (25 km<sup>2</sup>) in the upper Mocotíes river in the Venezuelan Andes. The model was evaluated on its potential as a predicting tool for determining water supply and pollution on small watersheds with limited hydrological data.

The watershed was divided into 10 virtual homogenous areas each one with the prevailing vegetation: forest, pasture, shrubs, and clean annual cropland. Six year of runoff, sediment, nutrients and pesticides were simulated using daily rainfall data of a station located in the lower part of the watershed. Results indicate an average streamflow of 108 liters per second with a bimodal distribution along the year and a value of 141 lps 90% of the time. Sediment yield at the watershed outlet is 22 t/ha/year with a high of 150 t/ha/year in cropland areas. Nitrogen pollution in runoff is significant resulting in average nitrate concentration higher than the drinking water standard of 10 mg/l in 11 months of the year with an annual average of 46 mg/l. Pesticide pollution is also significant in 4 months of the year with concentrations exceeding drinking water standards of 0.1 mg/l being Diazinon the main component.

It is concluded that SWRRB\_WQ is a valuable tool for assessing runoff for ungaged watersheds and fundamental to estimate water quality: sediment, nutrients and pesticides which information is scarce and very costly to obtain.

**Key words:** hydrologic simulation, sediment yield, runoff pollution, watershed management

---

## INTRODUCCIÓN

Se aplica el modelo SWRRBWQ (Arnold *et al.*, 1991) a la microcuenca Zarzales-La Grande, con la finalidad de evaluar su potencial como herramienta predictiva de la producción de sedimentos y la carga de nutrientes y biocidas asociada a la escorrentía a la salida del sistema hidrográfico.

La microcuenca Zarzales-La Grande, con 24,79 km<sup>2</sup> de superficie hasta la población de Las Playitas, es una de las cabeceras del río Mocotíes en el sector más alto y lejano a su confluencia con el río Chama, quien descarga a su vez en el Lago de Maracaibo, y constituye una típica cuenca alta de montaña de Los

Andes Venezolanos. Se caracteriza por vertientes de pronunciadas pendientes y significativa ocupación antrópica, donde destaca la agricultura intensiva de cultivos limpios, como papa, zanahoria, ajo, fresa, repollo y otras hortalizas; actividades que se constituyen en una de las principales fuentes de polución no-puntual del agua de escorrentía proveniente de los ríos de las cuencas altas andinas.

Tratándose de un sector hidrográfico sin mediciones de la cantidad y calidad de la escorrentía, como es la generalidad en la mayoría de los cursos de agua en las zonas montañosas, los resultados de la simulación se constituirán en valiosa información para el diagnóstico de la polución del agua de escorrentía en ese sector.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### El modelo SWRRBWQ

SWRRBWQ es un modelo hidrológico, temporalmente continuo, de escala diaria, basado en procesos físicos, y no requiere de calibración. De hecho, fue desarrollado con el propósito de evaluar el efecto de las prácticas conservacionistas en la producción de agua, sedimentos, nutrientes y biocidas, en grandes y complejas cuencas rurales sin datos sobre la cantidad y calidad de la escorrentía. El modelo se fundamenta en la ecuación de balance hídrico de la humedad del suelo (Arnold y Williams, 1995):

$$SW_t = SW + \sum_{i=1}^t (R_i - Q_i - ET_i - P_i - QR_i)$$

donde:  $SW$ , es el contenido de agua en el suelo, deducida la fracción retenida a más de 15 bares de presión;  $t$ , el tiempo en días;  $R$ ,  $Q$ ,  $ET$ ,  $P$  y  $QR$  son, respectivamente, las cantidades diarias de precipitación, escorrentía superficial, evapotranspiración, percolación, y flujo de retorno; estando todas las variables en mm.

La lluvia diaria,  $R$ , puede ser un dato de entrada o simularse directamente en el modelo; basándose, en el último caso, en un modelo de cadenas de Markov de primer orden, desarrollado por Nick (1974), citado por Arnold et al (1990). El volumen de escorrentía superficial,  $Q$ , se estima mediante una modificación

a la técnica del número de curva del Servicio de Conservación de Suelos de Norteamérica (USDA-SCS, 1972), que incluye un ajuste del  $CN_2$  según la pendiente del terreno, y el cálculo del parámetro de retención,  $s$ , en función de la humedad del suelo al inicio del día y del valor del  $CN_2$ .

La evapotranspiración,  $ET$ , se calcula usando el modelo de Ritchie (1972), citado por Arnold et al (1990), el cual calcula la evaporación desde el suelo y desde las plantas de manera separada. Ambas en función de la evapotranspiración potencial,  $E_o$ , además de un índice de cobertura del suelo,  $EA$ , para la evaporación desde el suelo, y de un índice de área foliar,  $LAI$ , para la evaporación de la planta.  $E_o$  se puede estimar, opcionalmente, por dos métodos, citado por Arnold y Williams (1995): Priestley-Taylor (1972), basado en la radiación solar y en la temperatura del aire, quienes se simulan diariamente a partir de parámetros de estaciones climáticas; o Hargreaves y Samani (1985), en función de la temperatura del aire y la máxima radiación terrestre correspondiente a la localidad geográfica.

La percolación,  $P$ , se simula combinando una técnica de tránsito por almacenamiento con un modelo de flujo en grietas. El primer enfoque, consiste en un agotamiento exponencial de la humedad del suelo, en función de la humedad al inicio del día y del tiempo de viaje a través del estrato de suelo. Este último se calcula diariamente en función de la fracción de humedad que está por encima de capacidad de campo y de la conductividad hidráulica del suelo. El segundo enfoque, se basa también en un agotamiento exponencial de la humedad del suelo, pero utilizando un índice de agrietamiento del suelo que se calcula en función de la humedad y del contenido de arcilla.

El flujo de retorno,  $QR$ , o flujo lateral subsuperficial, se calcula usando el modelo de almacenamiento cinemático de Sloan et al. (1983), citado por Arnold y Williams (1995), determinándose la magnitud del flujo lateral en función del volumen de agua drenable almacenada, aquella por encima de capacidad de campo, la conductividad hidráulica saturada, la porosidad drenable del suelo, y la pendiente y longitud del terreno.

El modelo mantiene un balance continuo del agua, permitiendo que grandes y complejas cuencas se subdividan para reflejar las diferencias en  $ET$ , debido a la variedad en suelos, cultivos y otros factores. Así, la escorrentía se predice separadamente para cada

subárea y luego se transita hasta la salida de la cuenca para obtener la escorrentía total.

La producción de sedimentos se estima en cada subárea mediante la ecuación universal de pérdida de suelo modificada, MUSLE, Williams y Berndt (1977). El caudal pico, necesario para su aplicación, se estima mediante una modificación de la fórmula racional, en función del volumen de escorrentía,  $Q$ , el área de drenaje,  $A$ , el tiempo de concentración,  $t_c$ , y un parámetro adimensional,  $\alpha$ , que representa la proporción de la lluvia diaria que ocurre durante  $t_c$ .  $\alpha$  se genera aleatoriamente todos los días, siguiendo una distribución triangular cuya base varía entre  $t_c/24$  y 1.0, y donde el pico varía mensualmente a través del año. El modelo transita los sedimentos, desde la salida de una subárea hasta la salida de la cuenca total, basándose en dos componentes que operan de manera simultánea en el canal o cauce de transporte: deposición y degradación. La deposición se basa en la velocidad de asentamiento de las partículas, y la degradación en el concepto de potencia del cauce de Bagnold (1977).

La producción de nutrientes en cada subárea se calcula usando una simplificación del modelo EPIC (Williams et al., 1984). El modelo simula N y P:  $\text{NO}_3\text{-N}$  y P soluble en la escorrentía superficial,  $\text{NO}_3\text{-N}$  en el lixiviado (percolación y flujo lateral), N-orgánico y P-orgánico transportado con los sedimentos, y N consumido por las plantas. La tasa y fecha de aplicación de N y P, según el esquema de fertilización, son datos de entrada al modelo.

El modelo simula el transporte de biocidas por escorrentía, percolación, evaporación del suelo y sedimentos, mediante la tecnología GLEAMS (Leonard et al., 1987; citado por Arnold y Williams, 1995); las tasas y fechas de aplicación son datos de entrada al modelo.

### **Conceptualización de la microcuenca y datos de entrada al modelo**

Debido a que el modelo SWRRBWQ limita la discretización espacial a un máximo de 10 subcuencas o subáreas con respuesta hidrológica homogénea, la microcuenca se divide en igual número de sectores o “subcuencas virtuales”, atendiendo fundamentalmente al uso actual de la tierra y el tipo de suelo dominante. De haberse utilizado una división de tipo hidrográfico, y considerando la dispersión de las zo-

nas agrícolas, hubiese sido necesario un número elevado de subcuencas para evitar la ponderación de parámetros hidrológicos entre condiciones totalmente opuestas, como es el caso de la vegetación boscosa y los cultivos agrícolas. El tamaño y uso dominante de la tierra en cada subárea se indica en el Cuadro 1.

Para la simulación se utilizan 6 años de registros diarios de precipitación de la Estación Bailadores, ubicada a la salida de la microcuenca, y los parámetros climáticos de una estación cercana a la zona en estudio (Estación Tovar): probabilidades de lluvia, estadísticos de la precipitación diaria, lluvias extremas y temperatura máxima y mínima del aire. Los datos topográficos de vertientes y cauces se derivan de planos cartográficos 1:10.000, y los parámetros hidrológicos, CN, n-Manning, conductividad hidráulica saturada, etc., a partir de información levantada en campo sobre las propiedades del suelo (descripción de perfiles) y la actualización del mapa de vegetación y uso actual de las tierras, escala 1:10.000, mediante observaciones directas en el terreno. En el Cuadro 1 se muestran las variables de entrada de mayor importancia.

En cuanto a los factores erosivos de la USLE, la erosionabilidad de los suelos, factor  $K$ , se estima aplicando el nomograma de Wischmeier y Smith (1978) a datos de perfiles de suelo. El factor  $C$ , de cobertura y manejo, se establece aplicando el enfoque de Dissmeyer y Foster (1982) a las subáreas de vegetación forestal, y asignando valores de la literatura para el caso de cultivos anuales. La pendiente del terreno, necesaria para el cálculo del factor  $LS$  dentro del modelo, y previa comprobación de que no se afecta significativamente el caudal pico simulado, no se corresponde con los valores medidos, sino con una pendiente equivalente para que el factor  $LS$  calculado por el modelo sea similar al que se obtendría según McCool et al (1987), quien propone expresiones para evitar la manifiesta sobrestimación del factor  $LS$  cuando se utilizan las expresiones originales de Wischmeier y Smith (1978) en terrenos de elevada pendiente. La longitud del terreno, también usada en el cálculo de  $LS$ , se estima aplicando el método de los puntos extremos de contorno (Williams y Berndt, 1976), pero ajustando los valores obtenidos por un factor de reducción, deducido mediante la relación del valor calculado según ese método en una de las subáreas, con el valor obtenido de mediciones en el terreno en la misma

**CUADRO 1.** Principales variables físicas e hidrológicas de entrada al modelo

Variable	S1	S2	S3	S4	S5	S6	S7	S8	S9	S10	cuenca
cobertura vegetal <sup>1</sup> superficie(km <sup>2</sup> )	C 1,11	C 0,81	B 2,50	P 2,48	B 4,51	P 4,41	M 3,88	M 3,43	C 0,61	C 1,05	24,79
<b>Vertientes</b>											
pend. medida (m/m)	0,36	0,49	0,34	0,57	0,44	0,54	0,34	0,53	0,33	0,29	0,45
pend. asumida (m/m)	0,26	0,30	0,25	0,32	0,29	0,32	0,25	0,31	0,25	0,23	0,29
longitud (m)	57	77	86	83	75	79	95	104	53	75	80
factor K	0,11	0,10	0,05	0,07	0,07	0,12	0,12	0,07	0,08	0,07	
factor C	0,4	0,4	0,004	0,04	0,004	0,04	0,02	0,02	0,4	0,4	
factor P	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	
CN	73	73	52	61	52	74	70	60	73	73	
n-Manning	0,06	0,06	0,24	0,6	0,24	0,60	0,24	0,15	0,06	0,06	0,21
cond. hid. sat. (mm/h) <sup>2</sup>	12	9	23	8	33	15	3	50	33	33	
<b>Cauces internos</b>											
longitud (km)	2,72	0,86	2,09	4,10	2,11	2,72	2,25	1,02	1,20	2,94	8,13
pendiente (m/m)	0,17	0,14	0,13	0,16	0,23	0,15	0,28	0,39	0,09	0,07	0,15
n-Manning	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05	0,05
ancho (m)	4,5	2,5	2,0	2,5	2,0	2,5	2,5	2,5	2,0	4,5	
<b>Cauce para tránsito</b>											
longitud (km)	0,00	2,84	4,94	2,56	5,54	1,89	3,93	2,53	1,24	0,00	
pendiente (m/m)	0,00	0,07	0,10	0,04	0,11	0,07	0,13	0,16	0,02	0,00	
profundidad (m)	0,00	0,40	0,30	0,35	0,40	0,30	0,35	0,30	0,30	0,00	
<b>Clima</b>											
rango de la lluvia diaria mensual media (mm) : 3,6 - 7,3 desviación (mm): 4,1 - 8,5 coef. Asimetría (mm): 1,6 - 3,3	lluvias extremas(Tr = 10 años) 0,5 h (mm) : 46 6 h (mm): 78 rango de máximas mensuales para 0,5 h (mm): 7 - 39					rango de temperatura diaria mensual máxima (C): 17 - 19 mínima (C): 11 - 13 C.V. : 0,03 - 0,07 rango de radiación solar diaria mensual (Ly): 325 - 391					

1 B: bosque M: matorral P: pasto C: cultivos anuales limpios  
2 en los primeros 20 cm del perfil

subárea. El factor P, se asume igual a 1.0, ya que no existen prácticas de conservación de suelos en las parcelas agrícolas.

Los datos de cultivos, incluyendo el esquema de manejo del suelo, se determinan de encuestas a los productores y de observaciones en campo. Los productores de la microcuenca utilizan un elevado número de biocidas, cada uno aplicado repetitivamente en grandes cantidades a lo largo del ciclo del cultivo. Debido a que el modelo no permite la utilización de más de 5 biocidas en un ciclo, ni aplicaciones mayores a 5 kg/ha, la simulación se realiza usando los 5 principales biocidas utilizados en la microcuenca, según se indica en el Cuadro 2, y limitándose la aplicación al máximo permitido y a una sola aplicación por biocida; pero estableciéndose factores lineales de extrapolación, cuando las cantidades aplicadas sean mayores. Los factores de extrapolación se obtiene previamente con el modelo,

simulando el sistema para casos sucesivos de aplicaciones de biocidas: 1, 2, 3, 4 y 5 kg/ha, y son usados para ajustar las salidas del modelo a las condiciones reales de manejo. Se trata, pues, de un hipotético escenario con base en la realidad

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El procesamiento y análisis de los resultados presentes en los archivos de salida producidos por el modelo, ha permitido la elaboración de los gráficos que se muestran en las Figuras 1, 2 y 3, donde se visualiza la información relevante sobre el diagnóstico de la escorrentía producida en la microcuenca Zarzales-La Grande.

Es de destacar que los resultados del modelo se refieren a la producción a la salida de la microcuenca, sin tomar en cuenta las derivaciones internas para

**CUADRO 2.** Datos sobre el manejo de los cultivos

A) Fertilizantes					
Cultivos	Duración del ciclo (días)	N y P aplicado en el ciclo (kg/ha)		Frecuencia de aplicación	
		N	P		
Papa / Zanahoria	150	308	126	Se hacen 2 aplicaciones: 1ra, al mes de plantación y 2da, al mes siguiente.	

B) Biocidas					
Nombres comerciales	cantidad del producto (kg/ha)	Ingrediente activo	conc %	biocida aplicado (kg/ha)	frecuencia y dosis de aplicación
<b>Insecticidas</b>					
Paratión, Lannate L.	20	Methyl Parathion	50	10	cada 10 d (2kg/vez)
Furadán	10	Carbofurán	20	2	cada 10 d (1kg/vez)
Basudin, Corsario	10	Diazinón	90	9	cada 10 d (1kg/vez)
<b>Fungicidas</b>					
Dithane M-45, Manzate 200, Caracín	40	Mancozeb	80	32	cada 10 d (4kg/vez)
<b>Herbicida:</b> Gramoxone					
	2,4	Paraquat	19	0,5	2 veces (1,2 kg/vez)

consumo y riego, no obstante los valores son válidos desde el punto de vista del diagnóstico de la oferta hídrica: cantidad y calidad.

En la Figura 1 se muestran los resultados sobre producción mensual de agua y sedimentos. La oferta hídrica de la microcuenca está representada por un caudal medio anual de 108 l/s, variable mensualmente a lo largo del año, según una distribución bimodal: un pico en mayo de 202 l/s y otro en noviembre de 159 l/s; correspondiendo la época de estiaje a los meses de enero y febrero, con 42 y 30 l/s respectivamente.

Un análisis de frecuencia, usando los 72 valores mensuales de escorrentía simulada, destaca que el 50% del tiempo el caudal medio mensual es mayor o igual que 75 l/s, pero para 90%, 95% y 99% del tiempo este valor se reduce a 14 , 8 y 4 l/s, respectivamente.

La producción media anual de sedimentos de la microcuenca es de 22,3 t/ha (55000 toneladas); siendo significativamente elevada en las subáreas de cultivos (150 t/ha/año), debido en parte a las elevadas pendientes y al deficiente manejo del suelo y cobertura.

La producción anual promedio de nutrientes, a la salida de la microcuenca, es de 159 t/año de nitrógeno, 98% disuelto en la escorrentía (nitrato) y 2% en forma orgánica, adsorbido en los sedimentos; y 22 kg/año de fósforo, 86% en sedimento y 14% disuelto. Las concentraciones medias mensuales, resultantes de relacionar las cargas de nutrientes (kg/ha) con la escorrentía (mm), se presentan en la Figura 2.

La concentración media anual del fósforo disuelto en la escorrentía es de 0,001 mg/l y la del fósforo

adsorbido en los sedimentos es de 0,006 mg/l, sin embargo estas concentraciones llegan a ser cinco o tres veces más elevadas en aquellos meses donde se aplican fertilizantes.

El nitrógeno orgánico, adsorbido en los sedimentos, muestra una concentración media anual de 1.1 mg/l, llegando a duplicarse en algunos meses del año, mientras que el nitrógeno disuelto en escorrentía (nitratos) presenta una concentración media anual de 46 mg/l, siendo muy superior al valor crítico para consumo (10 mg/l) en casi todos los meses del año, incluyendo un mes con valores mayores a 100 mg/l. La fuente principal de polución por nitratos es la escorrentía subsuperficial, la cual aporta el 96% del nitrato total en el cauce.

En cuanto a los biocidas, la producción anual promedio en la escorrentía a la salida de la microcuenca es de 4,4 t/año, 5% en forma disuelta y 95% en forma adsorbida por los sedimentos. Las correspondientes concentraciones medias mensuales, producto de relacionar la carga de biocidas y la escorrentía, se muestran en la Figura 3.

La concentración media anual de biocidas en forma adsorbida es de 1,2 mg/l, llegando a duplicarse en algunos meses del año; siendo el mayor aportante el fungicida Mancozeb, con una concentración de 0,99 mg/l. Los biocidas disueltos presentan una concentración media anual igual a 0,07 mg/l, pero variable a lo largo del año, llegando a superarse el valor estándar de agua para consumo (0,1 mg/l) en varios meses; siendo los principales responsables de este tipo de polución, los insecticidas Diazinón y Carbofurán.

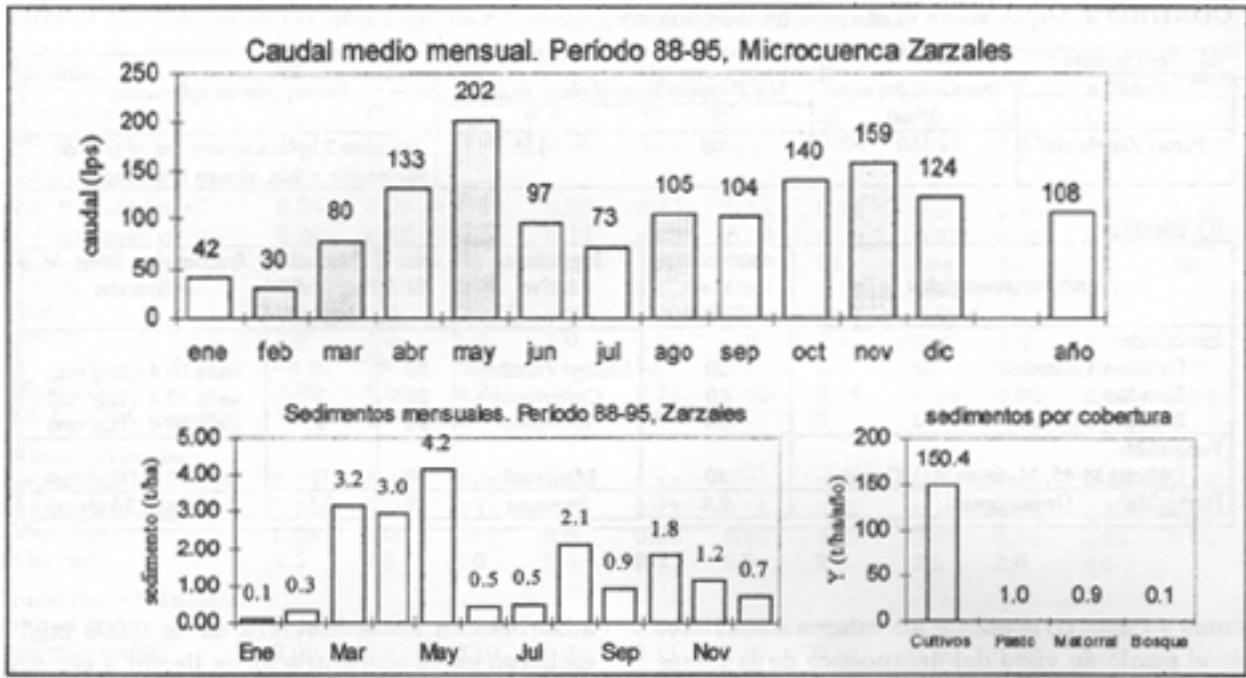


FIGURA 1. Producción mensual de Agua (l/s) y Sedimento (t/ha)

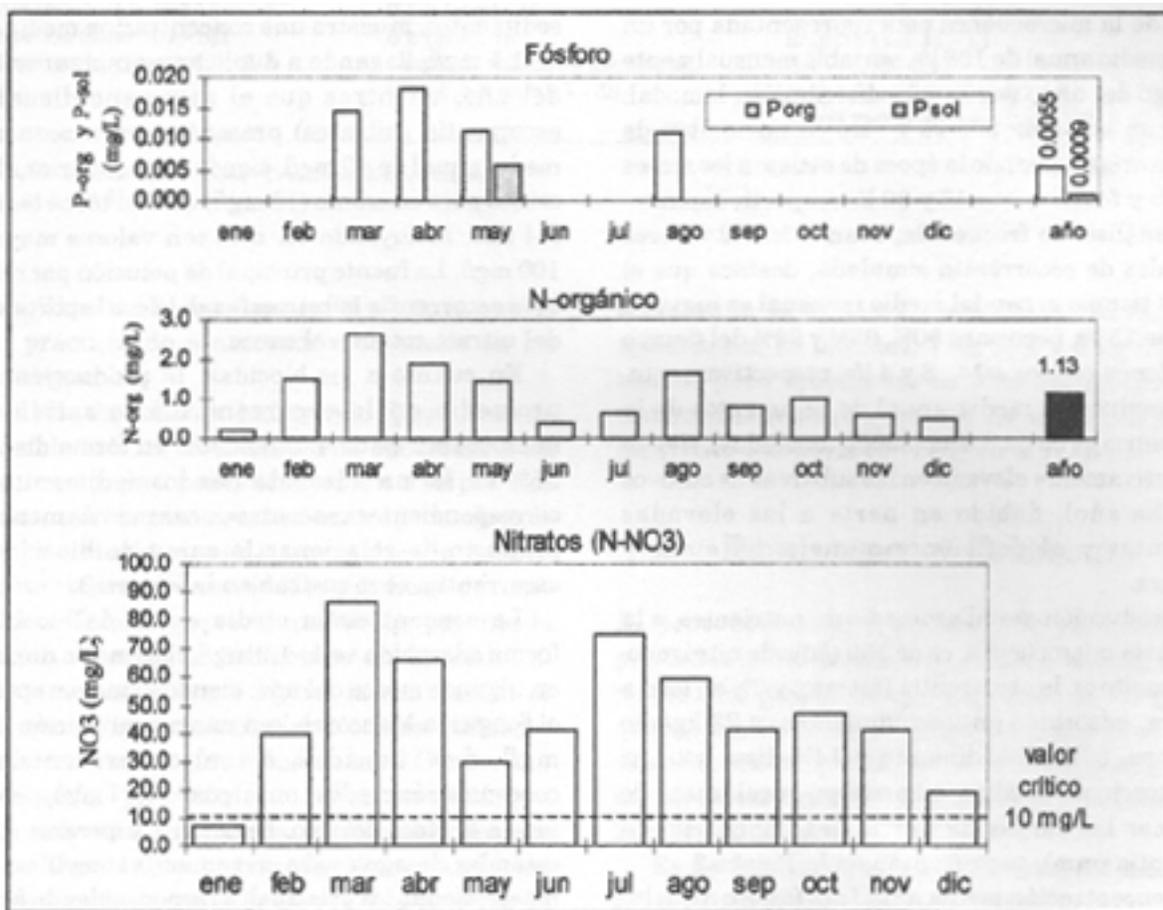


FIGURA 2. Producción mensual de Nutrientes (mg/l)

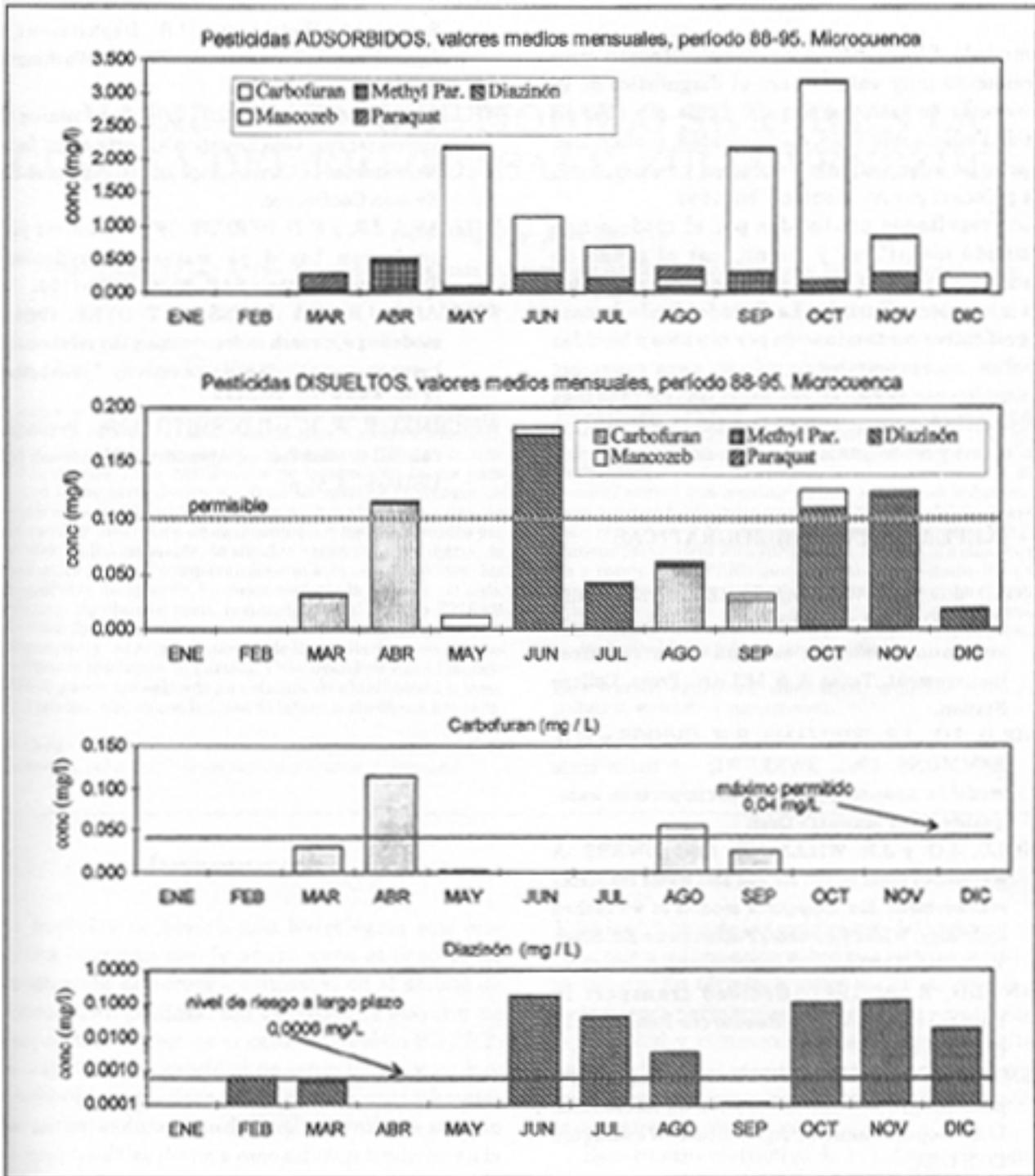


FIGURA 3. Producción mensual de Biocidas (mg/l)

Desde el punto de vista del agua para consumo humano, tanto Diazinón como Carbofuran, vistos individualmente, superan los estándares de la EPA (Hart y Jacobsen, 1994) en algunos meses del año,

como se ilustra en la Figura 3: 0,04 mg/l es la máxima concentración para Carbofuran, y 0,0006 mg/l el nivel de riesgo para la salud por Diazinón.

## CONCLUSIONES

El modelo SWRRBWQ ha resultado ser una herramienta muy valiosa para el diagnóstico de la escorrentía en una cuenca sin datos, no sólo en cantidad sino, sobre todo, en su calidad; pudiéndose disponer de información muy costosa y escasa, como es la polución por nutrientes y biocidas.

Los resultados producidos por el modelo han permitido identificar y cuantificar el grado de polución actual de las aguas superficiales producidas en la microcuenca Zarzales-La Grande, donde destaca la significativa contaminación por nitratos y biocidas disueltos, comprometiendo su uso para consumo. Adicionalmente, ponen en evidencia una elevada tasa erosiva en las áreas de cultivo, con las consecuencias económicas y ambientales que esto implica.

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ARNOLD, J.G., J.R. WILLIAMS, A.D. NICKS y N.B. SAMMONS. 1990. SWRRB - A basin scale simulation model for soil and water resources management. Texas A & M Univ. Press, College Station.
- ARNOLD, J.G., J.R. WILLIAMS, R.H. GRIGGS y N.B. SAMMONS. 1991. SWRRBWQ - A basin scale model for assessing management impacts on water quality. User Manual - Draft.
- ARNOLD, J.G. y J.R. WILLIAMS. 1995. SWRRB -A watershed scale model for soil and water resources management. En: Computer models of watershed hydrology. Water Resources Publications. Ed. Singh V. P. USA. 1130 p.
- BAGNOLD, R. A. 1977. Bedload transport in natural rivers. Water Resources Research 13 (2): 303-312
- DISSMEYER, G.E. y G.R. FOSTER. 1982. A guide for predicting sheet and rill erosion on forest land. U.S. Department of Agriculture Washington D.C. USA.
- HART, H. y J. JACOBSEN. 1994. Water standards for Montana's ground water and surface water. Extension Service. Montana State University. (Documento Web)
- MCCOOL, D.K., L.C. BROWN, G.R. FOSTER, C.K. MUTCHLER y L.D. MEYER. 1987. Revised slope steepness factor for the Universal Soil Loss Equation. Transaction of ASAE 30(5): 1387-1396.
- USDA-SCS. 1972. National Engineering Handbook, Section 4: Hydrology. U.S. Department of Agriculture, Soil Conservation Service. Washington D.C. USA.
- WILLIAMS, J.R. y H.D. BERNDT. 1976. Determining the Universal Soil Loss Equation's length-slope factor for watersheds. Proceedings of the National Soil Erosion Conference.
- WILLIAMS, J.R. y H.D. BERNDT. 1977. Sediment yield prediction based on watershed hydrology. Transactions of the ASAE 20 (6): 1100-1104.
- WILLIAMS, J.R., C.A. JONES y P.T. DYKE. 1984. A modeling approach to determining the relationship between erosion and soil productivity. Transactions of the ASAE 27: 129-144.
- WISCHMEIER, W. H. y D.D. SMITH. 1978. Predicting rainfall erosion losses. Agriculture Handbook 537. USDA-SCS. 58 p.