

INCORPORANDO LA TEMPERATURA DEL SUELO EN EL MODELADO DE LA TRANSFERENCIA DE HERBICIDAS AL FLUJO DE ESCORRENTÍA SUPERFICIAL MEDIANTE UN MODELO DISTRIBUIDO

R. Gómez-Beas, E. Contreras y M.J. Polo

Grupo de Dinámica Fluvial e Hidrología, Instituto Interuniversitario de Investigación del Sistema Tierra en Andalucía (IISTA), Universidad de Córdoba, Campus de Rabanales, Edificio Leonardo Da Vinci, Área de Ingeniería Hidráulica, 14071, Córdoba. e-mail: rgbeas@uco.es, econtreras@uco.es, mjpolo@uco.es, web: <http://www.uco.es/dfh/>

RESUMEN. Este trabajo muestra el efecto de la inclusión de la temperatura en el modelado de la transferencia de herbicidas al agua de escorrentía, a partir de un modelo paramétrico distribuido propuesto por Contreras et al. (2009). Para ello, se simula la persistencia del herbicida en el suelo a partir de la distribución espacio-temporal de la temperatura del suelo, que corrige el valor de la constante cinética de degradación a lo largo del tiempo, incorporando así la variabilidad de los aportes de herbicida en las distintas zonas de una cuenca. El modelo se implementa para el caso del herbicida terbutilazina en la cuenca del río Víboras (Jaén), donde trabajos anteriores demuestran la aplicabilidad del modelo original y se dispone de medidas de concentración del herbicida (Gómez-Beas et al., 2011). Los resultados obtenidos en un punto de control permiten discriminar aquellas zonas de la cuenca que aportarán mayores cargas al punto de entrada del embalse por escorrentía, y proponer pautas de aplicación de herbicidas con vistas al manejo integral de las cuencas agrícolas.

ABSTRACT. This paper shows the effect of including the temperature in modeling the herbicide transfer to runoff flow from a distributed parametric model proposed by Contreras et al. (2009). For this, we simulate the herbicide persistence in the soil from the spatio-temporal distribution of soil temperature, which corrects the kinetic constant value of degradation rate throughout the time, incorporating in this way, the herbicide loads variability in different watershed areas. The model is implemented for the terbutylazine herbicide in the Víboras river (Jaén), where previous works demonstrate the applicability of the original model and herbicide concentration measurements are available (Gómez-Beas et al., 2011). The results obtained allow distinguishing those areas in the watershed that provide greater loads at the reservoir entrance by runoff, and proposing guidelines for herbicide application in an integral management scheme of agricultural watersheds.

1.- Introducción

La persistencia y degradación de herbicidas en el suelo y su posterior transferencia a las aguas de escorrentía pueden provocar episodios de contaminación de cauces y embalses, especialmente en cuencas predominantemente agrícolas. Su dinámica en el suelo y la transferencia a la escorrentía

superficial han sido ampliamente estudiadas a diversos niveles (Paraíba y Pulino, 2003; Nofuentes y Polo, 2008; Otto et al., 2012; Galindo et al., 2007).

El uso de modelos habituales que estiman contaminación difusa a escala de cuenca, como ANSWERS, SWNN, AGNPS, HSPF, GLEAMS, SWRRBWQ, CREAMS, SWAT, etc. (e.g. Contreras, 2007), es a menudo inviable por la dificultad de su calibración práctica ante el gran número de parámetros y variables involucrados frente a la disponibilidad de información en la mayor parte de los casos. Como alternativa, Contreras et al. (2009) desarrollaron un modelo paramétrico sencillo que estima de forma distribuida la transferencia del compuesto desde el suelo al agua de escorrentía, para circular posteriormente dicha carga hacia el punto de salida de la cuenca, mediante un enfoque conceptual (global) a escala de celda del Modelo Digital de Elevaciones (MDE) de la zona estudiada. Posteriormente, Gómez-Beas et al. (2011) mostraron la utilidad de este enfoque obteniendo buenos resultados de dicho modelo en una cuenca de olivar en Andalucía donde se disponía de registros de terbutilazina y diurón, herbicidas habituales en este cultivo.

En su formulación inicial, el trabajo de Contreras et al. (2009) incluía únicamente la generación de escorrentía como fuente de variabilidad espacial en la aportación de herbicidas, para zonas con igual dosis y fecha de aplicación. Sin embargo, la concentración inicial de herbicida en el suelo cuando se produce un evento de precipitación puede presentar gradientes significativos debido a diversos factores. Entre ellos, el efecto de la temperatura en la degradación de la sustancia en el suelo y en su desorción hacia la fase acuosa del mismo juega un papel relevante (van Roon et al., 2005; Flores et al., 2009). Por un lado, la velocidad a la que actúan los microorganismos, como principales agentes de degradación de estas sustancias, se ve afectada por la temperatura del medio en que se encuentran, el suelo en este caso (Paraíba y Pulino, 2003); al mismo tiempo la cinética de degradación por procesos físico-químicos también depende de la temperatura. En este sentido, el régimen anual de temperatura influye en la variación temporal de la cinética de la degradación; por otro, en zonas de clima Mediterráneo donde los veranos son muy intensos, la amplitud térmica de la temperatura del aire alcanza valores de hasta 26°C, lo que incide en la temperatura del suelo y debe ser tenido en cuenta a la hora de modelar la persistencia de herbicidas en el mismo.

El objetivo de este trabajo es incorporar el efecto de la temperatura en el modelado de la transferencia de herbicidas a escala de cuenca. Para ello, se ha incluido en el modelo paramétrico distribuido propuesto por Contreras et al. (2009) el efecto de la temperatura del suelo en la degradación y desorción de sustancias a la fase acuosa a escala de celda, y se ha evaluado su influencia en el grado de ajuste del modelado de este proceso a escala de cuenca utilizando la información de campo del trabajo de Gómez-Beas et al. (2011), que calibra el modelo inicial en la cuenca del río Víboras, en la provincia de Jaén. En dicha cuenca se dispone de medidas de concentración de herbicidas en el agua a lo largo de un año hidrológico completo, lo que permite contrastar los resultados obtenidos en la calibración previa con los obtenidos al incluir la modificación propuesta en el presente estudio.

2.- Material y métodos

2.1.- Descripción del modelo

El modelo paramétrico distribuido simplificado para la evolución de la concentración de sustancias en la superficie del suelo y su transferencia al flujo superficial de agua, desarrollado por Contreras et al. (2009), trabaja a dos escalas espaciales distintas: a escala de celda y a escala de cuenca. El primer cálculo tiene en cuenta los procesos de degradación en el suelo, desorción hacia la capa de mezcla y transferencia al flujo de escorrentía, desencadenándose estos dos últimos a partir de la ocurrencia de precipitación. Las ecuaciones utilizadas en este cálculo son:

$$C_{\text{suelo}}(t) = C_0(t_0) \cdot e^{-\alpha(t-t_0)} \quad (1)$$

donde C_{suelo} es la concentración de sustancia en el suelo fuera de la capa de mezcla en un tiempo t , [MM^{-1}]; C_0 es la concentración inicial en un tiempo t_0 , [MM^{-1}]; $t-t_0$ es el tiempo transcurrido desde el aporte de sustancia, y α es un parámetro relacionado con la velocidad de degradación [T^{-1}];

$$C_{\text{suelo}} = kf \cdot C_{\text{solucion}}^{\text{nf}} \quad (2)$$

siendo C_{solucion} la concentración de herbicida en la fase acuosa de la capa de mezcla, [ML^{-3}]; C_{suelo} , la concentración en la fase sólida del suelo de la capa de mezcla en estado de equilibrio, que se admite igual a la existente en el suelo fuera de dicha capa [MM^{-1}] y kf y nf son dos constantes características relacionadas con la capacidad de adsorción-desorción del compuesto;

$$C_{\text{esc}}(t) = C_{\text{solucion}}(t) \cdot e^{-\beta(t-t_0)} \quad (3)$$

donde C_{solucion} es la concentración de sustancia en la solución de la capa de mezcla al inicio de la escorrentía, en equilibrio con la fase sólida según la hipótesis de trabajo (Nofuentes y Polo, 2008), [ML^{-3}] y β es un parámetro

relacionado con la velocidad de disminución de los valores de concentración [T^{-1}].

El resultado de este cálculo es la concentración horaria de herbicida en cada celda, a partir de la cual, junto con la escorrentía horaria producida en la misma por un determinado evento, se calcula la carga de sustancia que aporta dicha celda de la cuenca, valor que se circula hasta el punto de desagüe de la misma, en función del tiempo de viaje de cada celda a este punto. Una vez finalizado el evento, se reajusta el valor de concentración en el suelo, sustrayendo la cantidad de masa de sustancia perdida por transferencia al agua de escorrentía durante el mismo. Se obtiene así un cálculo semidistribuido de la carga de herbicida a escala de cuenca, aplicable en sistemas de gran extensión territorial una vez calibrado a partir de datos de calidad de agua.

2.2.- Incorporación de la temperatura del suelo

La incorporación del efecto de la temperatura del suelo en la cinética de degradación de la sustancia, se ha incluido mediante una forma variable del parámetro α de la Ec. (1) que se calcula en cada celda según la expresión:

$$\alpha(t) = \alpha_r \cdot e^{K_a \frac{(T(t)-T_r)}{T(t)}} \quad (4)$$

donde $\alpha(t)$ es el parámetro relacionado con la velocidad de degradación [T^{-1}] que será variable en el tiempo en función de la variación de temperatura; T_r es la temperatura de referencia del suelo [K], que generalmente se fija entre 293 y 298 K; $T=T(t)$ [K] es la temperatura del suelo en el tiempo de cálculo a una profundidad determinada; α_r es la tasa de degradación aparente a la temperatura de referencia [T^{-1}] y K_a es un parámetro de calibración adimensional. Esta ecuación es una simplificación de la ecuación de Arrhenius (Paraíba et al., 2003), en la que K_a es igual a $E_a/(R \cdot T_r)$, siendo E_a la energía de activación de Arrhenius para el proceso de degradación [$\text{ML}^2\text{T}^{-2}\text{K}^{-1}$] y R la constante universal de los gases [ML^2T^{-2}].

La escala horaria es, en principio, adecuada para caracterizar periodos de gran variación en la degradación de herbicidas en el suelo; sin embargo, durante un episodio de lluvia, la hipótesis de partida del modelo de transferencia considera la formación instantánea de una capa de mezcla entre el suelo y el flujo de escorrentía al comienzo de un evento de escorrentía, que suele tener una duración de pocas horas e un mismo día. Por ello, la influencia de temperatura se ha incorporado al modelo durante los periodos entre eventos de precipitación, si bien se ha realizado un análisis de la sensibilidad del modelo frente a las variaciones horarias durante un día en la concentración del herbicida y las variaciones diarias durante el año, resultando más significativas estas últimas.

2.3.- Descripción de la zona de estudio e información disponible

El modelo propuesto se ha aplicado en la cuenca vertiente al embalse del río Víboras (Fig. 1) con una extensión de 185 km², en la comarca de la sierra sur jienense, dentro de las sierras Subbéticas.

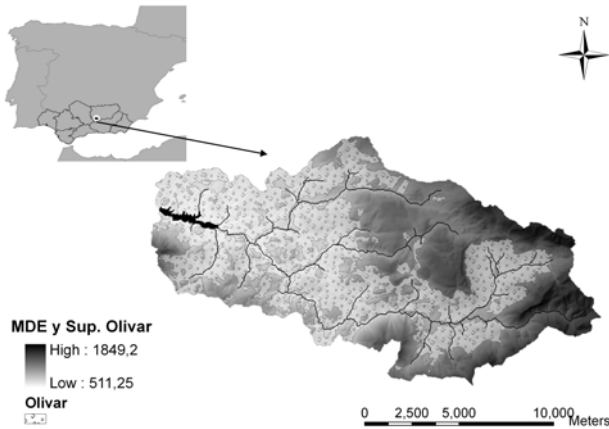


Fig. 1. Localización de la cuenca vertiente al embalse del río Víboras y superficie ocupada por olivar

Esta zona de clima mediterráneo, presenta una distribución anual de la precipitación marcadamente estacional, con un periodo muy seco en verano y un periodo lluvioso en otoño-invierno. La Fig. 2 representa la precipitación diaria junto a los caudales diarios de aportación al embalse para el periodo Jul-05/Jul-10. Se puede observar una alta relación entre ambas, que es debido a la rápida respuesta de la cuenca, resultado de la naturaleza torrencial de los eventos de precipitación en la zona, que a menudo superan la capacidad de infiltración máxima del suelo, cuyos valores de conductividad hidráulica saturada alcanza magnitudes máximas de 19 mm·h⁻¹ (Rodríguez, 2009).

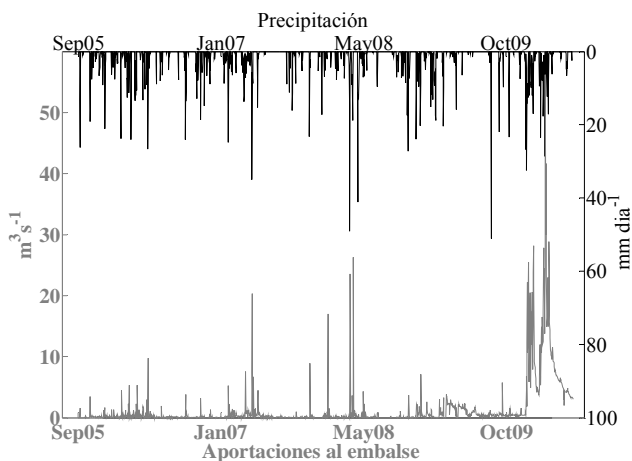


Fig. 2. Precipitación y caudal a la entrada del embalse diarios

La Tabla 1 muestra los valores de temperatura, escorrentía y precipitación media anual para la cuenca por año

hidrológico. Las fechas de aplicación de herbicidas coinciden con la estación húmeda, por lo que se muestran también los valores de escorrentía y precipitación para el periodo diciembre-febrero, que coincide con la época de mayor arrastre de herbicidas. A partir de estos datos se observa que en este periodo se produjo una escorrentía de mayor magnitud a la media de la cuenca, consecuencia del carácter extraordinariamente húmedo del año hidrológico 2009-2010 (Fig. 2 y Tabla 1), con lluvias de gran intensidad durante el invierno y mayor flujo de escorrentía.

Tabla 1. Datos de clima en la cuenca de estudio

	Media anual (05-10)	Máx 05-10	Min 05-10	Media dic09-feb10	Máx dic09-feb10	Min dic09-feb10
Precipitación (mm)	490,2			451,8		
Temperatura (°C)	16,5	41,9	-7,3	8,3	19,0	-4,0
Escorrentía (mm)	43,4			56,5		

El 49% de esta superficie de la cuenca corresponde a olivar (Fig. 1), con un sistema de manejo predominante con suelo desnudo y, en menor grado, sistemas de no laboreo con bandas de cubierta vegetal, con control de la vegetación mediante la aplicación de herbicidas. El suelo presenta un alto contenido en arcilla (31 - 45 %) y aproximadamente un 3 % de materia orgánica, por lo que la persistencia de los herbicidas en el suelo puede llegar a ser elevada. Por otro lado, la amplitud del intervalo térmico diario de hasta 18 °C en otoño o primavera (Fig. 3), fechas de aplicación habitual de herbicidas, y una variación estacional de la temperatura diaria del aire de hasta 10 °C, permite analizar el efecto de la temperatura en el proceso de degradación.

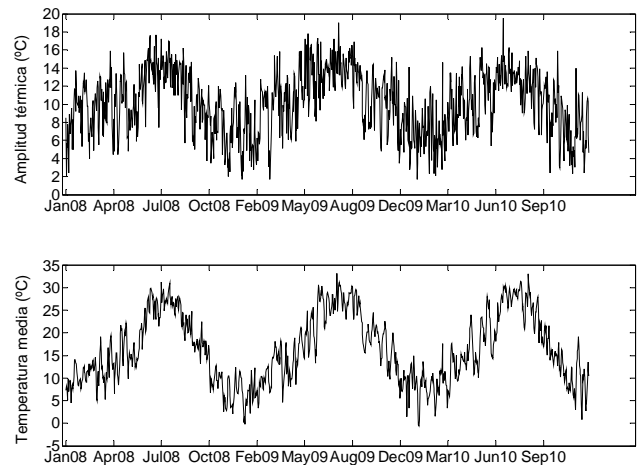


Fig. 3. Amplitud térmica y temperatura media diaria del aire a lo largo del periodo de estudio en la estación RIA2306 cercana al embalse

2.4- Variables y parámetros de entrada al modelo en la zona de estudio

Para este trabajo se seleccionó el periodo del 26 de noviembre de 2009 al 25 de febrero de 2010, coincidiendo con el período de aplicación de herbicidas. Estudios anteriores en zonas de olivar (Galindo, 2006), (Tabla 2) fijan aplicaciones de un producto comercial mezcla de terbutilazina al 28,5% y diurón al 28,5%, realizándose la primera aplicación al inicio de la estación húmeda, en noviembre, y por tratarse de un año excepcionalmente húmedo, se realiza la segunda aplicación en febrero, algo antes de lo habitual, para un control de la vegetación más eficaz. El estudio se ha realizado para terbutilazina, dada su mayor intensidad de degradación, y se han comparado los resultados obtenidos con los correspondientes al modelo inicial sin la influencia de la temperatura.

Tabla 2. Parámetros descriptores de la aplicación de herbicida en el estudio

Tamaño de celda (m ²)	Densidad del suelo (kg m ⁻³)	Fechas de aplicación	Cantidad herbicida (kg m ⁻²)	Concentración inicial de herbicida en el suelo (µg kg ⁻¹)
30x30	1200	20/11/2009	1,74 · 10 ⁻⁴ (28,5%)	0,05
		09/2/2010	1,6 · 10 ⁻⁵ (28,5%)	

Las variables de entrada en el modelo propuesto son: (1) temperatura media diaria del suelo en cada celda del MDE en la cuenca (para el cálculo de C_{suelo} según Ec. 4 y 1), y (2) escorrentía horaria generada en cada celda durante cada evento de precipitación. Para el cálculo de (1) se han generado mapas de temperatura media diaria del suelo mediante la interpolación espacial de la temperatura media diaria del aire, y el uso de la relación empírica (regresión lineal) entre esta y la primera a partir de las series disponibles de ambas variables en las quince estaciones meteorológicas en la zona de estudio. Los mapas diarios de temperatura del aire durante el periodo de estudio se obtuvieron utilizando el módulo meteorológico del modelo hidrológico WiMMed (Polo et al., 2009; Egüen et al., 2009; Herrero et al., 2011). En dicho modelo, se realiza una interpolación espacial de la temperatura del aire a escala diaria mediante el método de la inversa de la distancia ponderada con las estaciones de la zona, en la que se tiene en cuenta la relación lineal de la temperatura con la elevación y la orografía. En el cálculo de (2), se utilizaron los resultados del modelo hidrológico WiMMed utilizados en Gómez-Beas et al. (2011), que incluyen la escorrentía superficial horaria en cada celda de la cuenca, la escorrentía superficial horaria acumulada en la entrada al embalse y la distribución espacial de los tiempos de viaje desde cada celda a dicho punto de entrada. Para el cálculo de la escorrentía superficial el modelo realiza un balance de agua para cada celda del MDE mediante el que obtiene la precipitación efectiva como la diferencia entre la precipitación neta (sustraídas las pérdidas por interceptación de la cubierta vegetal) y la infiltración superficial total,

calculada mediante la ecuación de Green y Ampt. Por otro lado, se obtienen las direcciones preferenciales de flujo, la red de desagüe y la distribución de los tiempos de viaje en la cuenca en base al MDE. Circulando la precipitación efectiva en función de los tiempos de viaje de cada celda, se obtiene el hidrograma de escorrentía directa en el punto de desagüe considerado, en este caso, la entrada al embalse. Para más detalle sobre la formulación del balance de agua y energía consultar Herrero et al. (2011).

Se han adoptado los valores de los parámetros de degradación del herbicida de la ecuación de Freundlich (Ec. 2) estimados en el trabajo de Gómez-Beas et al. (2011) a partir de ensayos de laboratorio, que proporcionaron $k_f=1,75$ [mg kg⁻¹ (L mg⁻¹)^{nf}], y $nf=0,632$, contrastados con resultados de otros autores (Wang y Keller, 2009). Los parámetros α , K_a (Ec. 4 y 1) y β (Ec. 3) se han calibrado de nuevo en este trabajo a partir de la serie de concentración diaria de terbutilazina disponible en el punto de entrada en el embalse para el periodo de estudio (Tabla 3), ya utilizada en Gómez-Beas et al. (2011). La calibración anterior arrojó como resultado valores de $\alpha=0,02804$ [día⁻¹] y $\beta=0,0358$ [min⁻¹]. Tras la inclusión de la temperatura se optimizó la calibración para valores de $K_a=38,68$ y $\beta=0,0558$ [min⁻¹], con $\alpha_r=0,002$ [día⁻¹] y $T_r=-10,44$ °C, que fue la temperatura mínima que se dio en el periodo.

Tabla 3. Medidas puntuales de concentración de terbutilazina en el agua a la entrada del embalse (Infraeco, 2010)

Fecha	Terbutilazina (µg·l ⁻¹)
29/11/2009	0,372
03/12/2009	0,281
22/12/2009	0,519
02/01/2010	0,139
29/01/2010	0,095
03/02/2010	0,013
09/02/2010	0,054
17/02/2010	0,074
23/02/2010	0,029

4.- Resultados y discusión

Las medidas disponibles de concentración de terbutilazina en el caudal de entrada al embalse muestran una evolución temporal decreciente, reflejo de la disminución del herbicida remanente en el suelo desde su aplicación. La Fig. 5 muestra dicha evolución de C_{suelo} simulada por el modelo con y sin influencia de la temperatura, promediada a escala de cuenca.

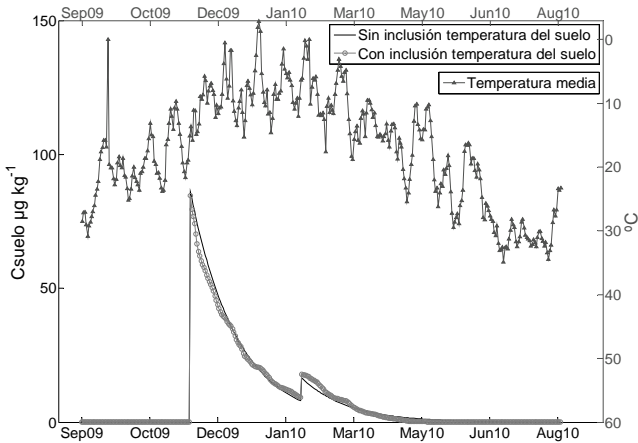


Fig. 5. Evolución de la concentración diaria en el suelo con y sin inclusión de la temperatura del suelo, junto con la temperatura diaria del suelo, ambas promediadas en la cuenca de estudio

Se observan los efectos de las aplicaciones de herbicida, con una degradación más rápida si se incorpora la temperatura en el caso de la primera aplicación, y más lenta para la segunda, en febrero, por las más bajas temperaturas en este periodo.

Así, incorporando el efecto de la temperatura en el proceso, se consigue un buen ajuste a los valores de carga obtenidos a partir de los datos de concentración medidos en el punto de entrada al embalse en el periodo de estudio, como se muestra en la Fig. 6. Si se comparan los resultados con y sin consideración de la temperatura (Fig. 7), ambas aproximaciones arrojan buenos resultados con un grado de ajuste similar a escala diaria, mayor, no obstante, cuando se incorpora la temperatura.

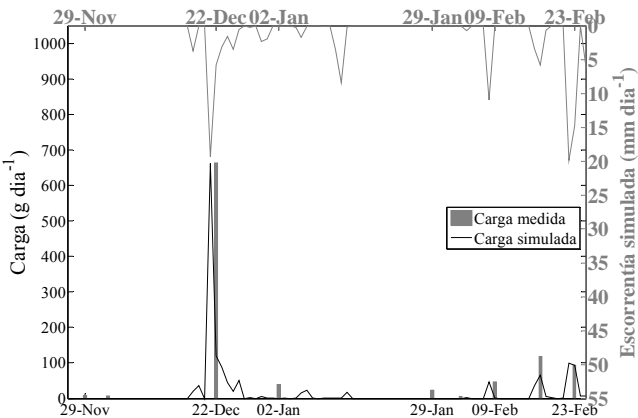


Fig. 6. Carga de Terbutilazina estimada a partir de los datos de concentración medidos junto a carga obtenida por aplicación del modelo, y escorrentía simulada

En cualquier caso es necesario tener presente la dificultad en recopilar la información de entrada al modelo en lo que se refiere a fechas de aplicación del herbicida, cantidad aplicada y naturaleza del compuesto, ya que cada agricultor puede realizar la aplicación de herbicida según su criterio, tratándose por tanto de una información muy dispersa. Aun así, el grado de aproximación del modelo es muy significativo en ambos casos, con un error del 5.95 y 7.03%

en la estimación de la carga total de terbutilazina aportada por la escorrentía al embalse durante el periodo de estudio, con y sin inclusión de la temperatura, respectivamente.

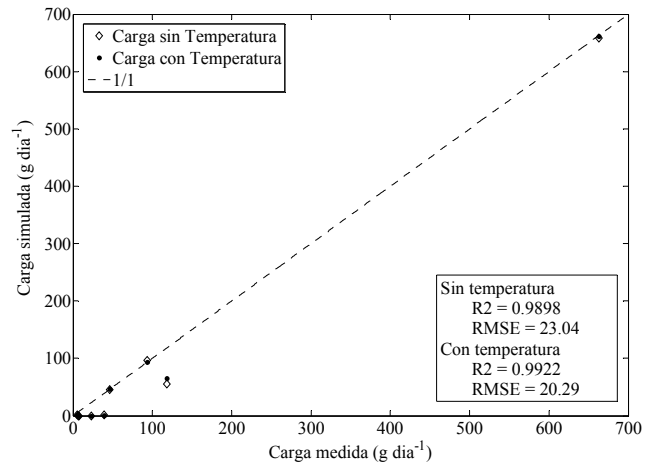


Fig. 7. Parámetros y errores del ajuste entre carga simulada y carga medida diarias con y sin inclusión de la temperatura

Por otra parte, cabe esperar que la inclusión de la temperatura del suelo tenga efectos significativos en las cargas generadas antes de que el herbicida se haya degradado significativamente; en el caso de estudio, las primeras lluvias se producen 29 días tras la primera y mayor aplicación de herbicida, por lo que los primeros datos usados para la calibración no se corresponden con periodos con concentraciones aún elevadas en el suelo, situaciones que podrían arrojar mayores diferencias en el grado de ajuste obtenido. Para ilustrar esto, se ha incorporado un evento ficticio de escorrentía dos semanas después de la primera aplicación del herbicida, de 10 mm h⁻¹ uniforme en toda la cuenca y con una duración de 3 horas. Al establecer este volumen constante en todas las celdas es posible observar el efecto de la temperatura en la degradación de la sustancia sin que la carga se vea afectada por variaciones espaciales en la generación de escorrentía. La simulación realizada con el modelo original da como resultado una carga de 2212.6 g día⁻¹ para este evento en el punto de entrada al embalse, mientras que la simulación con la incorporación de la temperatura proporciona una carga de 1850.9 g día⁻¹ en el mismo punto. Admitiendo un mejor grado de ajuste en el segundo caso, como se corresponde con los resultados calibrados, puede observarse cómo el modelo original sobreestima aproximadamente un 20% la carga diaria en el agua de escorrentía al subestimar las pérdidas de carga en el suelo por efecto de la degradación.

Por último, se ha analizado el cálculo distribuido de la fracción de masa de herbicida aportada desde cada celda a la carga total en el punto de entrada al embalse, según el modelo original y el propuesto, para cada evento de escorrentía registrado.

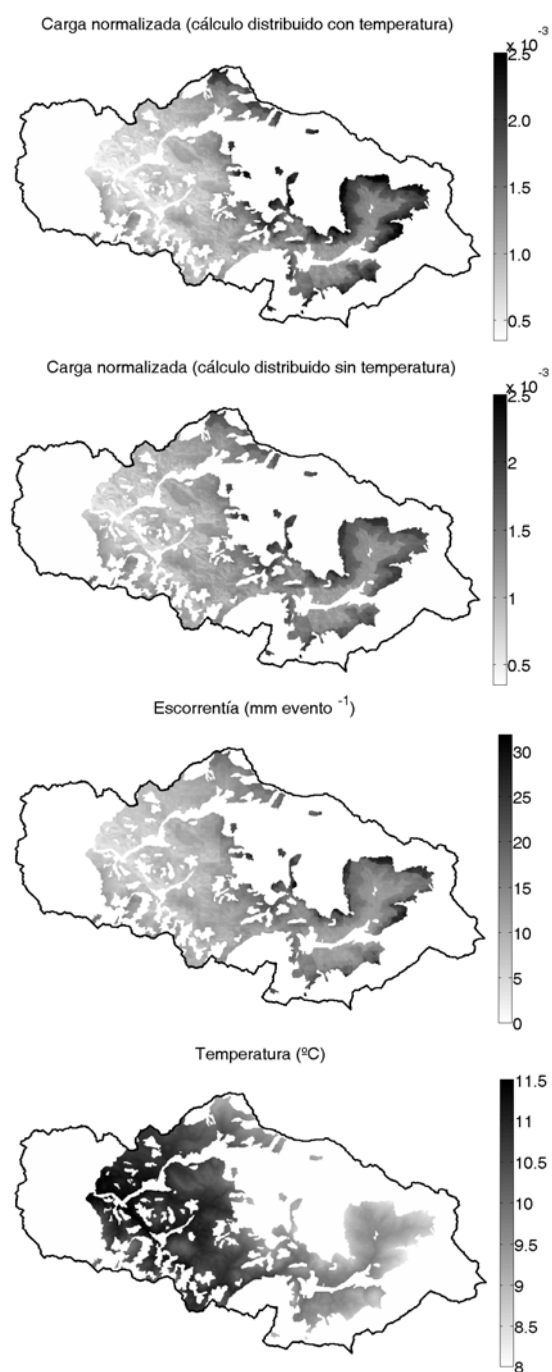


Fig. 8. Evento del 21 de diciembre de 2009. Mapas de carga acumulada en la escorrentía, normalizada por la carga total en el punto de entrada al embalse con y sin incorporación de la temperatura en el cálculo; escorrentía acumulada y temperatura media del suelo

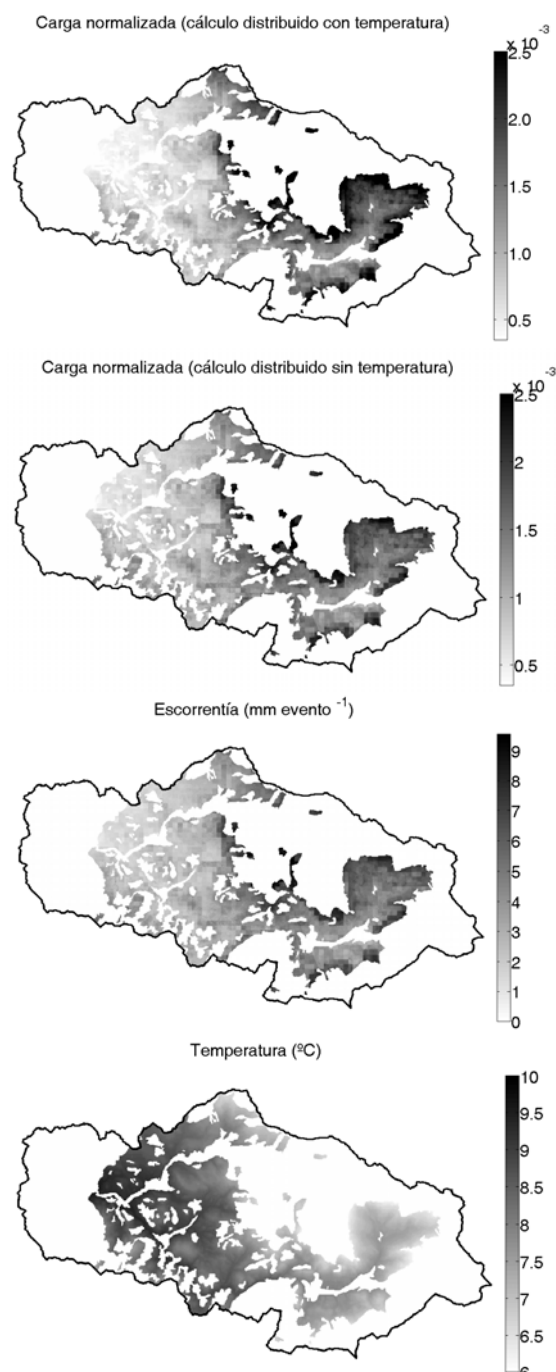


Fig. 9. Evento del 17 de febrero de 2010. Mapas de carga acumulada en la escorrentía, normalizada por la carga total en el punto de entrada al embalse con y sin incorporación de la temperatura en el cálculo; escorrentía acumulada y temperatura media del suelo

Las Figs. 8 y 9 muestran estos resultados para los primeros eventos producidos tras las dos aplicaciones efectuadas de herbicida. Se observa cómo el modelo original subestima los aportes de herbicida en el tramo alto de la cuenca y los sobreestima en el tramo bajo, con respecto a los resultados con inclusión de la temperatura, por la diferencia de temperatura entre zonas debida en parte a la menor altitud.

En el caso de la zona estudiada, los esfuerzos en realizar medidas correctoras deberían centrarse en el tramo alto de la cuenca, dado que a las mayores pendientes (Fig. 1) y mayor escorrentía, se les suma una en general menor temperatura del suelo (Figs. 8 y 9). Esto queda de manifiesto asimismo en los resultados correspondientes al evento ficticio de escorrentía simulado (Fig. 10).

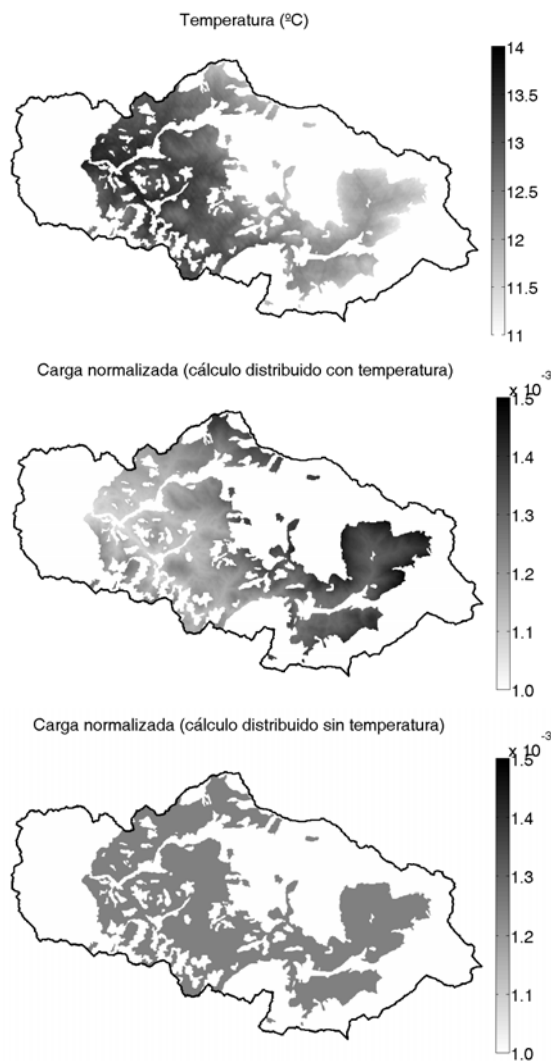


Fig. 10. Evento ficticio del 8 de diciembre de 2009. Mapas temperatura media del suelo y de carga acumulada en la escorrentía, normalizada por la carga total en el punto de entrada al embalse con y sin incorporación de la temperatura en el cálculo

Así, la nueva metodología muestra el efecto que en la magnitud de los aportes tendrían, por un lado las condiciones específicas del sitio, como ya apuntan otros estudios (Rode et al., 2009; Wohlfahrt et al., 2010) especialmente el clima, dado que las características del suelo estarían consideradas en los coeficientes de degradación y desorción del modelo, y por otro las opciones de gestión agrícola. Esto último sería de especial consideración a la hora de llevar a cabo el manejo integral de las cuencas agrícolas. Dada la facilidad que en la actualidad existe para disponer de una previsión meteorológica ajustada con al menos una semana de antelación, teniendo en cuenta que la reducción del herbicida en el suelo durante la primera semana tras la aplicación es muy significativa, hasta del 30.8% en el caso estudiado, se podrían planificar las fechas de aplicación del herbicida teniendo en cuenta las previsiones meteorológicas por zonas.

5.- Conclusiones

Ambos modelos permiten reproducir adecuadamente las cargas de herbicida aportadas al embalse por la escorrentía superficial, con errores del 11,43% y 17,13% a escala diaria y del 5,95% y 7,03% para todo el periodo estudiado, con y sin inclusión de la temperatura respectivamente. No obstante, cuando se incorpora la influencia de la temperatura del suelo el grado de ajuste mejora.

La influencia del momento de aplicación de herbicida en el aporte potencial queda de manifiesto en los resultados simulados, que arrojan una posible sobreestimación de hasta un 20% para este periodo en la estimación de la carga total de herbicida al embalse cuando no se considera el efecto de la temperatura en su degradación en el suelo.

A pesar de que la información usualmente disponible en las cuencas solo permite una calibración en puntos de control en la red fluvial y no en las laderas vertientes a esta, el carácter distribuido del modelo permite identificar las zonas que contribuyen en mayor proporción al aporte de herbicidas a la escorrentía superficial y, con ello, establecer pautas de programación de su aplicación a corto plazo apoyadas en los pronósticos meteorológicos disponibles.

Agradecimientos. Los resultados de este trabajo se han llevado a cabo en el marco del acuerdo de colaboración entre la Universidad de Córdoba y la empresa Infraestructuras y Ecología S.L. (INFRAECO): "Modelado de la dinámica de herbicidas en embalses". El desarrollo del modelo paramétrico ha sido financiado dentro del proyecto CGL 2008-03308 "Modulo multiescala de la transferencia de contaminantes desde el suelo al flujo de escorrentía superficial y su transporte" del Ministerio de Ciencia e Innovación. Así mismo, agradecer al subsistema CLIMA de la Junta de Andalucía por los datos meteorológicos utilizados en este trabajo.

6.- Bibliografía

- Contreras, E., 2007. Transferencia de solutos al agua de escorrentía. *Monografías 2007, 1*. Grupo de Hidrología e Hidráulica Agrícola. Universidad de Córdoba, 111. ISBN 978-84-691-2211-2.
- Contreras, E., M. Egüen, M. Nofuentes, y M.J. Polo, 2009. Modelo paramétrico distribuido de transferencia de sustancias al flujo de escorrentía superficial a escala de cuenca, en *Estudios en la Zona No Saturada del Suelo, Vol. IX – ZNS'09*. 377-384. ISBN: 978-84-96736-83-2.
- Egüen, M., C. Aguilar, M.J. Polo, I. Moreno, J. Herrero, A. Millares, y M.A. Losada, 2009. WiMMed, a distributed physically-based watershed model (II): Application examples, en *Environmental Hydraulics: Theoretical, Experimental & Computational Solutions*. CRC Press/Balkema. 229-232. ISBN 978-0-415-56697-1.
- Flores, C., V. Morgante, M. González, R. Navia, y M. Seeger, 2009. Adsorption studies of the herbicide simazine in agricultural soils of the Aconcagua valley, central Chile. *Chemosphere*, 74, 1544-1549.
- Galindo, P., 2006. Transferencia de herbicidas al flujo de escorrentía superficial en olivar de no laboreo con bandas de cubierta vegetal. *Monografías 2006, 2*. Grupo de Hidrología e Hidráulica Agrícola. Córdoba, 85. ISBN 978-84-690-4413-1.
- Galindo, P., M.J. Polo, y E. de Luna, 2007. Transport by runoff of herbicides used in olive orchards: The role of physico-chemical characteristics. *Olea FAO Olive Network*, 26, 44-47.
- Gómez-Beas, R. E. Contreras, C. Aguilar, M. Egüen, y M.J. Polo, 2011. Aplicación de un modelo paramétrico distribuido de transferencia de herbicidas al flujo de escorrentía superficial en una cuenca con predominio de olivar, en *Estudios en la Zona No Saturada del Suelo*,

- Vol. X – ZNS'11. 241-246. ISBN: 978-84-694-6642-1.
- Herrero, J., A. Millares, C. Aguilar, A. Díaz, M.J. Polo, y M.A. Losada, 2011. WiMMed 1.0. Base teórica. Grupo de Dinámica de Flujos Ambientales-CEAMA (Universidad de Granada) y Grupo de Dinámica Fluvial e Hidrología (Universidad de Córdoba).
[http://www.uco.es/dfh/images/stories/20110614%20wimmed teoria1.pdf](http://www.uco.es/dfh/images/stories/20110614%20wimmed%20teoria1.pdf)
- Infraeco, 2010. Comunicación personal. Datos incluidos en el estudio de las interacciones del sistema plaguicida-agua-sedimento en apoyo a la gestión de embalses para abastecimiento y elaboración de modelo matemático de análisis. *Memoria técnica. Programa nacional de proyectos de desarrollo experimental. Plan nacional de investigación científica, desarrollo e innovación tecnológica, 2008-2011*. Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino.
- Nofuentes, M., y M.J. Polo, 2008. A first approach to the characterization of solute transfer from soil to runoff in transient shallow flows. *Geophys. Res. Letters*, 35, L17406, doi: 10.1029/2008GL034578.
- Otto, S., A. Cardinali, E. Marotta, C. Paradisi, y G. Zanin, 2012. Effect of vegetative filter strips on herbicide runoff under various types of rainfall. *Chemosphere*, 88, 113-119.
- Paraíba, L.C., A.L. Cerdeira, E.F. da Silva, J.S. Martins, y H.L. da Costa Coutinho, 2003. Evaluation of soil temperature effect on herbicide leaching potential into groundwater in the Brazilian Cerrado. *Chemosphere*, 53, 1087-1095.
- Paraíba, L.C., y P. Pulino, 2003. Pesticide dispersion-advection equation with soil temperature effect. *Environmetrics*, 14, 323-337.
- Polo, M.J., J. Herrero, C. Aguilar, A. Millares, A. Moñino, S. Nieto y M.A. Losada, 2009. WiMMed, a distributed physically-based watershed model (1): Description and validation, en *Environmental Hydraulics: Theoretical, Experimental & Computational Solutions*. CRC Press/Balkema. 225-228. ISBN: 978-84-0-415-56697-1.
- Rode, M., E. Thiel, U. Franko, G. Wenk, y F. Hesser, 2009. Impact of selected agricultural management options on the reduction of nitrogen loads in three representative meso scale catchments in Central Germany. *Sci. Total Environ.*, 407, 3459-3472.
- Rodríguez, J.A., 2009. Inferencia espacial de propiedades físico-químicas e hidráulicas de los suelos de Andalucía. En *Estudios en la Zona No Saturada del Suelo, Vol. IX – ZNS'09*. 448-455. ISBN: 978-84-96736-83-2.
- van Roon, A., J.R. Parsons, L. Krap, y H.A.J. Govers, 2005. Fate and transport of monoterpenes through soils. Part II: Calculation of the effect of soil temperature, water saturation and organic carbon content. *Chemosphere*, 61, 129-138.
- Wang, P., y A.A. Keller, 2009. Sorption and desorption of atrazine and diuron onto water dispersible soil primary size atrazine. *Water Res.*, 43, 1448-1465.
- Wohlfahrt, J., F. Colin, Z. Assaghir, y C. Bockstaller, 2010. Assessing the impact of the spatial arrangement of agricultural practices on pesticide runoff in small catchments: Combining hydrological modeling and supervised learning. *Ecol. Indic.*, 10, 826-839.