

APLICACIÓN DE UN MODELO PARAMÉTRICO DISTRIBUIDO DE TRANSFERENCIA DE HERBICIDAS AL FLUJO DE ESCORRENTÍA SUPERFICIAL EN UNA CUENCA CON PREDOMINIO DE OLIVAR

R. Gómez-Beas¹, E. Contreras¹, C. Aguilar¹, M. Egüen², M.J. Polo¹

¹ Grupo de Dinámica Fluvial e Hidrología, Universidad de Córdoba, Campus de Rabanales, Edificio Leonardo Da Vinci, Área de Ingeniería Hidráulica, 14071, Córdoba. rgbeas@uco.es, econtreras@uco.es, caguilar@uco.es, mjpolo@uco.es.

² Grupo de Dinámica Fluvial e Hidrología. CEAMA-Universidad de Granada, Av. Del Mediterráneo s/n, 18006, Granada. o92egsam@uco.es.

RESUMEN. Con el fin de evaluar la carga de contaminante producida por la propia dinámica de una cuenca de olivar en la región mediterránea, se aplicó el modelo paramétrico distribuido de transferencia de herbicidas al flujo de escorrentía superficial desarrollado por Contreras *et al.* (2009) a la cuenca vertiente al embalse del río Víboras en (Jaén). La zona de estudio se caracteriza por el predominio del cultivo del olivar, donde el riesgo de contaminación difusa es significativo debido a la alta tasa de erosión asociada a este tipo de cultivo que favorece a su vez el transporte de contaminantes hacia cauces de agua y embalses.

Los resultados obtenidos permiten reproducir la secuencia temporal de ocurrencia de aportes significativos ligados a la escorrentía, ya que la situación de evento es la desencadenante del proceso de transferencia. Para la calibración del modelo se utilizan los valores de concentración medidos en el flujo de agua en la entrada del embalse, con un grado de ajuste que varía según la disponibilidad de medidas de caudal asociadas y, por tanto, de la bondad de la calibración hidrológica efectuada.

ABSTRACT. In order to assess the pollutant load produced by the watershed dynamics in the Mediterranean area, the distributed parametric model of herbicide transfer to runoff flow developed by Contreras *et al.* (2009), was applied in Víboras river (Jaén). The study site is characterized by the predominance of olive groves, and thus the risk of contamination is remarkable because of the high rates of erosion, which favor the transport of pollutants into water courses and reservoirs.

Results allowed us to reproduce the temporal sequence of the occurrence of significant contributions linked to runoff, since the event situation is the trigger for the transfer process. In order to calibrate the model, concentration values measured in the flow of water at the entrance to the reservoir have been used. However, the degree of adjustment varies with the availability of associated flow measurements and, therefore, the goodness of the hydrologic calibration previously carried out.

millones de hectáreas en Andalucía, lo que representa un 60% de la superficie destinada a este cultivo en España (Galindo, 2006). Este cultivo ocupa a menudo suelos marginales con fuertes pendientes, lo que lleva asociado altas tasas de erosión y pérdida de suelo, circunstancia que se ve acentuada por las condiciones propias del clima mediterráneo, con periodos prolongados muy secos y otros con precipitaciones torrenciales; por otro lado la lucha contra la vegetación espontánea que compite por el agua y los nutrientes del suelo, ha extendido la aplicación de productos fitosanitarios (herbicidas). Estos productos son adsorbidos en las partículas del suelo y sedimentos, que a su vez son arrastrados cuando se produce un evento de precipitación por el flujo de escorrentía superficial provocando así la contaminación de los cauces de agua y embalses aguas abajo. Además, el riesgo de contaminación se ve agravado por la fecha de aplicación del herbicida, que con frecuencia coincide con la estación húmeda. Esto se traduce en una carga de herbicida en escorrentía mayor después de la primera lluvia significativa del año, ya que la concentración y disponibilidad de los herbicidas en el suelo se disipa con el tiempo por efecto de la degradación (Pignatello *et al.*, 1993), siendo las propiedades fisicoquímicas particulares de cada sustancia determinantes en el proceso de transporte.

Por todo lo expuesto, se hace patente la necesidad de cuantificar la carga contaminante producida por la propia dinámica de una cuenca olivarera. ANSWERS, SWNN, AGNPS, HSPF, GLEAMS, SWRRBWQ, CREAMS, SWAT, etc. (e.g. Contreras, 2007) son modelos que simulan este tipo de contaminación, y que, aunque muy completos, son muy difíciles de calibrar en la práctica, especialmente en zonas no monitorizadas expresamente para la aplicación de este tipo de modelos; además no siempre realizan el cálculo a la escala temporal y espacial que describe los procesos hidrológicos en la cuenca, (Aguilar, 2008). Como alternativa, Contreras *et al.* (2009) propusieron un modelo paramétrico que estima la transferencia del compuesto a la fase acuosa, para circular posteriormente dicha carga hacia el punto de salida de la cuenca, mediante un enfoque conceptual (global) a escala de celda.

1.- Introducción

Uno de los cultivos más característico de la región mediterránea es el olivo con una superficie de más de 1.5

2.- Objetivos

El objetivo general de este trabajo es evaluar la aplicación del modelo paramétrico propuesto por Contreras *et al.* (2009) para estimar las cargas de herbicidas a embalses en cuencas de olivar. Como objetivo específico se establecen calibrar los parámetros de dicho modelo a escala de cuenca, así como cuantificar la dinámica anual de aportes de los herbicidas usados en dicho cultivo. Para ello, se ha seleccionado la cuenca vertiente al embalse del río Víboras, en Jaén, por su tamaño y relativa homogeneidad en usos del suelo, de la que se disponen de datos hidrológicos y de concentración de herbicidas medidos a la entrada del embalse.

3.- Materiales y métodos

3.1.- Descripción de la zona de estudio

La zona seleccionada para realizar el estudio es la cuenca vertiente al embalse del río Víboras, que se encuentra en la comarca de la sierra sur jienense, dentro de las sierras Subbéticas. La extensión de la cuenca es de 185 km², ocupando el cultivo del olivar el 49% de esta superficie (fig. 1), que está caracterizada por un suelo de un alto contenido en arcilla (31 - 45 %). Los resultados obtenidos se analizan a la entrada al embalse, punto para el cual se dispone de datos de aportaciones diarias de agua.

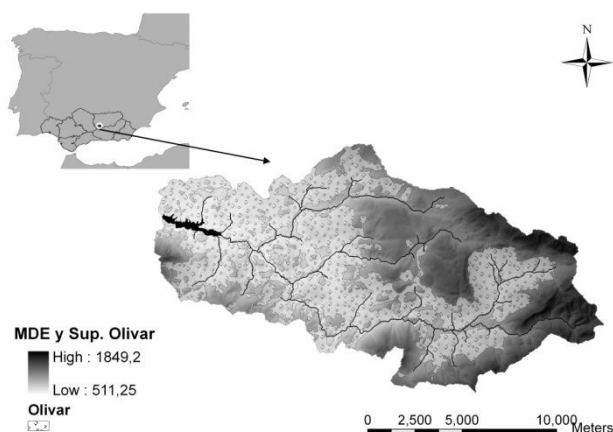


Fig. 1. Localización de la cuenca vertiente al embalse del río Víboras y superficie ocupada por olivar.

Esta zona se enmarca en clima mediterráneo, caracterizado por 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 de aportación al embalse, pudiéndose observar la relación entre ambas variables y donde se puede constatar que en los periodos de lluvia de menor intensidad los caudales disminuyen significativamente debido a la alta capacidad de infiltración del suelo en la zona de estudio, con valores de conductividad hidráulica saturada que alcanza valores de 45 mm·h⁻¹ (Rodríguez, 2009).

En la tabla 2 se muestran los valores de escorrentía y precipitación media anual por año hidrológico para la

cuenca, así como para el período de estudio. Se puede observar que en el período analizado se produjo una escorrentía de magnitud superior a la media de la cuenca. Esto se debió a que el año hidrológico 2009-2010 fue un año extraordinariamente húmedo (Fig.2 y tabla 2), con lluvias de gran intensidad durante el invierno y mayor flujo de escorrentía.

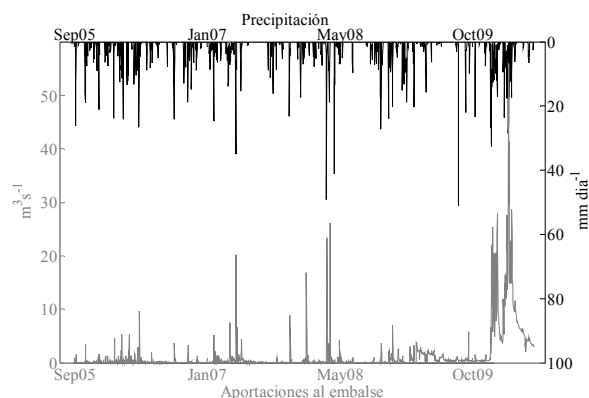


Fig. 2. Precipitación y caudales a la entrada del embalse.

El sistema de manejo del olivar predominante en la zona es 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. Por lo tanto, la cuenca del río Víboras resulta de gran interés para un estudio de este tipo, debido por un lado al predominio del cultivo del olivar, y por otro a que el río Víboras es el único tributario de importancia al embalse, por lo que la localización geográfica del plaguicida aportado por la cuenca se reduce a la confluencia del río con el embalse, facilitando por tanto su control.

Para la calibración del modelo se ha llevado a cabo un seguimiento de los aportes de herbicida a la entrada del embalse en el período de julio de 2009 a junio de 2010, realizando medidas de concentración de terbutilazina y diurón en agua y sedimentos (tabla 1), con una periodicidad quincenal y mensual en función de la ocurrencia de un evento de precipitación significativo (Infraeco, 2010). A partir de estos datos, se ha seleccionado el período del 26 de noviembre de 2009 al 25 de febrero de 2010, coincidiendo con el período de aplicación de herbicidas.

Tabla 1. Datos de concentración de diurón y terbutilazina analizados en agua (Infraeco, 2010)

Fecha	Diurón (µg·l ⁻¹)	Terbutilazina (µg·l ⁻¹)
29/11/2009	0.024	0.372
03/12/2009	0.045	0.281
22/12/2009	0.182	0.519
02/01/2010	0.046	0.139
29/01/2010	0.026	0.095
03/02/2010	0.000	0.013
09/02/2010	0.042	0.054
17/02/2010	0.012	0.074
23/02/2010	0.000	0.029

Tabla 2. Datos de clima en la cuenca de estudio

	Media anual	Periodo de estudio
Precipitación (mm)	490.23	451.76
Temperatura (°C) (máx. med. mín.)	41.86 16.48 -7.30	19.00 8.28 -4.00
Escorrentía (mm)	43.38	56.53

3.2.-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. El resultado de este cálculo es la carga de herbicida que aporta cada 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. 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.

El modelo comprende tres módulos, descritos a continuación.

3.2.1.- Cálculo de la concentración de herbicida en el agua de escorrentía en una celda

Este cálculo se estructura en tres pasos en función de los procesos considerados. El primer proceso es la degradación del compuesto en el suelo, que se modela a escala diaria por medio de una ley exponencial negativa, de la forma:

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

donde C_{suelo} es la concentración de sustancia en el suelo fuera de la capa de mezcla en un tiempo t , [ML^{-3}]; C_0 es la concentración inicial en un tiempo t_0 , [ML^{-3}]; $t-t_0$ es el tiempo transcurrido desde el aporte de sustancia, y α es un parámetro relacionado con la velocidad de degradación [T^{-1}].

El siguiente proceso es la transferencia de sustancias al flujo de escorrentía durante un evento de lluvia, que tiene lugar en la capa de mezcla, es decir, en la zona donde interaccionan los componentes del suelo y el agua de lluvia no infiltrada. En condiciones de equilibrio, el proceso se ajusta a la ecuación no lineal de Freundlich:

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

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 [MM^{-1}] y kf y nf son dos constantes características relacionadas con la capacidad de adsorción-desorción del compuesto.

El tercer proceso considerado en este módulo es la variación de concentración de sustancia en el flujo de

escorrentía desde la capa de mezcla, calculado a partir del momento de inicio de la misma, mediante la ecuación:

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

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), [MT^{-3}] y β es un parámetro relacionado con la velocidad de disminución de los valores de concentración [T^{-1}].

3.2.2.- Cálculo de la carga de compuesto que aporta cada celda de la cuenca

A partir de los datos de concentración horaria en cada celda obtenidos en el módulo anterior, y junto con la escorrentía horaria producida en la misma por un determinado evento, se calcula la carga de compuesto que va a aportar dicha celda a la escorrentía.

3.2.3.- Cálculo de la concentración y carga de compuesto a la salida de la cuenca

Por último, se evaluará el aporte total en el punto de salida de la cuenca, para lo que es necesario determinar las celdas que aportarán carga a dicho punto en cada una de las horas, acumulando las cargas a partir de los tiempos de viaje de cada celda, entendido como el tiempo que tardaría el exceso de lluvia de una celda concreta en llegar desde la misma al punto de desagüe, con la carga asociada de sustancias (Aguilar, 2008).

3.3.-Parámetros de entrada al modelo

Los parámetros necesarios para la aplicación del modelo a la cuenca de estudio son: escorrentía horaria, parámetros intrínsecos del plaguicida concreto (α , β , kf y nf (ecuaciones 1 a 3)), volumen de la celda, densidad del suelo, cantidad de herbicida aplicado, fechas de aportes de las sustancias y tiempos de viaje.

Para la generación de la escorrentía horaria media en una celda se ha aplicado el modelo WiMMed (Herrero *et al.* 2009; Polo *et al.*, 2009; Egüen *et al.*, 2009) mediante el cual es posible la reconstrucción y simulación de series de caudales de forma distribuida en toda la cuenca de estudio, y en concreto para el interés de este trabajo, la simulación de la escorrentía superficial horaria media en el punto de salida de la cuenca (fig. 3), la escorrentía horaria en cada celda, y los tiempos de viaje de cada una de las celdas al punto final de la cuenca.

Los parámetros intrínsecos de los herbicidas se han ajustado a partir de las medidas de campo realizadas por Infraeco (2010) de cuatro muestras de suelo de la zona olivarera cercana al embalse del Víboras, sobre las que se ha determinado la capacidad de adsorción-desorción. Los valores ajustados se han validado a partir de la ecuación de Freundlich.

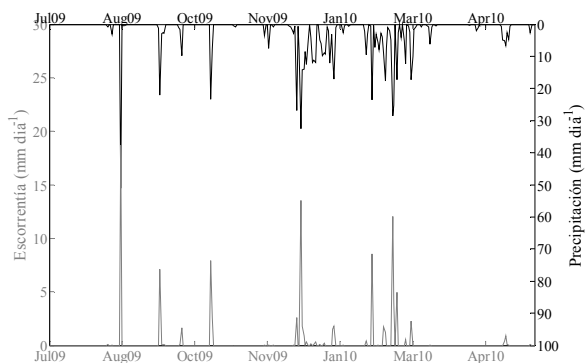


Fig. 3. Escorrentía y precipitación media de la cuenca vertiente al embalse simulada mediante el modelo WiMMed.

En cuanto a los datos de la fecha de aporte de los herbicidas y cantidad aplicada se han extrapolado los datos a partir de un estudio anterior en zonas de olivar, realizado por Galindo (2006), (tabla 3). Como se muestra en la tabla 3, se ha aplicado 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.

Tabla 3. Parámetros comunes a todos los plaguicidas

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 m ²	1200	20/11/2009	1.5 · 10 ⁻⁴ (28.5%)	0.05
		15/2/2010	3 · 10 ⁻⁵ (28.5%)	

4.- Resultados y discusión

Debido a la disponibilidad de los datos de concentración proporcionados por Infraeco (2010), y a la naturaleza del producto comercial aplicado, el estudio se ha centrado en los herbicidas diurón y terbutilazina, exponiéndose a continuación los resultados obtenidos.

4.1.- Diurón

Se ha llevado a cabo la calibración del modelo para el diurón, variando los parámetros intrínsecos del herbicida a partir de los valores de referencia obtenidos por Infraeco (2010) y de los ajustes realizados por otros autores (Wang y Keller, 2009), en un intervalo entre 3.8 y 4.6 del parámetro kf y entre 0.5 y 0.71 del parámetro nf. Los valores que mejor ajustaron la simulación a la carga estimada a partir de los datos medidos son los reflejados en la tabla 4.

Tabla 4. Parámetros del Diurón resultado de la calibración.

α (días)	kf	nf	β (min ⁻¹)
0.01088	4.6	0.585	0.04265

En la Fig. 4 se muestra la concentración de herbicida en el

agua de escorrentía resultado del primer módulo del modelo para el diurón, representado junto con la concentración medida y la precipitación diaria.

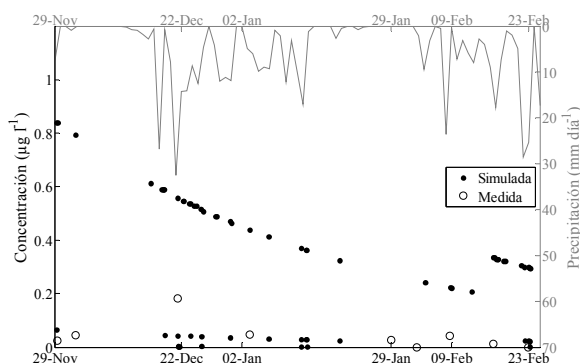


Fig 4. Concentración media simulada de Diurón en el agua de escorrentía, concentración medida y precipitación media de la cuenca.

En la Fig. 5 se muestra el aporte total de diurón en el punto de salida de la cuenca. Este punto coincide con la entrada al embalse del Víboras, de manera que se representan dichos valores junto con la carga real, resultado del cálculo de la concentración medida asociada al caudal de aportación al embalse. En la misma figura se ha representado la escorrentía simulada mediante WiMMed y utilizada por el modelo paramétrico.

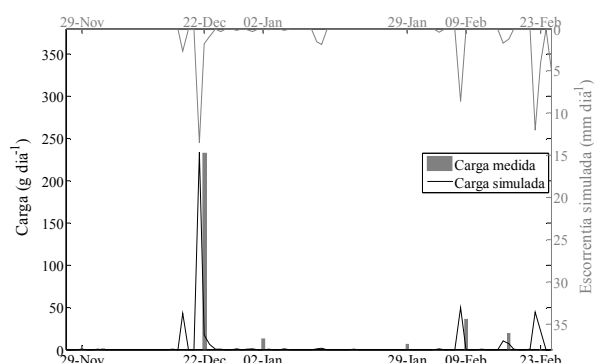


Fig 5. Carga de Diurón estimada a partir de los datos de concentración medidos junto a carga obtenida por aplicación del modelo, y escorrentía simulada.

4.2.- Terbutilazina

De la misma forma que para el diurón, se ha llevado a cabo la calibración para la terbutilazina, variando los parámetros en intervalos entre 2.1 y 2.4 del parámetro kf y entre 0.63 y 0.71 del parámetro nf. Los valores que mejor ajustaron la simulación a la carga estimada a partir de los datos medidos son los reflejados en la tabla 5.

Tabla 5. Parámetros del Diurón resultado de la calibración.

α (días)	kf	nf	β (min ⁻¹)
0.02804	2.1	0.632	0.03580

En la Fig. 6 se muestra la concentración de terbutilazina en el agua de escorrentía, junto con los datos de

concentración medidos y la precipitación diaria.

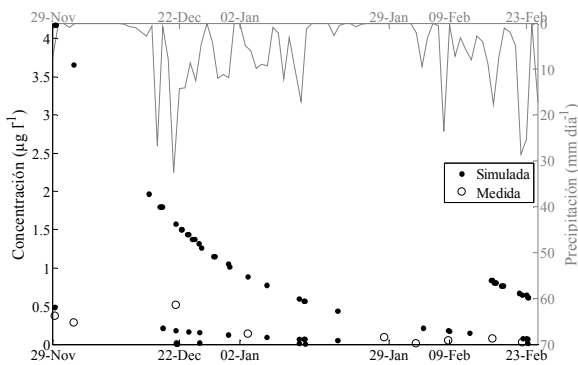


Fig 6. Concentración media simulada de Terbutilazina en el agua de escorrentía, concentración medida y precipitación media de la cuenca.

Por último, en la Fig. 7 se muestra el aporte total de terbutilazina a la salida de la cuenca, junto con la carga real y la escorrentía simulada utilizada por el modelo.

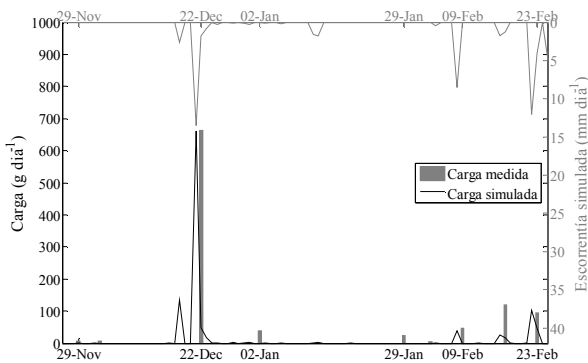


Fig 7. Carga de Terbutilazina estimada a partir de los datos de concentración medidos junto a carga obtenida por aplicación del modelo, y escorrentía simulada.

4.3.- Discusión

A la hora de interpretar las figuras se ha de tener en cuenta que el modelo trabaja a diferentes escalas temporales, debido a la propia naturaleza de los procesos, de manera que la cantidad de sustancia presente en el agua de escorrentía variará más rápidamente que en el suelo (Contreras *et al.*, 2009), por lo que el cálculo de la concentración en la escorrentía se realiza a escala de minutos, para ser promediada a escala horaria en el siguiente módulo del modelo con el fin de obtener la carga, ya que los valores de escorrentía disponibles se encuentran a esta última escala. Por ello, en las Figs. 4 y 6 se ha representado la serie de concentración media horaria en el flujo de escorrentía obtenida mediante la aplicación del modelo para el diurón y la terbutilazina respectivamente. Se puede apreciar una oscilación en los datos cuando el evento de escorrentía tiene una duración superior a una hora. Esto se debe al lavado del herbicida por el suelo, ya que al inicio del evento existe un equilibrio entre la capa de mezcla y el suelo, según hipótesis

de trabajo (Nofuentes y Polo, 2008), disminuyendo rápidamente la concentración en la escorrentía en las horas siguientes según el valor del parámetro β , que para ambas series es superior al parámetro relacionado con la velocidad de degradación en el suelo, α , y se define a escala diferente (días y minutos respectivamente). De esta manera, se observan valores de concentración en la primera hora de la escorrentía que se ajustan a la curva de degradación en el suelo, y que van seguidos por valores mucho más bajos de concentración en las horas consecutivas a la primera de escorrentía, en los casos en que la duración del evento es superior a una hora.

En las Figs. 4 y 6 se observa que para los dos herbicidas en estudio la tendencia en la concentración media en el flujo de escorrentía es la misma, con una mayor carga en noviembre, que corresponde con la primera aplicación del herbicida. A continuación la carga disminuye debido a la degradación del herbicida en el suelo, y en febrero se observa como aumenta ligeramente debido a la nueva aplicación, para ir disminuyendo nuevamente. En el caso de la terbutilazina, se observan mayores concentraciones, lo que corresponde con datos medidos en otras cuencas mediterráneas (Palma *et al.*, 2009). También destaca una degradación más acelerada para este herbicida, que coincide con la mayor magnitud del parámetro α de la terbutilazina con respecto al diurón. De esta manera, con la segunda aplicación en febrero, se observa un mayor aumento de la concentración en el flujo de escorrentía que el observado para el diurón.

En cuanto a la carga de herbicida en el punto de salida de la cuenca, a partir de las Figs. 5 y 7 se comprueba como los resultados obtenidos se ajustan a los datos medidos, siempre teniendo en cuenta la diferencia entre la escala diaria de la serie aportada por el modelo y la periodicidad mensual de la serie de datos medidos. Se puede observar una elevada carga de herbicida en el mes de diciembre, que coincide con la primera lluvia significativa después de la aplicación del herbicida. Esto se debe a que la concentración y disponibilidad de herbicida en el suelo se disipa con el tiempo por efecto de la degradación, como se observa en las Figs. 4 y 6, por lo que el tiempo en que se produce la lluvia con respecto a la aplicación es un factor crítico que afecta a la pérdida de herbicida por escorrentía (Leonard, 1990; Brown *et al.*, 1995). La siguiente aplicación de herbicida se realiza en febrero, donde se produce un nuevo aumento de la carga con la primera lluvia significativa, siendo menor en este caso al producirse en un período de lluvias de alta intensidad, en el que el lavado del herbicida en el suelo disminuye su concentración. Cabe destacar que para ambos herbicidas los órdenes de magnitud de los valores simulados y medidos coinciden cuando los aportes son elevados, mientras que no se alcanzan para cargas más pequeñas, como es el caso de los días 2 y 29 de enero.

Por otro lado, en la cuenca vertiente al embalse del río Víboras se localizan 4 acuíferos kársticos que aportan caudal base a la salida de la cuenca (Pérez-López *et al.*, 2005), y que debido a la permeabilidad de la zona,

transporta una carga de herbicida que no está representada en la escorrentía superficial utilizada para los cálculos. Por lo tanto, las cargas menores de herbicidas que se observan en los resultados simulados y que no se corresponden con las medidas pueden deberse a los aportes que provienen de dicho caudal.

En cuanto al desfase de un día existente entre los datos medidos y los simulados, se encuentra una explicación en que la toma de muestras se ha llevado a cabo a lo largo de dos días para cada fecha, por lo que se puede admitir un intervalo de ± 1 día de diferencia en la fecha de los datos medidos.

5.- Conclusiones

La calibración de los parámetros intrínsecos del herbicida a partir de datos de calidad de agua disponibles, mostró una alta sensibilidad a las constantes de adsorción-desorción (k_f y n_f), mediante la variación de las cuales se ha obtenido un alto grado de ajuste.

Ante estos resultados se ha de tener presente la dificultad para 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. Por otro lado, para el presente estudio se ha dispuesto de una serie de medidas de calidad con una periodicidad mayor a la que se suele encontrar en este tipo de estudios, y para un año excepcionalmente húmedo, lo que acentúa el valor de estos datos. Así, el modelo aplicado evalúa adecuadamente la transferencia de sustancias al flujo de escorrentía superficial, tanto la tendencia como la magnitud de la carga, por lo que su aplicación a una cuenca de olivar, donde la carga de plaguicida aportado por la cuenca está claramente definida, permitirá cuantificar la dinámica anual de aportes de los herbicidas usados en dichos cultivos. No obstante, a la vista de los resultados se puede concluir que para un estudio más completo se debería de disponer de una serie de datos de calidad con una periodicidad diaria, e incluso intradiaria para el periodo de lluvias.

El modelo reflejó el efecto del tiempo de aplicación respecto a la ocurrencia de lluvias significativas así como los procesos de degradación de sustancia en el suelo entre lluvias, quedando por tanto demostrada su aplicabilidad para cuantificar la calidad del agua de escorrentía superficial.

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.- Referencias

- Aguilar, C., 2008. Efectos de escala en procesos hidrológicos. Aplicación a la cuenca del río Guadalfeo (Granada). Tesis doctoral. Grupo de Hidrología e Hidráulica Agrícola. Universidad de Córdoba.
- Brown, C.D., Hodgkinson, R.A., Rose, D.A., Syers, J.K. & Wilcoxon, S.J., 1995. Movement of pesticides to surface waters from a heavy clay soil. *Pesticide Science*, 43, 131-140.
- Contreras, E., 2007. Transferencia de solutos al agua de escorrentía. *Monografías 2007, 1*. Grupo de Hidrología e Hidráulica Agrícola. Universidad de Córdoba, pp. 111.
- Contreras, E., Egüen, M., Nofuentes, M. y Polo, M.J., 2009. Modelo paramétrico distribuido de transferencia de sustancias al flujo de escorrentía superficial a escala de cuenca. *Estudios en la Zona No Saturada del Suelo, Vol. IX – ZNS'09*. 377-384. ISBN: 978-84-96736-83-2.
- Egüen, M., Aguilar, C., Polo, M.J., Moreno, I., Herrero, J., Millares, A. y Losada, M.A., 2009. WiMMed, a distributed physically-based watershed model (II): Application examples. *Environmental Hydraulics: Theoretical, Experimental & Computational Solutions*. CRC Press/Balkema. 229-232. ISBN 978-0-415-56697-1.
- 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, pp. 85.
- Herrero, J., Millares, A., Aguilar, C., Díaz, A., Losada, M.A. y Polo, M.J., 2009. WiMMed 1.0. Base teórica. Grupo de Dinámica Fluvial e Hidrología. Universidad de Córdoba. www.cuencaguadalfeo.com/publicaciones.html
- 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.
- Leonard, R.A., 1990. Movement of pesticides into surface. Cap. 9 303-350 en *Pesticide in the Soil environment. Process, Impacts and Modeling*. SSSA Book Series 2 Ed. H. H. Cheng.
- Nofuentes, M. y Polo, M.J. 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.
- Palma, P., Kuster, M., Alvarenga, P., Palma, V.L., Fernandes, R.M., Soares, A.M.V.M., López de Alda, M.J., Barceló, D. & Barbosa, I.R., 2009. Risk assessment of representative and priority pesticides, in surface water of the Alqueva reservoir (South of Portugal) using on-line solid phase extraction-liquid chromatography-tandem mass spectrometry. *Environmental International*, 35, 545-551.
- Pérez-López, R., Nieto, J.M. y Ruiz de Almodóvar, G., 2005. Mantenimiento hídrico de los cursos fluviales y uso conjunto de aguas superficiales y subterráneas. Aplicación al sistema de explotación Quiebrajano-Viboras (Jaén). *VI Simposio del Agua en Andalucía*. IGME, pp 797-798.
- Pignatello, J.J., Fernandez, F.J. & Huang, L.O., 1993. Elution of aged and freshly added herbicides from a soil. *Env. Sci. Technology*. 27, 1563-1571.
- Polo, M.J., Herrero, J., Aguilar, C., Millares, A., Moñino, A., Nieto, S. y Losada, M.A., 2009. WiMMed, a distributed physically-based watershed model (I): Description and validation. *Environmental Hydraulics: Theoretical, Experimental & Computational Solutions*. CRC Press/Balkema. pp. 225-228. ISBN: 978-84-0-415-56697-1.
- Rodríguez, J.A., 2009. Inferencia espacial de propiedades físico-químicas e hidráulicas de los suelos de Andalucía. *Estudios en la Zona No Saturada del Suelo, Vol. IX – ZNS'09*. 448-455. ISBN: 978-84-96736-83-2.
- Wang, P. & Keller, A.A., 2009. Sorption and desorption of atrazine and diuron onto water dispersible soil primary size atrazine. *Water Research*, 43, 1448-1465.