

## **SOCIEDAD CHILENA DE INGENIERÍA HIDRÁULICA**

### **XVII CONGRESO CHILENO DE HIDRÁULICA**

#### **MODELO MATEMÁTICO PARA LA ESTIMACIÓN DE LA PÉRDIDA DE PESTICIDAS POR ESCORRENTÍA UTILIZANDO UN SISTEMA DE INFORMACIÓN GEOGRÁFICA (SIG): APLICACIÓN EN UNA CUENCA AGROFORESTAL**

**HERNÁN ALCAYAGA S.<sup>1</sup>**  
**FRANCISCO ROMERO B.<sup>2</sup>**  
**PATRICK DEBELS B.<sup>3</sup>**

#### **RESUMEN**

Se presenta un modelo matemático de pérdida de pesticidas por escorrentía, el cual considera las interacciones más relevantes del pesticida con el ambiente y utiliza soluciones analíticas de la ecuación de continuidad y de transporte, con una aproximación de onda difusa. Los conceptos y las ecuaciones utilizados en el modelo son basados en los modelos WETSPA, EUROSEM y SWAT2000, pero toman en consideración las condiciones locales de disponibilidad de datos. El manejo de la información y la caracterización de los diversos parámetros de la cuenca se hacen en forma espacialmente distribuida por medio de un SIG. La determinación del uso del suelo se realizó a través de una clasificación supervisada de una imagen Landsat ETM+ para el área de estudio. La programación se hizo en ambiente Matlab considerando una integración de los datos al software ArcView 8.2. El modelo entrega flujos de pesticidas para la salida de la cuenca o para un punto en particular dentro de los cauces, tanto para el pesticida en fase disuelta como en fase absorbida. El modelo fue aplicado a la cuenca del Estero Quilmo (114 Km<sup>2</sup>), ubicada en el Valle Central de la Octava Región, para simular la presencia del pesticida Simazina en agua superficial durante eventos de precipitación en el año 2002. Los resultados del modelo fueron comparados con un set de datos experimentales, donde se observó una buena correspondencia entre las concentraciones observadas y las simuladas por el modelo.

---

<sup>1</sup> Investigador asociado, Centro EULA-Chile, Universidad de Concepción - mail: [halcayag@udec.cl](mailto:halcayag@udec.cl)

<sup>2</sup> Investigador asociado, Centro EULA-Chile, Universidad de Concepción - mail: [fromero@udec.cl](mailto:fromero@udec.cl)

<sup>3</sup> Investigador asociado, Centro EULA-Chile, Universidad de Concepción – mail: [pdebels@udec.cl](mailto:pdebels@udec.cl)



## 1. INTRODUCCIÓN

La escorrentía superficial es uno de varios mecanismos por los cuales los pesticidas pueden ser transportados desde la superficie del suelo y de la vegetación hasta los cuerpos de agua. La degradación y el arrastre por la corriente pueden constituir significantes pérdidas de pesticidas desde el suelo y desde el follaje (Von Rumker et al., 1975). A pesar que la escorrentía no es el único mecanismo de transporte, es muy importante desde el punto de vista de la conservación de los ecosistemas acuáticos. Estudios en terreno han indicado que la cantidad de pesticidas transportada por la escorrentía superficial es pequeña en comparación con las tasas de aplicación (Wauchoupe, 1978). Sin embargo, de todas formas, existe una importante posibilidad de contaminación de los ambientes acuáticos, razón por lo cuál la contaminación difusa por pesticidas debe ser estudiada (Caro et al., 1976).

En Chile, los procesos de contaminación asociados a los sistemas de producción agroforestal no han sido investigados exhaustivamente, aun cuando se han realizado diversos estudios para identificar y cuantificar la contaminación de las aguas (Alamos y Peralta, 1989; Lagos, 1990; González, 1993; Donoso et al., 1999; EULA, 1994-2004; ECOLAS, 2004). El informe sobre la Evaluación del Desempeño Ambiental de Chile (CEPAL, 2005) señala que el uso de nutrientes y pesticidas en Chile es muy superior al promedio de los países que forman la Organización de Cooperación y Desarrollo Económico (OCDE). Indica, además, que existe la necesidad urgente de luchar contra la contaminación difusa del agua que proviene de las fuentes agrícolas y forestales.

Los pesticidas y fertilizantes usados en la producción agroforestal son transportados desde el suelo hasta los cuerpos de agua por medio de una serie de complejos procesos, los cuales están influidos por múltiples factores del tipo: climático, geomorfológico y pedológico, por actividades antrópicas (manejo), y por las propiedades físicas y químicas de estos compuestos (Preti et al., 1993). Debido a la gran variación espacio-temporal que presentan las variables involucradas en la modelación de la contaminación difusa, resulta conveniente el uso de un SIG, ya que estos permiten integrar bases de datos con información espacial-temática-temporal con funcionalidades analíticas y cartográficas.

## 2. FORMULACIÓN DEL MODELO

La modelación del transporte de pesticidas por escorrentía involucra, en la mayoría de los casos, un enlace entre modelos de precipitación-escorrentía, erosión, y un modelo de transporte de pesticidas propiamente tal (López y Barra, 2000).

Existen actualmente diferentes modelos matemáticos para la modelación hidrológica y/o de contaminación difusa. Los modelos varían en sus exigencias de cantidad de datos de entrada, pero en muchos casos los principios fundamentales se apoyan en las mismas bases teóricas. Están basados en un balance de masa, donde se consideran todas las posibles interacciones del compuesto con el medio. El balance completo se realiza tomando en cuenta la pérdida de pesticida por: método de aplicación, volatilización, lavado, escorrentía, percolación y la degradación a la que está expuesto en los distintos compartimentos ambientales (agua, suelo, follaje, etc). Para el caso del transporte por escorrentía, se debe considerar el lavado desde el

follaje, la volatilización (desde la hoja o el suelo), la degradación en el medio (hoja o suelo), el transporte en fase líquida y sólida en la escorrentía, y el transporte en los cauces (el cual incluye volatilización, resuspensión y degradación, entre otras interacciones). Todos los fenómenos anteriormente nombrados se deben incluir en la evaluación hecha mediante un modelo de transporte de pesticidas cuando se considera que son relevantes para el destino final del compuesto, para el caso específico bajo estudio (Leonard et al., 1987).

A continuación, se entrega una descripción de las ecuaciones utilizadas en el desarrollo del modelo. Conceptualmente, el procedimiento seguido puede ser descrito de la siguiente manera: dentro del área de aplicación del pesticida y para cada paso de tiempo, se establece una distribución del pesticida entre las diferentes fases del ambiente (agua, suelo y vegetación); luego, para la misma área se calcula la cantidad de escorrentía y erosión generada, en conjunto con la cantidad de pesticida asociada (en fase líquida y en forma adsorbida), para finalmente rastrear el pesticida hasta la salida de la cuenca. En esta fase de desarrollo del modelo, para cada paso de tiempo se divide la masa total de pesticida a la salida de la cuenca por el caudal, de modo de obtener series de tiempo de las concentraciones en fase disuelta y adsorbida. La plena integración del módulo de pérdida de pesticidas dentro del modelo de precipitación-escorrentía Wetspa (De Smedt et al., 2000) está contemplada para un futuro trabajo.

### a) Aplicación del pesticida en el suelo, follaje y lavado desde las hojas

Estudios en terreno han mostrado que un porcentaje significativo de pesticida se pierde en su aplicación, no alcanzando a llegar al suelo o el follaje de las plantas, incluso cuando el viento es débil o inexistente. La eficiencia de aplicación  $ap_{ef}$  [-] es el parámetro que determina la pérdida del compuesto durante su aplicación. La cantidad de pesticida que llega a la superficie del suelo y al follaje de las plantas se determina por medio de la fracción de cobertura de suelo  $gc$  [-], la que está relacionada con el tipo de cobertura vegetal por medio del Índice de Área Foliar  $LAI$  [ $L^2/L^2$ ] (Neitsch et al., 2002). La porción de pesticida presente en el follaje de las plantas es susceptible a ser lavada durante un evento de precipitación. La fracción lavada es función de la superficie de la hoja, la morfología de la planta, la solubilidad del pesticida en agua, la polaridad de las moléculas de pesticida y finalmente la duración y la intensidad de la lluvia. Para aplicaciones prácticas, lo anterior suele ser considerado a través de un solo parámetro, denominado fracción de lavado  $fr_l$  [-]. Generalmente, se establece que el lavado ocurre cuando la cantidad de precipitación excede los 2,5 mm (Neitsch et al., 2002, adaptado de Leonard et al., 1987). Las ecuaciones que rigen los procesos descritos anteriormente son:

$$pest_{total} = ap_{ef} \cdot P_{aplic} \quad (1)$$

$$gc = \frac{1.99532 - erfc(1.333 \cdot LAI - 2)}{2.1} \quad (2)$$

$$pest_{suelo} = (1 - gc) \cdot pest_{total} \quad (3)$$

$$pest_{foliar} = gc \cdot pest_{total} \quad (4)$$

$$P_{f,l} = fr_l \cdot pest_{foliar} \quad (5)$$

siendo  $erfc$  el complemento de la función error [-],  $P_{aplic}$  la cantidad de pesticida aplicado,  $pest_{total}$  la cantidad de pesticida total presente en el suelo y en el follaje,  $pest_{suelo}$  la cantidad de pesticida

en el suelo,  $pest_{foliar}$  la cantidad de pesticida en el follaje y  $P_{f,l}$  la cantidad de pesticida lavado desde el follaje. Todas estas variables tienen dimensiones de  $[M/L^2]$ .

### b) Degradación en el suelo y en el follaje

En el caso de pesticidas aplicados sobre el suelo, el balance de masa se realiza en el primer centímetro de la superficie, la cual se considera como la capa activa para el transporte por escorrentía superficial (Donigian et al., 1977; Haith et al., 1980, Leonard y Wauchope, 1980; Li et al., 2003; Preti, 1993; Neitsch et al., 2002).

La concentración en el suelo o en el follaje sufre un decaimiento exponencial en el tiempo. Esta degradación gradual puede producirse por la exposición a la luz solar (fotodegradación), reacción del pesticida con químicos presentes en el suelo o en las hojas (degradación química), o por microorganismos (biodegradación) (Rao et al., 1988; Haith et al., 1980, 2001; Ritter, 2001; Li et al., 2003).

Si la primera precipitación ocurre  $t$  días después de la aplicación, la cantidad de pesticida disponible en la superficie del suelo y/o el follaje, al inicio del evento es:

$$P_{s,total} = pest_{suelo} \cdot e^{-a_s \cdot t} \quad (6)$$

$$P_{f,total} = pest_{follaje} \cdot e^{-a_f \cdot t} \quad (7)$$

donde  $P_{s,total}$  y  $P_{f,total}$  son las cantidades totales de pesticida que quedan en el suelo y en el follaje respectivamente, después de sufrir degradación  $[M/L^2]$ ,  $a_s$  y  $a_f$  son las tasas de decaimiento del pesticida para el suelo y para el follaje en  $[1/T]$ .

Las constantes  $a_s$  y  $a_f$  se relacionan directamente con el tiempo de vida medio  $T_{0.5}$  [T] del pesticida en el suelo (Wauchope et al., 1978; López y Barra, 2000; Li et al., 2003). El  $T_{0.5}$  se define como el tiempo requerido para que la concentración del pesticida sea un 50% de la inicial. A partir de esta definición y utilizando las ecuaciones (6) y (7) se pueden obtener las tasas de decaimiento para el follaje y el suelo, por medio de las siguientes expresiones:

$$a_s = \frac{\ln(2)}{T_{0.5s}} \quad (8)$$

$$a_f = \frac{\ln(2)}{T_{0.5f}} \quad (9)$$

donde  $T_{0.5s}$  y  $T_{0.5f}$  son los tiempos medios de vida para el pesticida en el suelo y en el follaje, respectivamente.

### c) Fase de distribución del pesticida

Cuando el pesticida está en el suelo, ya sea por lavado o por aplicación directa, la cantidad disponible para el transporte por escorrentía será  $P_{s,total}$ . El pesticida disponible para el transporte por escorrentía puede estar presente en dos fases, como lo muestra la ecuación (10): disuelto en el agua (fase líquida) y adsorbido a las partículas de suelo (fase sólida). La distribución del pesticida

entre estas fases está definida por el coeficiente de partición  $K_p$  [ $L^3/M$ ] del suelo para el pesticida. Este coeficiente es la razón entre la concentración en fase sólida o adsorbida y la concentración en solución o fase líquida en estado de equilibrio (Chapra, 1997).  $K_p$  es un indicador muy útil para predecir la preferencia de químico por el transporte disuelto o adsorbido, y para pronosticar de esta manera las posibles formas de contaminación.

$$P_{s,total} = A + D \quad (10)$$

siendo  $A$  y  $D$  las cantidades de pesticida adsorbido y disuelto [ $M/L^2$ ], el cual puede ser transportado por escorrentía superficial y/o percolación.

En la capa superficial del suelo, el porcentaje de pesticida que se encuentra en forma disuelta es función de (Haith et al., 1980, 2001): (a) la cantidad volumétrica de agua disponible en el suelo  $q_{av}$  [ $L/L$ ], la cual se define como la diferencia entre la capacidad de campo y el punto de marchitez permanente (Brady, 1974), (b) la densidad del suelo  $r$  [ $M/L^3$ ] y (c) el coeficiente de partición  $K_p$ , el cual depende directamente del contenido de materia orgánica en el suelo. Si la precipitación neta  $R_{neta}$  [ $L$ ] para un instante  $t$  es suficiente para alcanzar la capacidad volumétrica de agua  $q_{av}$  en el suelo, entonces la cantidad de pesticida disuelto en el suelo  $D$  y adsorbido  $A$  en ese instante  $t$  será igual a:

$$D_t = \left[ \frac{1}{1 + K_p r / q_{av}} \right] \cdot P_{s,total} \quad (11)$$

$$A_t = \left[ \frac{1}{1 + q_{av} / K_p r} \right] \cdot P_{s,total} \quad (12)$$

entendiéndose precipitación neta como la precipitación que llega a la superficie del suelo, es decir la que no es interceptada por el follaje de las plantas. Se calcula como:

$$R_{neta} = R_{total} \cdot (1 - C_{int}) \quad (13)$$

Donde  $R_{total}$  es la precipitación total [ $L$ ] y  $C_{int}$  es el coeficiente de intercepción [-], el cual depende del uso del suelo.

Estas ecuaciones definen el estado del pesticida en la capa superficial del suelo como función de las propiedades del suelo ( $q_{av}$ ;  $r$ ), del pesticida y su aplicación ( $pest_{follaje}$ ;  $pest_{suelo}$ ;  $a_s$ ;  $\alpha_f$ ;  $K_p$ ).

#### d) Pérdida de pesticida por escorrentía y erosión

El pesticida adherido al sedimento y transportado por escorrentía está relacionado directamente con la pérdida de suelo  $X_t$  [ $M/L^2$ ]. La pérdida de pesticida en fase sólida está dada por:

$$PX_t = C_{fase\_sólida} \cdot X_t \quad (14)$$

Siendo  $PX_t$  la pérdida de pesticida en fase sólida [ $M/L^2$ ]

La concentración en fase sólida es  $C_{fase\_sólida} = A/100q$  y se considera la ecuación (12) donde la cantidad de pesticida disponible en fase sólida es  $A_t = P_{s,total} / (1 + q_{av} / K_p r)$ . Finalmente, se tendrá que la pérdida de pesticida adsorbido será:

$$PX_t = \frac{1}{100r} \left[ \frac{P_{s,total}}{1 + q_{av} / K_p r} \right] X_t \quad (15)$$

La determinación de la pérdida de pesticida disuelto en la escorrentía,  $PQ_t$  [M/L<sup>2</sup>], es algo más complejo. La masa total de pesticida disuelto estará distribuida entre el volumen de agua de percolación, el volumen de escorrentía, y una cantidad residual de agua (igual a  $q_{av}$ ) que quedará en la capa superficial después de la tormenta.

Para efectos de la modelación, se considera que (1) al inicio de la tormenta la superficie del suelo está seca (sólo el primer centímetro), que (2) los primeros pulsos de lluvia no generarán ni percolación ni escorrentía ya que servirán para rellenar los poros del suelo hasta alcanzar la saturación, y que (3) sólo a partir del momento  $t$  en que el contenido de humedad del suelo iguale a la saturación  $q_{sat}$  puede comenzar el transporte de pesticidas desde la capa superficial del suelo.

Una de las imposiciones del modelo es el hecho que se considere que la escorrentía superficial y la percolación comiencen al mismo tiempo, esto es, cuando se alcance la saturación. Otra aproximación es que siempre al comienzo de un evento la superficie del suelo estará seca (considerando que ha pasado más de un día sin lluvia). A pesar que esto en la realidad no siempre suceda, se puede considerar aceptable ya que se trata sólo del primer centímetro de suelo.

En el momento  $t$ , la escorrentía, percolación y el volumen de agua disponible en el suelo quedan dados por  $Q_t$  [L<sup>3</sup>/T],  $(R_{neta} - Q_t)$  y  $q_{av}$  respectivamente. La pérdida de pesticida en forma disuelta por medio de la escorrentía se puede calcular entonces mediante la siguiente ecuación:

$$PQ_t = \left( \frac{Q_t}{R_{neta,t} + q_{av}} \right) \cdot D_t \quad (16)$$

Según la ecuación (11), el valor de  $D_t = P_{s,total} / (1 + k_p \cdot r / q_{av})$ , así la pérdida de pesticida en solución será:

$$PQ_t = \left[ \frac{P_{s,total} / (1 + k_p \cdot r / q_{av})}{R_{neta,t} + q_{av}} \right] Q_t \quad (17)$$

La cantidad que será transportada por percolación es:

$$PL_t = \left( \frac{R_{neta,t} - Q_t}{R_{neta,t} + q_{av}} \right) \cdot D_t \quad (18)$$

De igual forma, según la ecuación (11) la ecuación anterior se describe como:

$$PL_t = \left( \frac{P_{s,total} / (1 + k_p \cdot r / q_{av})}{R_{neta,t} + q_{av}} \right) \cdot (R_{neta,t} - Q_t) \quad (19)$$

Realizando un balance de masa, el pesticida total que quedará en la capa superficial del suelo (primer centímetro) después del paso de tiempo  $t$  está dado por:

$$P_{s,total(t+1)} = P_{s,total(t)} \cdot e^{-a_s \cdot \frac{1}{24}} + \Delta P_t - PX_t - PL_t - PQ_t \quad (20)$$

Donde  $P_{s,total(t+1)}$  es la cantidad de pesticida disponible en la capa superficial del suelo al inicio del paso de tiempo  $(t+1)$  y  $DP_t$  es la cantidad de pesticida adicionado considerando una segunda aplicación el tiempo  $t$  en  $[M/L^2]$

Para el cálculo de la esorrentía generada en cada celda,  $Q_t$ , se considera la siguiente relación:

$$Q_t = C_{esc} \cdot R_{neta} \quad (21)$$

Siendo  $Q_t$  la esorrentía generada en cada píxel en el paso de tiempo  $t$  [L] y  $C_{esc}$  el coeficiente de esorrentía para cada píxel [-], el cual es función del uso del suelo, tipo de suelo y pendientes del terreno (Yongbo, 1999).

El valor de  $X_t$  se calculó por medio de las ecuaciones utilizadas en el modelo EUROSEM (Morgan et al., 1998). Actualmente, el modelo sólo considera el desprendimiento por impacto de las gotas de lluvia, mediante la siguiente ecuación:

$$X_t = k \cdot KE(DT)_t \cdot R_{total} \cdot e^{-bH} \cdot (1 - CV) + k \cdot KE(DL)_t \cdot R_{total} \cdot e^{-bH} \cdot (CV) \quad (22)$$

donde el primer término corresponde al desprendimiento por las gotas de lluvia que impactan directamente en el suelo, el segundo término corresponde a las gotas interceptadas por la vegetación y que posteriormente caen al suelo. Se considera que el tamaño medio del diámetro de estas gotas es cercano a 4.8 (mm), para cualquier tipo de planta (Brandt, 1990).

En la ecuación anterior,  $KE(DT)$  es la energía cinética de la lluvia que cae directamente sobre el suelo  $[M/(L \cdot T)]$ .  $KE(LD)$  es la energía cinética de las gotas de lluvias que han sido interceptadas por el follaje y que después caen al suelo en  $[M/(L \cdot T)]$ ,  $k$  es la susceptibilidad del suelo al desprendimiento  $[T^2/L^2]$  (factor de erodabilidad del suelo del modelo USLE-RUSLE; Wischmeier y Smith, 1978; Renard et al., 1997).  $H$  es la profundidad de la lámina de agua sobre el terreno [L],  $CV$  es el porcentaje de cobertura vegetal y  $b$  es un coeficiente calibrado experimentalmente por Morgan et al. (1998).

$KE(DT)$  se relaciona directamente con la intensidad de la lluvia y  $KE(LD)$  con la altura efectiva del dosel de la planta por medio de las siguientes ecuaciones (Brandt, 1990):

$$KE(DT) = 8.95 + (8.44 \cdot \log Ri) \quad (23)$$

$$KE(LD) = 15.8 \cdot \sqrt{PH} - 5.87 \quad (24)$$

donde  $Ri$  es la intensidad de la precipitación  $[L/T]$  y  $PH$  es la altura efectiva del dosel [L].

#### e) Rastreo desde cada píxel hacia la salida de la cuenca del pesticida disuelto y adsorbido

Dos pasos son considerados en la modelación del rastreo de los pesticidas desde cada celda hasta la salida de la cuenca. El primero corresponde al pesticida en solución que viaja disuelto en el agua, y el segundo al pesticida adsorbido que viaja adherido a los sedimentos.



### e.1) Rastreo del pesticida en fase disuelta

Para el rastreo del pesticida disuelto se utilizó una metodología basada en la aproximación de la onda difusa del tipo parabólica:

$$\frac{\partial(C_d Q)}{\partial t} = D_d(x) \frac{\partial^2(C_d Q)}{\partial x^2} - c_d(x) \frac{\partial(C_d Q)}{\partial x} \quad (25)$$

Siendo  $Q$  el caudal generado en cada celda [ $L^3/T$ ],  $C_d$  es la concentración de pesticida disuelto a la salida de la cuenca [ $M/L^3$ ],  $D_d$  es el coeficiente de dispersión de la onda para el transporte en fase disuelta [ $L^2/T$ ],  $c_d$  es la celeridad de la onda para el transporte en fase disuelta [ $L/T$ ],  $x$  es la distancia a lo largo de la trayectoria del flujo [ $L$ ] y  $t$  el tiempo [ $T$ ].  $c_d$  y  $D_d$  dependen de la velocidad del escurrimiento, la cual se puede calcular mediante la ecuación de Manning. Una solución analítica propuesta por De Smedt y Debels (2002, comunicación personal), similar a la utilizada en el modelo Wetspa (De Smedt et al., 2000) para el rastreo de la escorrentía, fue implementada para resolver la ecuación (25). Los parámetros  $c_d$  y  $D_d$  se calculan por medio de las ecuaciones (26) propuesta por Henderson (1966) y la ecuación (27), descrita por Strum (2001).

$$c_d = \frac{5}{3} V \quad (26)$$

$$D_d = \frac{VR}{2i} \quad (27)$$

donde  $V$  es la velocidad local de escurrimiento, determinada para cada píxel que forma parte de la trayectoria de flujo entre el punto de origen de la escorrentía, y la salida de la cuenca [ $L/T$ ]. La trayectoria de flujo se determina mediante el Sistema de Información Geográfica, en base a un Modelo de Elevación Digital (DEM). Otros parámetros locales utilizados en los cálculos son:  $R$ , el radio hidráulico [ $L$ ] e  $i$ , la pendiente local del terreno [-].

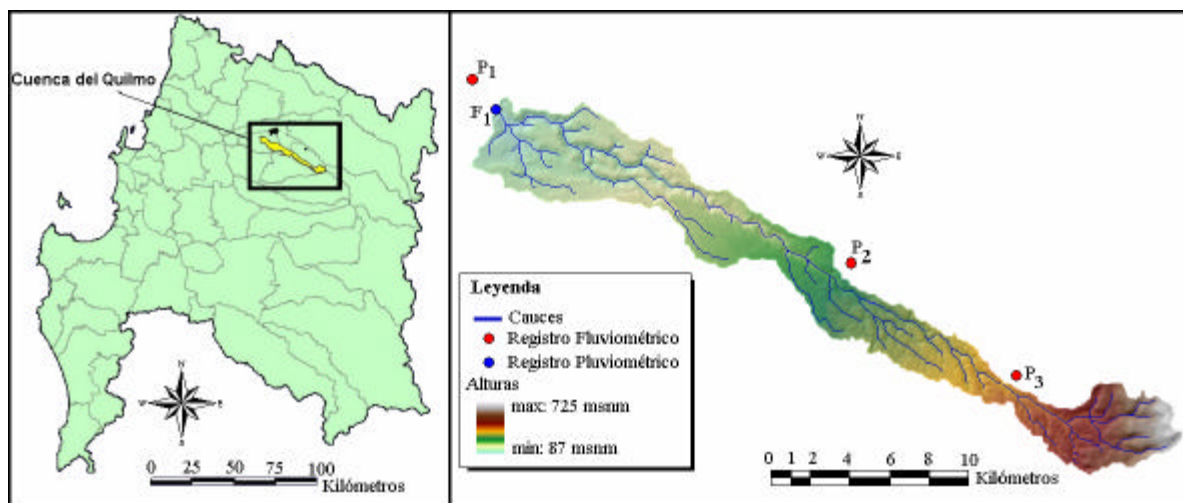
### e.2) Rastreo del pesticida en fase adsorbida

Para el rastreo del pesticida adsorbido, se usó la misma aproximación de la onda difusa del tipo parabólica, agregando además una componente de pérdida por decantación (De Smedt y Debels, 2002, comunicación personal) basada en la Ley de Stokes.

## 3. APLICACIÓN DEL MODELO

El modelo fue aplicado en la Cuenca del Estero Quilmo, ubicada en el Valle Central de la VIIIª Región. Se trata de una subcuenca del Río Chillán, con una superficie de 114 km<sup>2</sup> aproximadamente. Tiene un régimen exclusivamente pluvial y no existen importantes prácticas de riego. El relieve es caracterizado por pendientes leves, con una máxima del 25%. Existe una clara separación espacial entre la parte agrícola y forestal: la mitad inferior de la cuenca presenta suelos franco arcillosos y es ocupada por plantaciones forestales, mientras que la mitad superior

tiene suelos franco limosos y es destinada principalmente al cultivo de cereales. La Figura 1 muestra la ubicación de la cuenca junto con un Modelo de Elevación Digital (DEM) obtenido de curvas de nivel equidistantes cada 2.5 (m), sus cauces principales extraídos desde el DEM y las estaciones de registro fluviométrico (F1) y pluviométrico (P<sub>1</sub>-P<sub>2</sub>-P<sub>3</sub>).



**Figura 1. Ubicación de la cuenca del Estero Quilmo, disposición de pluviómetros, limnímetros y DEM**

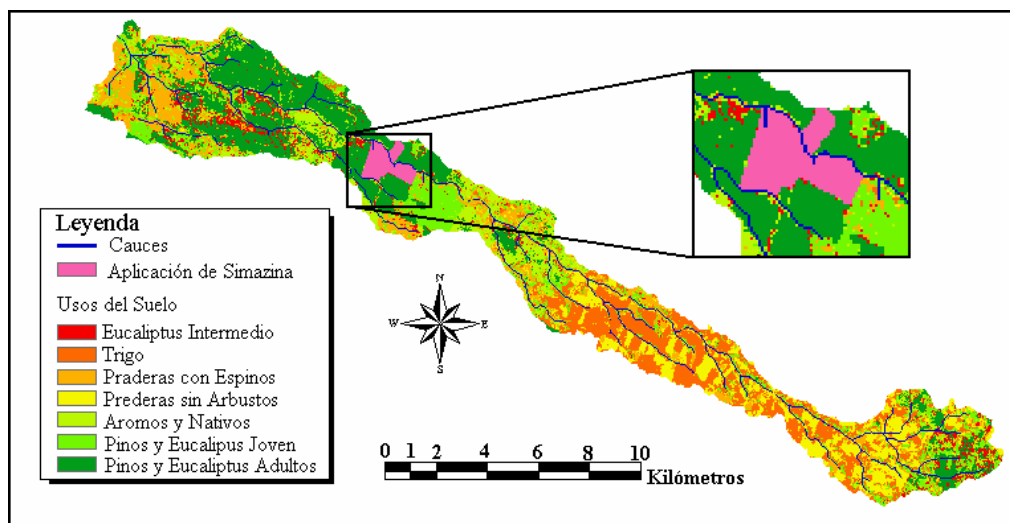
La cuenca fue instrumentalizada con un limnómetro, ubicado en el punto F1 (Figura 1). Además, se dispuso de tres pluviómetros, por medio de los cuales se constató un pronunciado gradiente orográfico, donde se apreció que el agua caída en la zona baja de la cuenca fue casi la mitad que para la cabecera de esta. En el caso del monitoreo de pesticidas, dado que el estudio se centra en el análisis de la variabilidad temporal de las concentraciones bajo efecto de las crecidas, una serie de muestras discretas fueron tomadas bajo diferentes condiciones de caudal (tanto durante crecidas como entre crecidas). Los análisis de pesticidas se realizaron en el Laboratorio de Química Ambiental del Centro-EULA, donde fueron detectadas las concentraciones de Simazina en la estación F<sub>1</sub>, utilizadas en el presente estudio.

El escenario simulado fue de una aplicación de Simazina a un predio forestal con pinos jóvenes de un año de edad aproximadamente. La superficie de aplicación correspondió a 209 ha. La cantidad aplicada fue de 2,5 kg/ha, y la fecha de aplicación fue el día 27 de Julio del año 2002. Este escenario se planteó después de un análisis de: i) la ubicación geográfica de plantaciones recién establecidas, ii) las tasas clásicas de aplicación en el sector forestal y iii) la periodicidad de las lluvias durante el invierno del 2002. La ubicación del predio forestal dentro de la cuenca y el uso del suelo, obtenido a partir de una imagen Landsat ETM+, por medio de clasificaciones supervisadas, se muestran en la Figura 2.

### 3.1 Resultados de la modelación

Para la discretización de la cuenca se utilizaron capas temáticas SIG en formato Raster. La grilla utilizada consistió de celdas de 50 x 50 m, donde cada celda tenía un valor característico del parámetro que se está representando (aproximación distribuida).

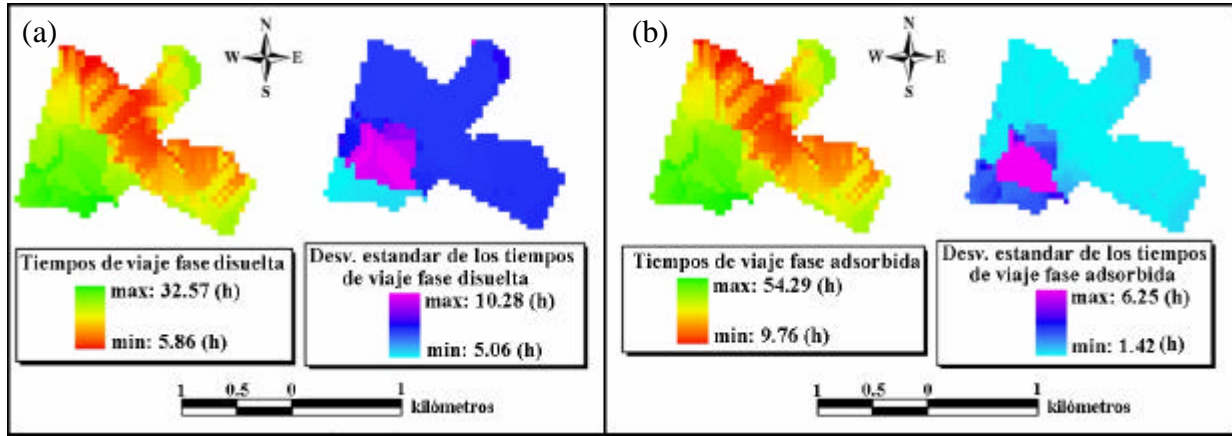
A partir de las capas tipo de suelo, uso del suelo y el DEM de la cuenca, se generaron nuevas capas temáticas de: (a) pendientes del terreno, y (b) coeficientes de Manning, los cuales fueron asignados para el flujo dentro de los cauces según Orden de Strahler, y para flujo en laderas según uso del suelo, (c) Coeficientes de escorrentía y (d) Velocidad del Flujo calculada por medio de la ecuación de Manning. Los valores para (b) y (c) en función de las características locales del terreno y su cálculo se realizó según lo descrito por Yongbo (1999).



**Figura 2: Área de aplicación del pesticida Simazina y Usos del Suelo en la cuenca**

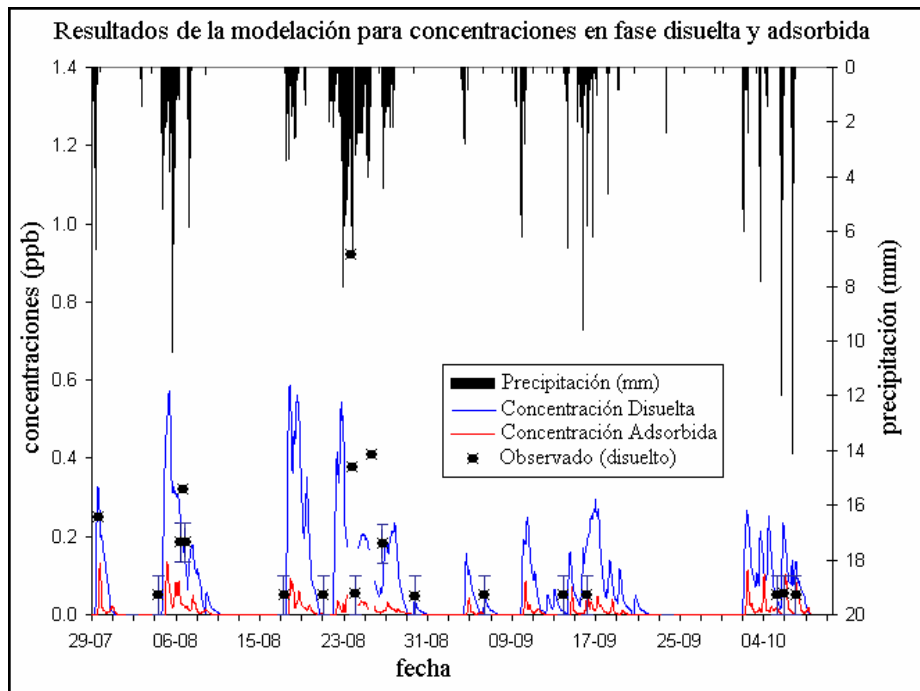
Las capas temáticas de los tiempos de viaje desde cada celda hasta la salida de la cuenca y los coeficientes de pérdida para la zona de aplicación de Simazina fueron obtenidas por medio de la integración por diferencias finitas a lo largo de la trayectoria del flujo a través de las funcionalidades Flowaccumulation y Flowlength del software SIG ArcView. Estos resultados se muestran en las Figuras 3a y 3b, donde se pueden observar patrones similares en la distribución espacial de los tiempos de viaje para el pesticida disuelto y adsorbido; aun cuando existe una diferencia en los valores absolutos de los tiempos de viaje para ambas fases. Esto se debe a que el pesticida disuelto viaja con el agua y el adsorbido va adherido a las partículas de sedimento que tienen una velocidad menor que la del agua.

El modelo entrega flujos máxicos del pesticida a la salida de la cuenca. Estos valores deben ser divididos por el caudal, para obtener unidades de concentración. Las concentraciones reproducidas por el modelo en fase disuelta y adsorbida para la salida de la cuenca se muestran a continuación en la Figura 4, en conjunto con los valores registrados experimentalmente (sólo fase disuelta) para el mismo período. No se pudo encontrar trazas de pesticida en fase adsorbida debido a que estas concentraciones, si existían, eran muy pequeñas, tanto que la sensibilidad del cromatógrafo no permitía su detección.



**Figura 3a y 3b: Tiempo medio de viaje y su desviación estándar para el pesticida disuelto y adsorbido**

Las concentraciones detectadas en las muestras de agua tienen asociado un error sistemático derivado del tipo de análisis cromatográfico, y que es función de la concentración. Los valores correspondientes a la concentración media y su error, se presentan en la Figura 4.



**Figura 4: Flujos de pesticidas reproducidos por el modelo para fase disuelta y adsorbida, concentraciones disueltas observadas y precipitación del pluviómetro P<sub>2</sub>.**

La Figura 4 muestra que, en general, el modelo reproduce bien el orden de magnitud de las concentraciones, con excepción del evento extremo del 23 de Agosto. El tiempo de viaje para el pesticida disuelto y adsorbido es bien modelado, esto fue también observado al correr el modelo precipitación–escorrentía WetSpa (Campos, 2005) y el modelo de erosión (Romero, 2003), para la cuenca. Se cuantificó que el transporte de Simazina se realiza principalmente en fase disuelta (88.9 %), lo que coincide con lo observado en la literatura, donde el transporte en fase disuelta, según Leonard et al. (1987), correspondería desde un 83 a 99% del transporte total para las

Triazinas. Para determinar cuantitativamente la calidad de la modelación se calculó en forma preliminar el Error Cuadrático Medio (RMSE) y el Error Absoluto Medio (MAE) los que resultaron ser 0.089 ppb y 0.040 ppb respectivamente. No obstante, se debe señalar que en esta instancia estos valores sólo pueden ser vistos como una indicación preliminar de la calidad de la modelación, al considerar que la cantidad de puntos experimentales es baja.

#### 4. CONCLUSIONES Y COMENTARIOS

Se presentó un modelo relativamente simple de aplicar, en comparación con otros modelos existentes, los cuales requieren una gran cantidad de datos de entrada que no siempre están disponibles. El modelo presenta una gran flexibilidad debido a que puede ser aplicado a escala de cuenca, subcuenca o de parcela. Además, si es necesario se pueden incorporar prácticas de manejo, eg. franjas de vegetación ribereña.

Los resultados obtenidos mediante este trabajo indicaron que el modelo tiene el potencial de transformarse en una herramienta efectiva para la estimación de concentraciones de pesticidas en escorrentía superficial: los valores encontrados en literatura y los experimentalmente determinados coinciden bastante bien con las concentraciones modeladas. Sin embargo, se recomienda realizar validaciones adicionales, a través de otros estudios experimentales.

Producto de un análisis de sensibilidad resultó que los parámetros más influyentes en los resultados de la modelación fueron la densidad del suelo e indirectamente el coeficiente de partición (que es función del contenido de materia orgánica), los cuales presentan, en general, una variación espacial pronunciada. Por esta razón la utilización de un SIG resultó ser muy conveniente.

En general, los monitoreos operacionales de calidad de agua suelen realizarse aplicando intervalos de tiempo regulares en la definición de las fechas para un monitoreo. Sin embargo, al proceder de esta forma, no se considera los momentos de mayor probabilidad de presencia de pesticidas. Como las concentraciones de pesticidas en escorrentía son altamente variables (tanto en cuanto a su magnitud, como con respecto a la duración de su presencia), estos monitoreos periódicos por si solos no permiten generar una imagen completa del riesgo de contaminación ambiental asociado al uso de estos compuestos químicos. En este sentido, la aplicación de modelos predictivos que sirvan para evaluar la potencial carga de pesticidas durante momentos no monitoreados pueden ayudar a: (a) generar una mejor visión sobre el grado de contaminación potencial; (b) ver cuáles son los compuestos que presentan mayor riesgo, para las diferentes fases ambientales; (c) mejorar el diseño de los programas de monitoreo (optimización de recursos). Lo anterior, a su vez, facilitaría la toma de las medidas más adecuadas para controlar este tipo de contaminación difusa.

A pesar de que, en general, la contaminación de aguas superficiales está fuertemente afectada por cargas puntuales, se espera que en el futuro, el progresivo tratamiento de las fuentes puntuales atenúe en cierta medida la contaminación proveniente de estas fuentes. De esta manera, las fuentes de contaminación difusa tendrían un impacto mayor sobre futuras líneas de investigación.

## REFERENCIAS

- Alamos y Peralta. 1989. Contaminación de aguas naturales: I etapa. Dirección General de Aguas, Ministerio de Obras Públicas.
- Brady, N. 1974. The nature and properties of soils. Octava edición. MacMillan Publication. Co., New York.
- Brandt, C. 1990. Simulation of the size distribution and erosivity of raindrop and throughfall drops. *Earth Surface Processes and Landforms*, 15, 687-698.
- Campos A. 2005, Modelo hidrológico integrado a un Sistema de Información Geográfica para una cuenca agroforestal de la VIII Región.
- Caro, J., B. Stewart, D. Woolhiser, W. Wischmeier. 1976. Pesticide in agricultural runoff, Vol. II. EPA-600/2-72-026b, USEPA, Washington, D.C.
- CEPAL, Comisión Económica para América Latina y el Caribe y Organización de Cooperación y Desarrollo Económicos (OCDE) 2005. Evaluaciones del Desempeño Ambiental: Chile 2005.
- Chapra, S. 1997. *Surface Water-Quality Modeling*. Cap: Mass-transfer mechanisms sorption and volatilization. McGraw-Hill Inc., New York, pp:715-729.
- De Smedt F, Yongbo L, Gebremeskel S. 2000. Hydrologic modelling on a catchment scale using GIS and remote sensed land-use information. In *Risk Analysis II*, Brebbia CA (ed). WTI press, Southmpton, Boston; 295-304.
- De Smedt F. and Debels P. 2002. Solución analítica para las ecuación de transporte de contaminantes y sedimentos para la aproximación de onda difusa. Comunicación Personal.
- Donigian, A., Beyerlein Jr., D., Davis, H. y Crawford, N. 1977. Agricultural Runoff Management (ARM) model version II: refinement and testing. EPA 600/3-77-098. Environmental Research Laboratory, U.S. EPA, Athens, G.A.
- Donoso, G., Cancino, J. y Magri, A. 1999. Effects of agricultural activities on the water pollution with nitrates and pesticides in the central valley of Chile. *Wat. Sci. Tech.* 39(3):49-60.
- ECOLAS (Environmental Consultancy and Assistance) 2004. Monitoring campaign for pesticides in the Biobío Region. Documentación del Seminario: Programa para el uso eficiente de pesticidas en la Región del Biobío. CONAMA-Biobío.
- EULA 2004. Programa de Monitoreo de la Calidad del Agua del Sistema Río Biobío (1994-2004). Centro EULA – Chile, Universidad de Concepción.
- González, S. 1993. Contaminación de aguas en Chile con Nitratos y residuos de plaguicidas. En: *Prevención de la contaminación del agua por la agricultura y actividades afines*. FAO, Santiago, Chile.

Haith, D. 1980. A Mathematical Model for Estimating Pesticide Losses in Runoff. *Journal Environment Quality*. Vol. 9, N° 3, pp: 428-433.

Haith, D. 2001. TurfPQ, A pesticide Runoff Model for Turf. *J. Environ. Qual.* 30:1033-1039

Henderson, F. 1966. *Open channel flow*. McMillan, New York, p. 522.

Lagos, G. 1990. Evaluación estados de las aguas del río Aconcagua por acción de origen minero Centro de investigación y planificación del medio Ambiente. Santiago, Chile.

Leonard, R., Knisel, W. y Still, D. 1987. GLEAMS: Groundwater loading effects of agricultural management systems. *Trans. ASAE* 30:1403-1418.

Leonard, R. y Wauchope R. 1980. The pesticide submodel. Cap. 5, En Knisel W. (ed) CREAMS: A field scale model for chemicals, runoff and erosion from agricultural management system. U.S. Dept. Agr. Conservation Res. Rep, 26, p88-112.

Li, YR, Huang, G., Li, YF., Struger, J. y Fischer J. 2003b. A Pesticide Runoff Model for simulating runoff losses pesticides from agricultural lands. *Water Sci. Technol.* 47: 33-40.

López, A. y Barra, R. 2000. Modelación Teórica del transporte de Plaguicidas desde un Predio Agrícola en la Cuenca del Río Chillán. *Revista de la sociedad de Ingeniería Hidráulica*.

Morgan, R., Quinton, J., Smith R., Govers, G., Poesen J., Auerwald K., Chisci G., Torri D., Styczen M.E., Folly A. 1998. The European soil erosion model (EUROSEM): documentation and guide. Silsoe College, Cranfield University.

Neitsh, S., Arnolds, J., Kiniry, J, Srinivasan, R. y Williams J. 2002. Soil and Water Assessment Tool User`s Manual Version 2000. TWRI Repert TR-192. Texas Water Resources Intitute, College Station, TX.

Preti, F. 1993. Distributed Modeling of Agrcultural Nonpoint Pollution at the Basin or Watershed scale: A case study for a hill zone in center Italy.

Rao, M., Hornsby, A. y Nesheim, N. 1988. Regulation of pesticide use. Soil Science Fact Sheet SL53, University of Florida Gainesville, FL.

Renard, K.G., G.R. Foster, G.A. Weesies, D.K. McCool, and D.C. Yoder. 1997. Predicting soil erosion by water: A guide to conservation planning with Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). USDA Agric. Handb. 703. U.S. Gov. Print. Office, Washington, DC

Ritter, W. y Shirmohammadi, A. 2001. *Agricultural Non-Point Source Pollution*, Lewis Publishers, New York: pp: 111-133.

Romero F. 2003. Modelo de Erosión para la Cuenca del Estero Quilmo Basado en un Sistema de Información Geográfica (SIG). Memoria para optar al título de Ingeniero Civil, Facultad de Ingeniería, Departamento de Ingeniería Civil, Universidad de Concepción.

Strum, T. 2001. Open Channel Hydraulics, McGraw-Hill series in the water resources and environment engineering, New York. pp: 354

Von Rumker, R., Kelso, G., Horay, F. y Lawrence. 1975. A study of the efficiency of the use of pesticides in agriculture. EPA-9/75-025. USEPA, Washington, D.C.

Wauchope, R. 1978. The pesticide content of surface water draining from agricultural fields – A review. J. Environ. Qual. 7: 459-472.

Wischmeier, W. y Smith, D. 1978. Predicting rainfall erosion losses: A guide to conservation planning. U.S. Department Agriculture, Agriculture Handbook N° 537.

Yongbo L. 1999. GIS-based spatial distributed hydrological modeling of the Barebeek catchment. Master Thesis. IUPWARE, Vrije Universiteit Brussel.