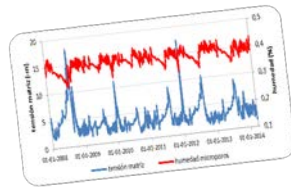


**CARACTERIZACIÓN Y MODELACIÓN DEL TRANSPORTE PREFERENCIAL
DE PLAGUICIDAS ORGANOFOSFORADOS EN SUELOS PRODUCTIVOS
BAJO RIEGO. APLICACIÓN AL DISTRITO COLONIA CENTENARIO,
PATAGONIA ARGENTINA**

TESIS DOCTORAL



$$C \frac{\partial \psi}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(K \left(\frac{\partial \psi}{\partial z} + 1 \right) \right) - \sum S_i$$

$$C \frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(K \left(\frac{\partial \theta}{\partial z} + 1 \right) \right) - \sum S_i'$$

$$C \frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(K \left(\frac{\partial \theta}{\partial z} + 1 \right) \right) - \sum S_i'$$

Autor

Ana Cecilia Dufilho

Directores

Silvia Falco Giaccaglia

Eduardo Cassiraga





UNIVERSITAT
POLITÈCNICA
DE VALÈNCIA

CARACTERIZACIÓN Y MODELACIÓN DEL TRANSPORTE PREFERENCIAL DE
PLAGUICIDAS ORGANOFOSFORADOS EN SUELOS PRODUCTIVOS BAJO
RIEGO. APLICACIÓN AL DISTRITO COLONIA CENTENARIO, PATAGONIA
ARGENTINA

TESIS DOCTORAL

Autor

Ana Cecilia Dufilho

Directores

Silvia Falco Giaccaglia

Eduardo Cassiraga

Universitat Politècnica de València
Departamento de Ingeniería Hidráulica y Medio Ambiente

Diciembre de 2015

A PIETOU Y CHARLES,

mis padres

“un pequeño reconocimiento en un mar de gratitudes”

AGRADECIMIENTOS

Quizás esta sea la parte que más disfruto en escribir pero que más difícil me resulta, por el temor de omitir o no poder expresar, el significado –en términos de sensaciones y sentimientos- que tiene para mí haber concretado esta tesis.

La disfruto pues significa que el trabajo ha concluido, porque el esfuerzo de compatibilizarla con las jornadas laborales y los aspectos domésticos en un mundo complicado, ha dado sus frutos, de los cuales me siento completamente satisfecha, como persona y como docente.

También disfruto porque me permite recordar todo el proceso, las tareas de campo, el momento de preparación de las muestras, las charlas en los tiempos de espera mientras cronometrábamos ensayos. Las frustraciones, las ansiedades y las alegrías que nos embargaban pensando en el futuro.

Pero creo que más disfruto este espacio porque me permite recordar las personas, los amigos, los compañeros y los afectos que en el día a día, ante la presencia de desánimos, ante los obstáculos propios de estos desafíos, estuvieron presentes. Un poco de tristeza me embarga también al recordar los que no están, pero que fueron motor y guía para no perder el camino.

No caben dudas entonces, que quienes me permitieron atravesar el proceso, ordenar ideas y datos, y llegar, son mis directores los doctores Silvia Falco y Eduardo Cassiraga. A ellos mi principal agradecimiento, porque pudieron además entender mis tiempos y mis premuras.

A los Evaluadores, mi especial agradecimiento a M. Blarasin y a J. Velez Upegui por su valoración generosa del aporte de la tesis y a S. Reinchenberger por la revisión del modelado y las observaciones acerca de los parámetros.

De fundamental importancia fueron los datos de campo, sin ellos nada hubiera podido realizar. Obtenerlos fue gracias a la disposición generosa de productores de la zona y a los que me acompañaron en las jornadas de campo, en el trabajo duro de los muestreos y ensayos: Sebastián, Andrés, Vanesa, Pablo y Manuel, mi hijo.

Procesar las muestras, entender su química, fue posible con la colaboración de las compañeras del Laboratorio de Química y Medio Ambiente de la Universidad Nacional del Comahue. Mi agradecimiento a ellas.

Mi gratitud a los amigos y las amigas que me alentaron, a mis hermanas y hermanos que soportaron cierto grado de ausencia por largo tiempo, a Alexandra que me acompaña con su generosidad e inteligencia, a Manuel.

Todos ellos saben que estoy sinceramente agradecida por lo que me han aportado desde el conocimiento, los afectos y la luz.

RESUMEN

En esta tesis doctoral se analiza el transporte y destino de los plaguicidas organofosforados -metil azinfos y clorpirifós- en suelos productivos del valle del Río Neuquén en la Patagonia Argentina. La región es de clima árido por lo que la producción frutícola tradicional se realiza bajo riego por gravedad. Los suelos presentes en la llanura aluvial son aridisoles con texturas predominantes desde franca arenosa a franca arcillosa.

Metodológicamente, la tesis se basó en dos instancias, una de campo y otra de procesamiento de datos e información en gabinete, realizadas durante un período de unos 7 años. En una transecta perpendicular al eje del valle se seleccionaron sitios con suelos dominantes donde se realizaron calicatas para la descripción de los horizontes presentes en el perfil. Se extrajeron muestras para determinar en laboratorio la composición textural y la curva de tensión humedad. Ensayos de campo con colorante FD&C Blue N°1 aplicando láminas de riego semejantes a las utilizadas en la producción, permitieron describir los mecanismos de flujo preferencial presentes en los horizontes A y B del suelo. Mediante análisis de componentes principales se agruparon los cuatro suelos seleccionados a priori, en dos grupos con diferentes características hidráulicas y texturales.

Los estudios de campo y de laboratorio realizados junto con información bibliográfica, permitieron parametrizar el programa MACRO de flujo y transporte en un medio de porosidad dual (microporos y macroporos). La calibración se realizó con datos de nivel freático y con datos de concentración de metil azinfos medidos en los horizontes del suelo, mientras que la validación se efectuó con clorpirifós determinados en las mismas muestras que metil azinfos.

La modelación de la dinámica de metil azinfos y clorpirifós en el perfil de ambos tipos de suelos, permitió corroborar la existencia de flujo preferencial como mecanismo que ocurre en pequeños intervalos de tiempo y que facilita el ingreso de los plaguicidas hacia el subsuelo. La migración preferencial se produce principalmente a través de bioporos, de estructuras que forman los agregados del suelo y de heterogeneidades - como límites entre horizontes- en ambos tipos de suelos. En el suelo franco arcilloso se produce además a través de grietas de desecación. La dinámica del transporte preferencial está vinculada a las condiciones de borde: el riego en la superficie y la oscilación del nivel freático en la base del perfil. El transporte de los plaguicidas a través

de los microporos del suelo, se realiza con flujo más lento, en equilibrio, que posibilita la retención y degradación de los solutos en las capas superficiales.

Se analizó la incertidumbre en la predicción de la lixiviación de plaguicidas al acuífero mediante análisis de sensibilidad de 35 parámetros del modelo. Además de la sensibilidad del modelo a los parámetros hidráulicos del suelo y los geoquímicos de los plaguicidas, se comprueba la importancia de la lámina de riego que se transforma en la principal fuente de incertidumbre en la estimación en ambos tipos de suelos y sustancias.

Para disminuir la lixiviación hacia el acuífero libre subyacente, se simularon alternativas de manejo productivo siendo la incorporación de materia orgánica la que se presenta como la mejor alternativa.

Por último, conscientes de la complejidad del fenómeno estudiado y su modelación, se señalan los aspectos más relevantes que permitirían mejorar la aplicación de MACRO para estudiar el impacto de la lixiviación de plaguicidas en los sistemas productivos del valle. La parametrización del modelo para los tipos de suelos presentes en la región, facilitaría la utilización de esta herramienta tanto a escala del perfil como de cuenca. La implementación del modelo parametrizado con Sistemas de Información Geográfica permitirá clasificar el área productiva en zonas de susceptibilidad a la contaminación del acuífero libre por la aplicación de plaguicidas.

RESUM

En esta tesi doctoral s'analitza el transport i destí dels plaguicides organofosforats -metil azinfos i clorpirifós- en sòls productius de la vall del Riu Neuquén en la Patagònia Argentina. La regió és de clima àrid pel que la producció frutícola tradicional es realitza baix reg per gravetat. Els sòls presents en la plana al•luvial són aridisols amb textures predominants des de franca arenosa a franca argilosa.

Metodològicament, la tesi es va basar en dos instàncies, una de camp i una altra de processament de dades i informació en gabinet, realitzades durant un període d'uns 7 anys. En un transecte perpendicular a l'eix de la vall es van seleccionar llocs amb sòls dominants on es van realitzar sondatges per a la descripció dels horitzons presents en el perfil. Es van extraure mostres per a determinar en laboratori la composició textural i la corba de tensió humitat. Assajos de camp amb colorant FD&C Blue N °1 aplicant làmines de reg semblants a les utilitzades en la producció, van permetre descriure els mecanismes de flux preferencial presents en els horitzons A i B del sòl. Per mitjà d'anàlisi de components principals es van agrupar els quatre sòls seleccionats a priori, en dos grups amb diferents característiques hidràuliques i texturals.

Els estudis de camp i de laboratori realitzats junt amb informació bibliogràfica, van permetre parametritzar el programa MACRO de flux i transport en un mitjà de porositat dual (microporus i macroporus) . El calibratge es va realitzar amb dades de nivell freàtic i amb dades de concentració de metil azinfos mesurats en els horitzons del sòl, mentre que la validació es va efectuar amb clorpirifós determinats en les mateixes mostres que metil azinfos.

La modelació de la dinàmica de metil azinfos i clorpirifós en el perfil d'ambdós tipus de sòls, va permetre corroborar l'existència de flux preferencial com a mecanisme que ocorre en xicotets intervals de temps i que facilita l'ingrés dels plaguicides cap al subsòl. La migració preferencial es produeix principalment a través de bioporus, d'estructures que formen els agregats del sòl i d'heterogeneïtats -com límits entre horitzons- en ambdós tipus de sòls. En el sòl franc argilós es produeix a més a través de clavills de dessecació. La dinàmica del transport preferencial està vinculada a les condicions de contorno: el reg en la superfície i l'oscil•lació del nivell freàtic en la base del perfil. El transport dels plaguicides a través dels microporus del sòl, es realitza amb flux més lent, en equilibri, que possibilita la retenció i degradació dels soluts en les capes superficials.

Es va analitzar la incertesa en la predicció de la lixiviació de plaguicides a l'aqüífer per mitjà d'anàlisi de sensibilitat de 35 paràmetres del model. A més de la sensibilitat del model als paràmetres hidràulics del sòl i els geoquímics dels plaguicides, es comprova la importància de la làmina de reg que es transforma en la principal font d'incertesa en l'estimació en ambdós tipus de sòls i substàncies.

Per a disminuir la lixiviació cap a l'aqüífer lliure subjacent, es van simular alternatives de gestió productiva sent la incorporació de matèria orgànica la que es presenta com la millor alternativa.

Finalment, conscients de la complexitat del fenomen estudiat i la seua modelació, s'assenyalen els aspectes més rellevants que permetrien millorar l'aplicació de MACRO per a estudiar l'impacte de la lixiviació de plaguicides en els sistemes productius de la vall. La parametrització del model per als tipus de sòls presents en la regió, facilitaria la utilització d'esta ferramenta tant a escala del perfil com de conca. La implementació del model parametritzat amb Sistemes d'Informació Geogràfica permetrà classificar l'àrea productiva en zones de susceptibilitat a la contaminació de l'aqüífer lliure per l'aplicació de plaguicides.

ABSTRACT

In this thesis, transport and fate of organophosphate pesticides - azinphos-methyl and chlorpyrifos- in productive soils from the valley of the Neuquén River in the Patagonia Argentina are analysed. Climate of the region is arid, so traditional fruit production is under flood irrigation. The soils in the floodplain are predominant Aridisols with textures from sandy loam to clay loam.

Methodologically, the thesis was based on: field experiments and data and information processing conducted over a period of about 7 years. Dominant soil sites were selected in a transect perpendicular to the axis of the valley. In each place, pits were performed in order to describe horizons present in the profile. Samples were collected to determine textural composition and water retention curve in laboratory. Field experiments were done with the dye tracer FD & C Blue N°. 1, applying water depth similar to those used in the production irrigation, to describe the mechanisms of preferential flow present in A and B horizons of soil. Through principal component analysis, the selected four sites were grouped in two types with different hydraulic and textural characteristics.

Field studies and laboratory tests along with bibliographic information allowed the parametrization of the dual-permeability model MACRO. Calibration was done with groundwater level data and azinphos-methyl concentration data measured in the soil horizons, while validation was performed with chlorpyrifos determined in the same samples as azinphos-methyl.

The modelling of the dynamics of azinphos-methyl and chlorpyrifos in the profiles of both types of soil corroborated the existence of preferential flow as a mechanism that occurs in short time intervals and facilitates the entry of pesticides into the soil. The preferential migration occurs mainly through biopores, structures that form soil aggregates and heterogeneities- such as boundaries between horizons- in both types of soil. In the clay loam soil, preferential migration is also produced through desiccation cracks. Boundary conditions, surface irrigation and water table swing at the base of the profile, link the dynamic of preferential transport. Pesticides transport through the soil micropores is performed with a slower flow, in balance, enabling retention and degradation of the solutes in the surface layers.

Uncertainty in predicting pesticide leaching into the aquifer was analysed by sensitivity analysis of the 35 model parameters. In addition to the sensitivity of the model to the

soil hydraulic and geochemical pesticides parameters, the irrigation depth is the main source of uncertainty in estimating both types of soil and substances.

Productive management alternatives were simulated to reduce leaching into the underlying unconfined aquifer. Among these, the incorporation of organic matter was the best alternative.

Finally, aware of the complexity of the phenomenon studied and its modelling, the most relevant aspects that would improve the application of MACRO to study the impact of pesticides leaching in the valley production systems are cited. The model parameterization for the types of soil present in the region facilitates the use of this tool both at the profile and basin scale. The implementation of the parameterized model with GIS will be able to classify the productive area in pollution sensitive areas of unconfined aquifer by the application of pesticides.

INDICE GENERAL

AGRADECIMIENTOS	V
RESUMEN	VII
RESUM	IX
ABSTRACT	XI
INDICE GENERAL	XIII
INDICE DE FIGURAS.....	XVII
INDICE DE TABLAS	XXI
GLOSARIO.....	XXIII
1. INTRODUCCIÓN	1
1.1. OBJETIVOS	3
1.2. ESTRUCTURA DE LA TESIS	3
2. FLUJO Y TRANSPORTE PREFERENCIAL EN MEDIOS POROSOS NO SATURADOS	5
2.1. EL FLUJO PREFERENCIAL.....	5
2.2. MECANISMOS Y TIPOS DE FLUJO PREFERENCIAL	7
2.3. MODELOS CONCEPTUALES	8
2.3.1. Flujo en medio poroso no saturado.....	10
2.3.2. Transporte de solutos.....	12
2.3.3. Transferencia de masa entre macroporos y microporos.....	12
2.4. COMPLEJIDAD Y APLICABILIDAD DE LOS MODELOS.....	13
2.5. PARAMETRIZACIÓN DE LOS MODELOS	16
2.6. ENSAYOS DE CAMPO	17
3. EL SECTOR AGRÍCOLA EN EL VALLE INFERIOR DEL RÍO NEUQUÉN.....	23
3.1. CARACTERÍSTICAS REGIONALES	23
3.2. LA LLANURA ALUVIAL DEL RÍO NEUQUÉN	25
3.3. ACTIVIDADES AGRÍCOLAS EN EL DISTRITO DE RIEGO COLONIA CENTENARIO.....	27
3.3.1. Sistema productivo	27
3.3.2. Control de plagas.....	28
4. MODELADO DEL FLUJO Y TRANSPORTE PREFERENCIAL	31
4.1. MODELO MACRO DE POROSIDAD DUAL.....	31
4.1.1. Bases conceptuales del modelo.....	31

4.1.2	Variables conductoras	33
4.1.3	Flujo del agua en el suelo	34
4.1.4	Transporte de solutos	42
4.1.5	Temperatura del suelo.....	45
4.1.6	Impacto de las prácticas agrícolas sobre las propiedades de los suelos.....	46
4.2	PARÁMETROS DEL MODELO.....	49
4.3	PARÁMETROS RELEVANTES EN LOS RESULTADOS DEL MODELO	51
4.3.1	Parámetros de la curva de retención.....	52
4.3.2.	Propiedades hidráulicas.....	54
4.3.3.	Longitud de difusión efectiva.....	55
4.3.4.	Factor de tortuosidad en macroporos	58
4.3.5.	Propiedades de los plaguicidas.....	58
4.3.6.	Fracción para sitios de sorción.....	58
4.3.7.	Dispersividad	59
4.3.8.	Impacto de las condiciones iniciales sobre los resultados	60
4.4.	CALIBRACIÓN	60
4.5.	VALIDACIÓN	62
4.6.	ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD	63
5.	APLICACIÓN DEL MODELO.....	67
5.1.	CARACTERIZACIÓN DEL ÁREA DE ESTUDIO	67
5.1.1.	Selección de sitios.....	67
5.1.2.	Clima.....	68
5.1.3.	Suelos.....	69
5.1.4.	Riego	79
5.1.5.	Aplicación de plaguicidas.....	79
5.2.	CLASIFICACIÓN DE SITIOS MEDIANTE ANÁLISIS MULTIVARIADO DE PARÁMETROS HIDRÁULICOS	80
5.2.1.	Características principales de los tipos de suelos	82
5.3.	DISEÑO DEL MODELO	83
5.3.1.	Discretización del perfil	83
5.3.2.	Condiciones de borde e iniciales.....	83
5.3.3.	Parametrización del modelo.....	84
5.4.	RESULTADOS DE LA CALIBRACIÓN DEL MODELO	96
5.4.1.	Balance hidrológico	96
5.4.2.	Niveles freáticos	97

5.4.3.	Metil azinfos en el suelo	99
5.5.	VALIDACIÓN	103
5.5.1.	Clorpirifós en suelo	103
5.5.2.	Propiedades químicas de clorpirifós	104
5.5.3.	Resultados de la validación	106
5.6.	ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD	109
6.	RESULTADOS DE LA SIMULACIÓN	115
6.1.	BALANCE DE MASAS	115
6.1.1.	Balance hidrológico	115
6.1.2.	Balance de solutos	119
6.2.	DINÁMICA DEL AGUA EN EL PERFIL	124
6.2.1.	Absorción de agua en raíces	124
6.2.2.	Humedad en el suelo	125
6.2.3.	Tensión del agua en el suelo	130
6.2.4.	Movimiento del agua	133
6.3.	DINÁMICA DE LOS PLAGUICIDAS EN EL PERFIL DEL SUELO	138
6.3.1.	Concentración de plaguicidas	138
6.3.2.	Movimiento de plaguicidas	146
6.4.	ALTERNATIVAS PARA DISMINUIR LA LIXIVIACIÓN AL ACUÍFERO	151
6.4.1.	Planteo de alternativas	151
6.4.2.	Escenario de lixiviación más desfavorable	154
6.4.3.	Impacto de las alternativas sobre el lixiviado al acuífero	155
7.	CONCLUSIONES	157
	EXISTENCIA DE FLUJO PREFERENCIAL	157
	MODELACIÓN DEL TRANSPORTE DE PLAGUICIDAS Y SU INCERTIDUMBRE	158
	DINÁMICA DEL FLUJO PREFERENCIAL DE AGUA Y PLAGUICIDAS EN EL SUELO	159
	LIXIVIACIÓN DE PLAGUICIDAS AL ACUÍFERO	159
	ALTERNATIVAS PARA DISMINUIR LA LIXIVIACIÓN	160
	LÍNEAS DE INVESTIGACIÓN FUTURAS	160
	REFERENCIAS	163
	ANEXOS	

INDICE DE FIGURAS

- Figura 1.1. Modelos conceptuales de equilibrio y de flujo preferencial de agua y de solutos.
- Figura 3.1. Ubicación del área de estudio en la Patagonia Argentina.
- Figura 3.2. Isobatas medias anuales.
- Figura 3.3. Producción de peras y manzanas en espaldera con riego por gravedad en melgas.
- Figura 3.4. Carpocapsa - *Cydia pomonella* (L).
- Figura 3.5. Pulverización de plaguicidas en frutales.
- Figura 4.1. Representación esquemática de los procesos simulados en MACRO.
- Figura 4.2. Función de retención de agua en el suelo de van Genuchten modificada.
- Figura 4.3. Esquema de la curva de retención modificada por labranza con el mismo valor de humedad residual y del parámetro n .
- Figura 4.4. Influencia de los parámetros α (a), n (b) y m (c) del modelo de van Genuchten.
- Figura 4.5. Curva de retención medida en agregados con y sin revestimiento.
- Figura 4.6. Efecto de la longitud de difusión efectiva sobre el contenido de humedad (izquierda) y efecto sobre la percolación acumulada a 1m de profundidad (derecha).
- Figura 4.7. Efecto sobre la curva de avance a 1m de profundidad de un trazador aplicado el día 90 ($d = \text{ASCALE}$) (izquierda) y efecto sobre el soluto total lixiviado para un plaguicida no conservativo (derecha).
- Figura 4.8. Curvas de avance a tres saturaciones relativas S_w (normalizada por el área total bajo condiciones de saturación).
- Figura 4.9. Resultados del análisis de sensibilidad de MACRO para predecir lixiviación de plaguicidas.
- Figura 5.1. Localización de sitios estudiados y freáticos en el área con distintos usos del suelo.
- Figura 5.2. Precipitación diaria en el periodo 1 de enero 2008 a 31 de marzo 2014.
- Figura 5.3. Unidades geomorfológicas principales con localización de calicatas.
- Figura 5.4. Curvas tensión humedad.
- Figura 5.5. Estructuras observadas en el suelo.
- Figura 5.6. Procedimiento secuencial del ensayo de colorimetría.
- Figura 5.7. Ensayo de colorimetría en el sitio 98 y en el sitio 497. Perfil vertical e imagen del perfil elaborado con técnica de Análisis de Componentes Principales de ArcGIS.
- Figura 5.8. Zonas con flujo preferencial en los sitios 98 (horizonte B) y 497 (horizonte Bw).

- Figura 5.9. Análisis ACP para el horizonte A en las 4 parcelas.
- Figura 5.10. Análisis ACP para el horizonte B (y Bw) en las 4 parcelas.
- Figura 5.11. Curva tensión humedad cerca de la saturación para el suelo Tipo 1 y Tipo 2.
- Figura 5.12. Profundidades freáticas simuladas-observadas en suelo Tipo 1.
- Figura 5.13. Profundidades freáticas simuladas-observadas en suelo Tipo 2.
- Figura 5.14. Concentración de metil azinfos simulado y observado en horizontes del suelo Tipo 1.
- Figura 5.15. Concentración de metil azinfos simulado y observado en horizontes del suelo Tipo 2.
- Figura 5.16. Concentración de clorpirifós simulado y observado en horizontes del suelo Tipo 1.
- Figura 5.17. Concentración de clorpirifós simulado y observado en horizontes del suelo Tipo 2.
- Figura 5.18. Índice *MAROV* de sensibilidad de 15 parámetros del modelo en suelo Tipo 1, para metil azinfos y clorpirifós.
- Figura 5.19. Índice *MAROV* de sensibilidad de 15 parámetros del modelo en suelo Tipo 2, para metil azinfos y clorpirifós.
- Figura 6.1. Balance de agua.
- Figura 6.2. Percolación de agua al acuífero libre.
- Figura 6.3. Lixiviación de plaguicidas al acuífero libre en suelo Tipo 1.
- Figura 6.4. Lixiviación de plaguicidas al acuífero libre en suelo Tipo 2.
- Figura 6.5. Absorción de agua por las raíces a diferentes profundidades del suelo.
- Figura 6.6. Variación temporal de la humedad en los horizontes del perfil de los suelos Tipo 1 y Tipo 2.
- Figura 6.7. Variación temporal del almacenamiento en micro y macroporos del perfil de los suelos Tipo 1 y Tipo 2.
- Figura 6.8. Variación de la humedad (total, microporos y macroporos) en el perfil de los suelos Tipo 1 y Tipo 2, para condición de menor humedad en la capa superior (a), promedio (b) y máxima (c).
- Figura 6.9. Variación de la tensión matriz en relación al contenido de humedad en microporos del suelo.
- Figura 6.10. Variación de la tensión matriz en el perfil en relación al riego y el nivel freático.
- Figura 6.11. Tensión matriz a tres profundidades de los suelos Tipo 1 y Tipo 2 en relación a la precipitación neta y la profundidad freática.
- Figura 6.12. Distribución de la infiltración total entre micro y macroporos de los suelos Tipo 1 y Tipo 2.
- Figura 6.13. Flujos en microporos y macroporos en el perfil Tipo 1 después de un riego (2 septiembre 2009). Nivel freático a 1.51 m.

- Figura 6.14. Flujo en macroporos en suelo Tipo 1 (89-93 cm de profundidad) y en Tipo 2 (90-95 cm).
- Figura 6.15. Relación del flujo en macroporos a 1.5 m de profundidad con la saturación en la base del perfil Tipo 1.
- Figura 6.16. Flujo en microporos y macroporos en el perfil Tipo 2 después de un riego (día 29-ene-08). Nivel freático a 1.78 m.
- Figura 6.17. Almacenamiento total de metil azinfos y de clorpirifós acumulado en el perfil del suelo Tipo 1 y en suelo Tipo 2.
- Figura 6.18. Distribución de metil azinfos y de clorpirifós en micro y macroporos, fase líquida y sólida, en suelo Tipo 1.
- Figura 6.19. Distribución de metil azinfos y de clorpirifós en micro y macroporos, fase líquida y sólida, en suelo Tipo 2.
- Figura 6.20. Concentración de metil azinfos y clorpirifós en el perfil de suelos Tipo 1 y Tipo 2, luego de una aplicación de plaguicida.
- Figura 6.21. Variación temporal del almacenamiento de metil azinfos en el perfil Tipo 1.
- Figura 6.22. Variación temporal del almacenamiento de metil azinfos en el perfil Tipo 2.
- Figura 6.23. Tasa de infiltración de metil azinfos en micro y macroporos de Tipo 1.
- Figura 6.24. Flujo de agua y de solutos en macroporos a 1 m de profundidad en suelo Tipo 1.
- Figura 6.25. Flujo de agua y de solutos en macroporos a 1 m de profundidad en suelo Tipo 2.
- Figura 6.26. Flujo de agua y solutos en microporos a 1 m de profundidad en suelo Tipo 1.
- Figura 6.27. Flujo de agua y solutos en microporos a 1 m de profundidad en suelo Tipo 2.
- Figura 6.28. Diferencias entre el estado actual y el escenario más desfavorable (en relación a la fecha de riego y fumigación).
- Figura 6.29. Impacto de las alternativas simuladas sobre la lixiviación de plaguicidas al acuífero, en relación al escenario más desfavorable.

INDICE DE TABLAS

- Tabla 3.1. Organofosforados aplicados y tiempo de carencia.
- Tabla 4.1. Procesos de flujo y transporte en MACRO.
- Tabla 5.1. Ubicación de sitios seleccionados.
- Tabla 5.2. Estaciones agrometeorológicas.
- Tabla 5.3. Precipitación anual en el Alto Valle.
- Tabla 5.4. Perfil del suelo en parcela 98.
- Tabla 5.5. Perfil del suelo en parcela 100.
- Tabla 5.6. Perfil del suelo en parcela 149.
- Tabla 5.7. Perfil del suelo en parcela 497.
- Tabla 5.8. Sistema de riego en las parcelas.
- Tabla 5.9. Dosis promedio aplicadas de metil azinfos y de clorpirifós.
- Tabla 5.10. Tipos de suelos agrupados según propiedades del horizonte A y B.
- Tabla 5.11. Discretización espacial del perfil.
- Tabla 5.12. Condiciones de contorno e iniciales calibrados.
- Tabla 5.13. Parámetros de sitio calibrados.
- Tabla 5.14. Parámetros de cultivo calibrados.
- Tabla 5.15. Parámetros de riego calibrados.
- Tabla 5.16. Parámetros hidráulicos del suelo Tipo 1 estimados con programa RETC.
- Tabla 5.17. Parámetros hidráulicos del suelo Tipo 2 estimados con programa RETC.
- Tabla 5.18. Conductividad hidráulica saturada en microporos KSM obtenidos con programa SWC.
- Tabla 5.19. Parámetros físicos e hidráulicos calibrados.
- Tabla 5.20. Propiedades químicas de metil azinfos.
- Tabla 5.21. Valores promedio de degradación de metil azinfos en agua y en suelo.
- Tabla 5.22. Parámetros geoquímicos calibrados.
- Tabla 5.23. Parámetros de transporte calibrados.
- Tabla 5.24. Balance hidrológico del período simulado.
- Tabla 5.25. Concentraciones observadas de metil azinfos ($\mu\text{g}/\text{kg}$) en horizontes del suelo.
- Tabla 5.26. Parámetros de aplicación de clorpirifós.
- Tabla 5.27. Concentraciones observadas de clorpirifós ($\mu\text{g}/\text{kg}$) en horizontes del suelo.

- Tabla 5.28. Propiedades químicas de clorpirifós.
- Tabla 5.29. Valores promedio de degradación de clorpirifós en agua y en suelo.
- Tabla 5.30. Parámetros geoquímicos de clorpirifós.
- Tabla 5.31. Parámetros de transporte de clorpirifós.
- Tabla 5.32. Síntesis de valores *MAROV* para 38 parámetros de *MACRO 5.2*.
- Tabla 6.1. Balance hidrológico del período simulado.
- Tabla 6.2. Variación del almacenamiento de agua en el perfil durante el período simulado.
- Tabla 6.3. Percolación en microporos y en macroporos.
- Tabla 6.4. Balance de solutos del período simulado.
- Tabla 6.5. Variación de solutos en el perfil (microporos y macroporos en medio líquido y en sólido).
- Tabla 6.6. Parámetros en la Alternativa 2 (duplicar contenido de carbono orgánico).
- Tabla 6.7. Lixiviado al acuífero en las condiciones actuales y en el escenario más desfavorable.
- Tabla 6.8. Lixiviación al acuífero para las alternativas simuladas.

GLOSARIO

Símbolos

A_f	factor de forma (L^{-2})
A_{ne}	cantidad de soluto adsorbido cinéticamente por unidad de volumen de suelo (ML^{-2})
c	concentración de solutos en la fase líquida (ML^{-3})
c_g	concentración de soluto en el agua subterránea (ML^{-3})
c_{ma}	concentración de solutos en macroporos (ML^{-3})
c_{mi}	concentración de solutos en microporos (ML^{-3})
c'	concentración de solutos en macroporos o microporos (ML^{-3})
C	capacidad diferencial de agua (L^{-1})
CO	carbono orgánico (%)
C_h	capacidad de calor volumétrico ($JL^{-3} \text{ } ^\circ C^{-1}$)
C_{ma}	capacidad de contener agua de macroporos (L^3L^{-3})
d	longitud de difusión efectiva (L)
D	coeficiente de dispersión (L^2T^{-1})
D_e	coeficiente de difusión efectiva (L^2T^{-1})
D_o	coeficiente de difusión en acuífero libre (L^2T^{-1})
D_v	dispersividad (L)
D_W	difusividad efectiva del agua (L^2T^{-1})
$D_{\theta b}$	difusividad del agua en microporos saturados (L^2T^{-1})
$D_{\theta mi}$	difusividad del agua en microporos (L^2T^{-1})
e_{ma}	macroporosidad (L^3L^{-3})
e_{mi}^t	microporosidad después del laboreo (L^3L^{-3})
$e_{mi(labrado)}$	microporosidad inmediatamente después del laboreo (L^3L^{-3})
e_s	valor mínimo de macroporosidad en suelo hinchado (L^3L^{-3})
E	filtración potencial en la zona saturada (L^3T^{-1})
E_a	transpiración actual (LT^{-1})

Glosario

E_s	evaporación desde el suelo (L^2T^{-1})
f	fracción de sitios de sorción en macroporos (-)
f^*	factor de impedancia (-)
f_c	factor de concentración para consumo (-)
f_{ne}	fracción de sitios de sorción de no equilibrio (<i>i.e.</i> cinético) (-)
F_t	función de degradación que depende de la temperatura del suelo (-)
F_w	función de degradación que depende de la humedad del suelo (-)
G_f	factor de geometría (-)
h_0	altura a la base de la zona saturada (L)
H	altura piezométrica – carga hidráulica (L)
I	factor de intensidad del laboreo (-)
I_b	parámetro de la simulación base
I_{ma}	infiltración de los macroporos (L)
I_{max}	capacidad máxima de infiltración en microporos consolidados (LT^{-1})
I_{mi}	infiltración de los microporos (L)
k_0	coeficiente de proporcionalidad (L^3T^{-1})
k_f	coeficiente de sorción de Freundlich (L^3M^{-1})
k_h	conductividad térmica ($JL^{-1}T^{-1}°C^{-1}$)
K	conductividad hidráulica (LT^{-1})
$K_b = K_{mi}$	conductividad hidráulica en microporos saturados (LT^{-1})
K_d	coeficiente de adsorción (L^3M^{-1})
$K_{(h)}$	conductividad hidráulica no saturada (LT^{-1})
K_{ma}	conductividad hidráulica en macroporos (LT^{-1})
K_{mi}	conductividad hidráulica en microporos (LT^{-1})
K_{oc}	coeficiente de partición de carbono orgánico (L^3M^{-1})
$K_{s(max)}$	conductividad hidráulica saturada en macroporos (LT^{-1})
$K_{s(min)}$	conductividad hidráulica saturada en suelo expandido (LT^{-1})
K_{top}	conductividad hidráulica media para la capa superficial (LT^{-1})
l	factor de tortuosidad en microporos (-)
m	parámetro de forma en la función de van Genuchten (-)

m_F	exponente en isoterma de sorción de Freundlich (-)
m^*	exponente empírico (-)
n	parámetro de forma en la función de van Genuchten (-)
n^*	índice de distribución de tamaño de macroporos (-)
$n^*_{labrado}$	valor máximo del índice de distribución de tamaños de macroporos en suelos labrados (-)
O_b	resultado simulado por el modelo – caso base.
p	pendiente de contracción (-)
q	flujo de agua (LT^{-1})
q_{const}	parámetro que regula flujo salida por borde inferior (T^{-1})
$q_{d(tot)}$	drenaje total desde zona saturada (LT^{-1})
q_{out}	percolación en el borde inferior (LT^{-1})
r	fracción de largo de raíces (-)
R_t	tiempo de retención de soluto en zona saturada (T)
s	concentración de solutos sorbida en la fase sólida (MM^{-1})
S	contenido efectivo de agua (L^3L^{-3})
S_i	término fuente/sumideros (T^{-1})
S_{ma}	grado de saturación de macroporos (L^3L^{-3})
$S_{mi(\theta_b)}$	grado de saturación de microporos (L^3L^{-3})
S_r	agua consumida por raíces (T^{-1})
S_w	captación de agua de macroporos por microporos no saturados (T^{-1})
T	temperatura ($^{\circ}C$)
t	tiempo (T)
U_c	soluto tomado por raíces ($ML^{-3}T^{-1}$)
U_e	intercambio de masa de soluto entre micro y macroporos ($ML^{-3}T^{-1}$)
U_g	transferencia de soluto por flujo hacia el acuífero superficial ($ML^{-3}T^{-1}$)
U_i	término de fuente/sumidero ($ML^{-3}T^{-1}$)
U_k	sorción cinética ($ML^{-3}T^{-1}$)
U_t	pérdida de soluto a drenes ($ML^{-3}T^{-1}$)
v	velocidad del agua en el poro (LT^{-1})

Glosario

w_{min}	capacidad calórica promedio de la parte sólida del suelo ($J m^{-1}K^{-1}$)
W_d	goteo desde las ramas que llega al suelo (L)
W_s	lluvia directa sobre el suelo (L)
z	profundidad o altura (L)
z_d	horizonte superficial de mezcla (L)
α	parámetro de forma en la función de van Genuchten (L^{-1})
$\alpha_{(labrado)}$	parámetro de forma en la función de van Genuchten modificado por laboreo (L^{-1})
α_k	coeficiente de transferencia de masa de primer orden (T^{-1})
ε	porosidad total ($L^3 L^{-3}$)
γ_w	factor de escala (-).
Δ_z	espesor de la capa (L)
θ	contenido volumétrico de agua ($L^3 L^{-3}$)
θ_b	contenido de agua en microporos saturados ($L^3 L^{-3}$)
$\theta_{b(labrado)}$	contenido de agua en microporos saturados modificado por laboreo ($L^3 L^{-3}$)
θ_{ma}	contenido de agua en macroporos ($L^3 L^{-3}$)
θ_{max}	cantidad máxima de agua excedente que puede generarse en microporos ($L^3 L^{-3}$)
θ_{mi}	contenido de agua en microporos ($L^3 L^{-3}$)
$\theta_{mi(m)}$	contenido de agua móvil en microporos ($L^3 L^{-3}$)
θ_r	contenido de agua residual ($L^3 L^{-3}$)
θ_s	contenido de agua saturada ($L^3 L^{-3}$)
θ_s^*	contenido ficticio de agua saturada ($L^3 L^{-3}$)
μ	tasa de degradación actual en suelo (T^{-1})
μ_{ref}	coeficiente de referencia de primer orden para degradación de solutos (T^{-1})
ψ	altura de presión de agua en el suelo. Potencial mátrico (L)
ψ_b	potencial mátrico en el límite entre macro y microporos (L)

ψ_{\max}	potencial mátrico máximo (L)
ω^*	índice de estrés hídrico (-)
ω_c^*	valor crítico del índice de estrés hídrico (-)
ω_i	factor de reducción en la capa i (-)

Siglas y Acrónimos

ACP	análisis de componentes principales
CDE	ecuación de advección-dispersión
FCA	Facultad de Ciencias Agrarias – Univeridad Nacional del Comahue
FOCUS	FORum for the Coordination of the pesticide fate model and their Use
IGN	Instituto Geográfico Nacional de la R. Argentina.
INTA	Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria
<i>MAROV</i>	tasa absoluta máxima de variación relativa
PPDB	Pesticide Properties DataBase de la Universidad de Hertfordshire
<i>ROV</i>	tasa de variación relativa

Glosario de términos locales

Barda	superficie natural de terreno elevada con forma de terraza
Freatimetría	piezometría en acuíferos libres
Melga	faja de tierra nivelada entre bordos (o caballones) que se riega por manto (riego por gravedad)
Ollas	sitios con surgencia de agua subterránea que drenan durante un corto lapso de tiempo cuando son excavados.
Russet	rugosidad en la epidermis de manzanas y peras de color pardo dorado

1. INTRODUCCIÓN

La migración de los plaguicidas en los ecosistemas productivos está asociada a la dinámica del agua que arrastra las sustancias disueltas a través del suelo, mientras que el destino final depende de diferentes propiedades como la solubilidad, la afinidad geoquímica y la persistencia en el subsuelo. Los plaguicidas son solutos reactivos que pueden ser adsorbidos durante su tránsito a través del suelo y degradarse con facilidad (White *et al.*, 1998). Sin embargo, es frecuente que los plaguicidas sean lixiviados en profundidad y lleguen a los acuíferos.

La magnitud de la contaminación depende de múltiples factores ambientales, tanto del sistema productivo como de la hidrología y geología del lugar. Tradicionalmente, se ha explicado el movimiento mediante la teoría del flujo y transporte en medios homogéneos, pero en los últimos 30 años se acepta además la heterogeneidad del suelo como causa de un flujo rápido por vías preferenciales. La importancia del fenómeno de flujo preferencial ha sido reconocida por diversos autores (por ejemplo Beven y Germann, 1982; Glass *et al.*, 1988), señalando que el resultado es una aceleración del ingreso de plaguicidas en el suelo provenientes de la aplicación en superficie.

Este flujo preferencial en medio poroso no saturado ocurre a distintas escalas: a nivel de poros, en el perfil del suelo y en la cuenca debido a que las causas y procesos que lo producen son diferentes en cada caso. Se sabe que el mecanismo depende fundamentalmente de las propiedades hidráulicas de los suelos, de las características geoquímicas del plaguicida y de las condiciones de manejo del riego y de producción. Pero además varía con las condiciones iniciales de humedad del suelo y las condiciones de borde.

Los suelos de textura arenosa son considerados como más susceptibles a la percolación de plaguicidas hacia el acuífero. Sin embargo, ensayos de campo indican que la velocidad y profundidad de avance del contaminante es mayor en suelos estructurados. Algunos estudios de campo han reconocido flujo en macroporos en el transporte de solutos hasta profundidades de 4 a 7 m en suelos arcillosos de Dinamarca (Sidle *et al.*, 1998; Nilsson *et al.*, 2001 y Christiansen *et al.*, 2004).

La periodicidad y la lámina de riego tienen influencia sobre las condiciones de flujo y de humedad del suelo. La relación con el momento de aplicación del plaguicida es importante especialmente en los métodos de riego por inundación. El flujo preferencial,

Capítulo 1

a diferencia del flujo uniforme, produce un perfil de humedad del suelo diferente debido al movimiento más rápido del agua en algunos sitios, como macroporos y fracturas. El flujo en macroporos está relacionado con el contenido de humedad del suelo al inicio de los eventos de lluvia o riego.

Las prácticas agrícolas pueden modificar las propiedades de los suelos, como por ejemplo el efecto de compactación por tráfico entre las melgas de las plantaciones frutales (Aruani y Behmer, 2004). Este aumento en la densidad aparente del suelo, sobre todo en los horizontes superficiales, modifica las condiciones del flujo y transporte en el perfil.

De esta manera, el flujo de agua y el transporte de masa en medio no saturado es un problema importante en la producción agrícola debido a la migración en el suelo de plaguicidas y fertilizantes, que pueden llegar a los acuíferos. Esta situación se presenta en la llanura aluvial del Alto Valle del Río Negro y del Río Neuquén, donde existe una intensa actividad productiva de frutas (carozo y pepita) que se desarrolla sobre unas 75000 ha bajo riego. El riego por inundación del monte frutal tradicional produce excedentes que se infiltran arrastrando plaguicidas al acuífero libre. Dado que el acuífero es mantenido a profundidad cercana a los 3 m mediante un sistema de drenaje, los excedentes del riego son derivados hacia los ríos Neuquén, Limay y Negro.

En esta zona se han utilizado plaguicidas durante décadas y se ha detectado su presencia en el acuífero (Loewy *et al.*, 1999; Loewy *et al.*, 2006), en canales de drenaje (Tosi *et al.*, 2009) y en el río (Gil *et al.*, 2005; Boland *et al.*, 2007) con impacto sobre las fuentes de abastecimiento de la población rural y sobre la vida acuática en los cursos fluviales. Más recientemente, se ha detectado en el suelo presencia de plaguicidas como DDT, que no se aplica desde hace más de 20 años en la región (Zanetta, 2010).

La escasa profundidad de la capa freática disminuye el tiempo de permanencia de solutos en el perfil no saturado, posibilitando la llegada del plaguicida sin degradar al acuífero. La vulnerabilidad específica del acuífero a la contaminación con diversos plaguicidas utilizados fue determinada por Dufilho *et al.* (2012). En la región del estudio, se han realizado algunas investigaciones en relación a la adsorción de plaguicidas en suelos, pero la dinámica del transporte de los plaguicidas es aún poco conocida.

1.1. Objetivos

Bajo la hipótesis de que existe un flujo preferencial en el perfil del suelo que permite la llegada de plaguicidas al acuífero más rápidamente que lo previsto por los modelos de flujo uniforme, en este trabajo se plantean los siguientes objetivos:

1. Definir el modelo conceptual del transporte de plaguicidas organofosforados en el perfil de los suelos de la llanura aluvial del Valle del Río Neuquén en el área de riego Colonia Centenario.
2. Determinar los mecanismos de flujo preferencial en la zona no saturada mediante ensayos de campo en diferentes suelos presentes en el valle. El tipo y grado de flujo preferencial variará en el espacio debido fundamentalmente, al cambio en el tipo de suelo, textura, heterogeneidad y estratificación.
3. Explicar la presencia de plaguicidas organofosforados en el suelo y acuífero mediante modelación del transporte de solutos en microporos y en macroporos del perfil del suelo.
4. Analizar la influencia de los parámetros del modelo en las predicciones de la lixiviación de metil azinfos y de clorpirifós al acuífero freático.
5. Identificar alternativas de manejo del riego y plaguicidas organofosforados basado en simulación de escenarios.

1.2. Estructura de la tesis

Esta tesis está organizada en 7 capítulos y 7 anexos con información complementaria. En el capítulo 1, se define la problemática ambiental abordada, los objetivos planteados y la estructura del informe. En el capítulo 2, se sintetizan los conocimientos actuales que se tienen referidos al transporte de plaguicidas en el suelo, con énfasis en el flujo preferencial. En el capítulo 3, se presenta un marco de referencia de la geografía y del sistema productivo estudiado en la Patagonia Argentina. El enfoque metodológico empleado se desarrolla en el capítulo 4, con la formulación de los procesos de transporte en medio poroso dual no saturado y el análisis de los parámetros involucrados. En el capítulo 5, se aplica el modelo MACRO 5.2 al sistema estudiado obteniendo los resultados de la calibración, validación y análisis de sensibilidad. En el capítulo 6 se presentan los resultados de la modelación donde se explica la dinámica de los plaguicidas en dos suelos tipo presentes en la llanura aluvial, la lixiviación al acuífero y las alternativas simuladas para la disminución de la lixiviación. En el capítulo 7 de conclusiones y recomendaciones, se resaltan los aspectos relevantes de este estudio y se señalan líneas de desarrollo e investigación futuras que permitirían solucionar las dificultades encontradas y avanzar en la implementación de las propuestas.

2. FLUJO Y TRANSPORTE PREFERENCIAL EN MEDIOS POROSOS NO SATURADOS

En el estado del arte correspondiente a esta tesis doctoral se han revisado los siguientes puntos:

- El concepto de flujo preferencial, sus mecanismos y tipología.
- Los modelos conceptuales para aproximarse a su estudio.
- El flujo en medio poroso y el transporte de solutos en zona no saturada.
- La transferencia de masa entre macroporos y microporos.
- La cantidad y complejidad de los parámetros requeridos por los modelos propuestos.
- Los ensayos de campo.

2.1. El flujo preferencial

Se define como flujo preferencial al movimiento del agua y de solutos por vías directas mientras ciertas partes de la matriz porosa del suelo permanecen sin flujo (Šimůnek *et al.*, 2003). El frente de humedad puede presentar zonas de agua y solutos que avanzan rápidamente en profundidad. En esta situación, la modelación mediante la ecuación de Richards no produce resultados adecuados ya que asume un medio homogéneo cuyos parámetros (*v.g.* humedad y carga hidráulica) se consideran válidos sobre grandes volúmenes.

Gerke (2006), indica que el flujo preferencial comprende todos los fenómenos donde el agua y los solutos se mueven a lo largo de ciertos caminos, sin pasar por otras fracciones de volumen de la matriz porosa del suelo. Este autor señala que la teoría fue desarrollada por Barenblatt *et al.* (1960), para la filtración en rocas fisuradas. Pero la existencia del flujo preferencial a través de macroporos y heterogeneidades del suelo, se reconoce desde hace tiempo y se ha tratado bajo diversos nombres. Beven y German (1982 y 2013) atribuyen las primeras discusiones científicas a Schumacher (1864) y a Lawes *et al.* (1882).

La importancia de grietas y fisuras en el flujo ya fue indicado por Freeze y Cherry (1979) señalando que la conductividad hidráulica es de 10 a 10⁴ veces superior que en la matriz circundante.

Capítulo 2

Los numerosos estudios y revisiones realizadas en relación al flujo preferencial en la zona no saturada, están enfocados a diferentes aspectos del problema. Hendrickx y Flury (2001) lo hacen sobre procesos de flujo preferencial a diversas escalas (desde el poro hasta la escala regional), mientras que Šimůnek *et al.* (2003) realizan la revisión desde la escala de poro hasta la del perfil de suelo. Stagnitti (2002) revisa las aproximaciones al modelaje del flujo preferencial y propone un modelo de múltiples dominios. Merdun (2005) centra su revisión en los tipos de modelos de flujo preferencial. Otros autores se han centrado en el flujo preferencial relacionado al tipo de suelo, por ejemplo Gerke (2006) lo hace para suelos estructurados, Katterer *et al.* (2001) en gleysol húmico, Perillo *et al.* (1999) en suelos de origen glacial, Wang *et al.* (2009) en suelos arenosos, etc., y otros han analizado el efecto del cambio climático en la lixiviación de plaguicidas (Steffens *et al.*, 2013 y 2014).

Jarvis y Dubus (2006) lo hacen específico para macroporos describiendo los principios básicos que rigen la generación de flujo a escala de poro, los mecanismos de flujo y las propiedades de micro-escala de macroporos analizando el importante papel de las condiciones iniciales y de contorno en la regulación del flujo de macroporos. Analizan la relación entre el flujo de macroporos y la morfología del suelo, propiedades del suelo en el horizonte y en el perfil, así como la influencia de las características de los plaguicidas y el suelo y las prácticas de manejo de cultivos en el flujo de macroporos.

Coppola *et al.* (2009) sintetizan avances realizados en mediciones, interpretación, modelación y escalado (*upscaling*) del transporte con flujo preferencial en suelos e indican los problemas que persisten en la teoría y en la experimentación de este tipo de flujo.

En relación a los programas que resuelven las ecuaciones de flujo y transporte, Bergström y Jarvis (1994) comparan el modelo MACRO con otros modelos de porosidad simple encontrando que los modelos de porosidad dual reproducen mejor las curvas de avance de plaguicidas. Algunos ejemplos de análisis comparado pueden encontrarse en Kuzmanovski *et al.* (2015) que cotejan el rendimiento (performance) de MACRO en relación a PRZM o en Giannouli y Antonopoulos (2015) que lo hacen en relación a PEARL. Otros autores como Dubus y Brown (2002), Dubus *et al.* (2003), Trucano *et al.* (2006) analizaron la sensibilidad de los parámetros en modelos de lixiviación de solutos.

Respecto a los métodos y las técnicas de campo y laboratorio para el estudio del flujo preferencial, Allaire *et al.* (2009) realizan una revisión muy completa indicando ventajas y desventajas de los métodos y de las condiciones de aplicación. Muchos han realizado ensayos específicos como Flury *et al.* (1994), Steenhuis *et al.* (1997), Wang *et al.* (2009), Kramers *et al.* (2009), etc., en suelos con colorimetría, Foster *et al.* (1994) con microlisímetro, Jiménez Hernández *et al.* (2009) con ensayos de infiltración, etc.

Algunos autores como Murray y Sivakumar (2010) que han analizado el flujo en suelos no saturados, hablan de una estructura bimodal de los suelos, con un comportamiento diferente entre inter e intra agregados, indicando que los intra agregados permanecen húmedos cuando los inter agregados están secos y llenos de aire.

2.2. Mecanismos y tipos de flujo preferencial

Se reconocen múltiples causas físicas para la existencia del flujo preferencial como la presencia de macroporos en estructuras de raíces, canales de lombrices, grietas de desecación (Beven y Germann, 1982); textura y estructura del suelo; heterogeneidad en el perfil de suelo y a mayor escala (parcela, cuenca) debido a estratificación de capas y lentes de distinta textura (Kung, 1990); repelencia al agua en suelos arenosos no estructurados (Ritsema *et al.*, 1993; Hendrickx y Flury, 2001); canalización de flujo debido a la presencia de capas de suelo en pendiente que redirigen el agua hacia abajo; entrapamiento de aire, histéresis (Nieber, 1996). Todas conducen a producir un frente de avance no uniforme dado por un incremento en la velocidad efectiva del agua a través de una porción pequeña del suelo no saturado (Larsbo y Jarvis, 2003). Este flujo preferencial conduce los plaguicidas rápidamente hacia el subsuelo sin que sean afectados por la degradación en los horizontes superiores del suelo.

Šimůnek *et al.* (2003), señalan que una característica importante, es el flujo rápido (no equilibrado) en el movimiento de los solutos que se mueven disueltos en el agua debido al gradiente hidráulico. La conductividad hidráulica es fuertemente no lineal influenciada por el contenido de humedad del suelo, sobretodo en el límite donde los macroporos se vuelven activos. En flujo uniforme las condiciones son de equilibrio o próximas, mientras que en flujo preferencial la infiltración de agua no tiene suficiente tiempo para que se equilibre con el agua que se mueve lentamente en la matriz del suelo. Las condiciones de inestabilidad del flujo de agua establecidas por Philip (1975), se producen en condiciones de suelos hidrofóbicos o muy secos, por aumento de la conductividad hidráulica en profundidad y por compresión del aire en el frente de humedad, además de histéresis en la curva de retención hídrica.

En Allaire *et al.* (2009), se reconocen cuatro tipos de flujo preferencial: en grieta de desecación, en madrigueras, en dedos y lateral. Todos se manifiestan a diferentes escalas espaciales y temporales. El resultado de ensayos de coloración a escala del perfil del suelo, permite distinguir los tipos de flujos y la interacción con la matriz del suelo resultando en diferentes anchos de teñido.

Capítulo 2

Merduin (2005) reconoce tres tipos de flujo preferencial: flujo en macroporos (huecos formados por raíces, animales, grietas y tubos naturales), flujo por inestabilidad del frente de humedad en suelos estratificados por aumento de la conductividad hidráulica con la profundidad y flujo canalizado por diferencia de conductividad hidráulica en capas inclinadas. Este autor señala que el flujo en macroporos predomina en suelos limosos y arcillosos, mientras que digitación y canalización en capas de suelos arenosos. Un listado de diferentes definiciones de macroporo y macroporosidad puede encontrarse en Beven y Germann (1982).

Se requiere un tamaño superior a 0.3 mm para ser considerado macroporo debido a que en este diámetro de poro equivalente que corresponde a una tensión cercana a 10 cm de acuerdo a la ecuación de capilaridad, las fuerzas capilares se vuelven menores en comparación con la de gravedad y pueden ser despreciadas. Jarvis (2007), señala que además del gran tamaño interviene la continuidad y la tortuosidad en el control del flujo de agua y el flujo de solutos. En macroporos, la presencia de revestimientos impermeables y recubrimientos en las paredes restringen el intercambio lateral de solutos con la matriz. Además indica que, los macroporos son sitios del suelo biológicamente más activos, y con frecuencia químicamente más reactivos que la matriz.

Para que se produzca flujo en macroporos no es necesario llegar al encharcamiento (es decir agua a presión atmosférica), sino que poros con diámetro equivalente entre 0.3 – 0.5 mm (*i.e.* presiones de agua entre -10 a -6 cm en la ecuación de Laplace) pueden ser clasificados como macroporos (Jarvis, 2007) y producir flujo no equilibrado y transporte.

2.3. Modelos conceptuales

Existen diversas formas de aproximarse conceptualmente al flujo preferencial: desde modelos de porosidad y permeabilidad dual hasta modelos de multiporosidad y multipermeabilidad, desde modelos estadísticos hasta empíricos o funcionales. Los modelos estadísticos con métodos de camino aleatorio o de seguimiento probabilístico de partículas intentan reproducir la variabilidad espacial del flujo preferencial pero considerando flujo estacionario. Los modelos estadísticos y empíricos no serán considerados en esta revisión.

En 2014, van Genuchten *et al.*, presentan una síntesis de modelos conceptuales de flujo y transporte (fig. 1.1), indicando desde flujo uniforme en microporos hasta flujo de no equilibrio o flujo preferencial en macroporos de suelos, que pueden ser descritos usando una amplia variedad de modelos de porosidad dual y de permeabilidad dual

según como se considere la relación y el movimiento de agua y soluto entre micro y macroporos.

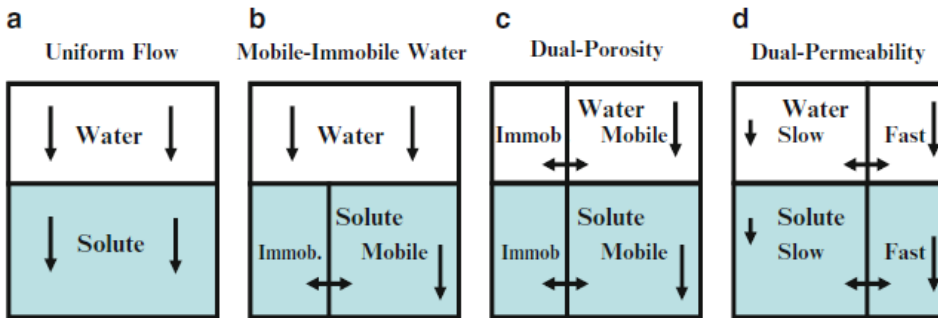


Figura 1.1. Modelos conceptuales de equilibrio y de flujo preferencial de agua y de solutos (Fuente: van Genuchten *et al.*, 2014).

En el modelo conceptual de porosidad dual (fig. 1.1 c) y en el de permeabilidad dual (fig. 1.1 d) se considera al medio formado por dos partes que interactúan: los macroporos y las fracturas, y los microporos en la matriz del suelo (Šimůnek *et al.*, 2003).

En el modelo de porosidad dual propuesto por van Genuchten y Wierenga (1976), el agua en microporos está estancada mientras el flujo se produce sólo en macroporos y la transferencia de masa entre los dos medios se produce por diferencia de concentraciones en la fase líquida.

Los modelos de permeabilidad dual con flujos que se producen en ambos medios, aparecen más tarde. Šimůnek *et al.* (2003) citan a Pruess y Wang (1987), Gerke y van Genuchten (1993) y Jarvis (1994). Los distintos modelos se diferencian en sus simplificaciones y enfoques de cara a la implementación del flujo de agua en cada región porosa y entre ellas. Para el cálculo del flujo en macroporos mencionan aproximaciones que utilizan la ecuación de Poiseuille's (Ahuja y Hebson, 1992), la ecuación de infiltración de Green y Ampt o el modelo de infiltración de Philip (Ahuja y Hebson, 1992; Chen y Wagenet, 1992), la ecuación de onda cinemática (Germann, 1985; Germann y Beven, 1985; Jarvis, 1994), y la ecuación de Richards (Gerke y van Genuchten, 1993).

En cuanto a los modelos multidimensionales, Šimůnek *et al.* (2003) indican que hacen las mismas aproximaciones que los de porosidad y permeabilidad dual, agregando relaciones adicionales en las regiones de poros, siendo de este tipo los de Gwo *et al.* (1995) y Hutson y Wagenet (1995). Jarvis (1998) indica que el modelo en elementos finitos de dos dimensiones y porosidad dual de Nieber y Misra (1995) con flujo y transporte de soluto no reactivo, muestra fuerte dependencia de la interacción entre las dos regiones de porosidad para el caso estudiado de flujo de soluto hacia drenes.

2.3.1. Flujo en medio poroso no saturado

En condiciones de equilibrio el movimiento del agua en un medio poroso no saturado tiene un patrón de flujo uniforme y se explica con la ecuación de Richards junto con relaciones que caracterizan las propiedades hidráulicas del suelo no saturado, esto es, curvas de tensión *versus* humedad y conductividad hidráulica variable con el contenido de humedad en el suelo.

En condiciones de no equilibrio el agua se mueve por vías preferenciales tales como macroporos, fracturas, interagregados del suelo o tubos biológicos, resultando un frente de humedecimiento irregular. En los modelos de porosidad dual (fig. 1.1 c) se plantea una matriz inmóvil que puede almacenar agua y una zona de macroporos o interagregados por donde circula el agua, relacionados por un coeficiente de primer orden que permite el intercambio entre ambos medios. Šimůnek *et al.* (2003) indican que estos modelos fueron planteados por Philip (1968) y por van Genuchten y Wierenga (1976). Germann (1985) y Germann y Beven (1985) plantean la ecuación de onda cinemática para explicar el flujo gravitacional, con menor número de parámetros pero sin la posibilidad de simular flujo lateral o capilaridad ascendente.

Algunos modelos incorporan funciones compuestas de conductividad hidráulica a efectos de representar su aumento -en macroporos- cerca de la saturación. En el modelo HIDRUS 1D y 2D, Šimůnek y van Genuchten (2003), utilizan la función de van Genuchten-Mualem para el movimiento capilar en microporos y una función lineal para la parte cercana a la saturación. Los resultados presentan frentes de avance uniformes sin predecir el flujo dual ya que no considera la relación lateral entre ambos medios.

Para considerar condiciones de no equilibrio, Ross y Smettem (2000), proponen la ecuación de Richards combinada con una aproximación cinemática para flujo en macroporos, eliminando la suposición de que la humedad y la tensión están acopladas en la curva de tensión humedad en equilibrio. De esta manera transforman a la humedad y la tensión en dos variables independientes.

Los modelos de permeabilidad dual (fig. 1.1. d) pueden diferenciarse según la forma en que se trata el flujo en cada componente. Gerke y van Genuchten (1993) utilizan la ecuación de Richards para ambos medios, siendo un modelo de difícil aplicación ya que es necesario caracterizar las propiedades hidráulicas de ambos medios lo que requiere muchos parámetros. Jarvis (2001), en el modelo MACRO, utiliza la teoría de onda cinemática para el flujo en macroporos y la ecuación de Richards para el correspondiente a la matriz del suelo. Malone *et al.* (2001), en el modelo RZWQM, describen la infiltración con la ecuación de Green y Ampt, el flujo en la matriz con la de Richards y el flujo gravitacional para macroporos y fracturas con la ley de Poiseuille.

Šimůnek *et al.*, (2003) señalan otros modelos como SWAP, para suelos arcillosos con presencia de grietas donde utilizan la ecuación de Richards para la matriz del suelo y la ley de Darcy para las grietas (van Dam *et al.*, 1997), pero en SWAP V.3.2. (Kroes *et al.*, 2009) introducen un modelo para macroporos que incluye transporte vertical con “bypass” de la matriz del suelo, infiltración lateral hacia la matriz y almacenamiento en macroporos. Otros utilizan la teoría de Green y Ampt (Novak *et al.*, 2000). Estos flujos son luego considerados como fuentes en la ecuación de Richards. La profundidad y abertura de fracturas son determinadas estadísticamente (Slawinski *et al.*, 1996 y van Dam *et al.*, 1997) con lo que no es necesario determinar con detalle el sistema de fracturas o de macroporos. La influencia en la infiltración con o sin grietas es analizada en Novak *et al.* (2000).

Los modelos multidimensionales de porosidad y permeabilidad se basan en la ecuación de Richards pero con parámetros adicionales para interrelación de los medios. Esto lleva a modelos más flexibles pero que requieren mayor número de parámetros y conocimiento del medio. En el modelo MURF y MURT, Gwo *et al.* (1995) consideran un medio formado por tres regiones (macro, meso y microporos) mientras que Hutson y Wagenet (1995) desarrollaron el modelo TRANSMIT con un número n de regiones que se superponen.

Existen aproximaciones funcionales al flujo preferencial, en general de tipo capacidad. Algunos de éstos, mencionados en Šimůnek *et al.* (2003), son los de Addiscott (1977), Addiscott *et al.* (1986), Corwin *et al.* (1991) y Emermann (1995), que logran abordar el problema de manera simplificada y con pocos parámetros. De acuerdo a Šimůnek *et al.*, (2003), los resultados en macroporos pueden depender de la discretización temporal considerada.

Christiansen *et al.* (2004), incorporan funciones de permeabilidad dual del modelo MACRO al modelo MIKE SHE para estudiar los procesos de flujo preferencial a escala de cuenca. Los resultados en una pequeña cuenca de Dinamarca sugieren que, si bien los procesos a escala de macroporos no tienen efecto dominante en la recarga o descarga del agua subterránea a escala de cuenca, sí lo tienen sobre la lixiviación de pesticidas a las aguas subterráneas. Similares conclusiones obtiene Cullum (2009) en un ensayo de campo en suelo franco limoso cultivado y sin cultivar.

Besson *et al.* (2011) definen como régimen de mezcla estocástico-convección al que se produce entre vías de circulación rápida y la matriz del suelo dando como resultado el aumento de la dispersividad con la profundidad. Este transporte de solutos está fuertemente condicionado por las condiciones de borde. En condiciones de caudales elevados, los macroporos tienen mayor relevancia en el flujo que los microporos.

2.3.2. Transporte de solutos

En condiciones de equilibrio, el transporte de solutos se representa mediante la ecuación de advección-dispersión con términos de reacciones, sorción, fuentes y sumideros.

En condiciones de no equilibrio, algunos modelos como el de Ross y Smettem (2000) acoplado con la ecuación de advección-dispersión, produce avance del soluto más lento que el frente de humedad debido a que el agua entrante se mezcla previamente con el agua almacenada en el perfil. En los modelos de porosidad dual se logra un avance mayor debido a que se asume que al principio el flujo se produce en los macroporos e inter agregados mientras no hay movimiento en los microporos.

En los modelos de porosidad dual y no equilibrio, se utiliza la ecuación de advección-dispersión más un término de transferencia entre los dos medios de flujo. Šimůnek *et al.* (2003) señalan que estos modelos de porosidad dual han sido muy utilizados en estudios de transporte de solutos.

En los modelos de permeabilidad dual el transporte se resuelve a través de la ecuación de advección-dispersión para ambos medios (Gerke y van Genuchten, 1993) considerando sorción instantánea en un medio y dependiente del tiempo en el otro (Šimůnek y van Genuchten, 2003). Jarvis (2001) en MACRO simplifica a flujo de gravedad en las fracturas y macroporos. Kodešová *et al.* (2009) se centran en modelos de permeabilidad dual a escala del perfil del suelo desarrollando las relaciones entre el flujo preferencial y las propiedades estructurales de tres suelos utilizando el modelo HYDRUS-1D.

En los modelos de multi-región el transporte se modeliza según la ecuación de advección-dispersión en cada región.

2.3.3. Transferencia de masa entre macroporos y microporos

La relación entre macroporos y microporos es el problema más delicado en los modelos de porosidad y de permeabilidad dual. Algunos proponen funciones basadas en el contenido de humedad, otros en la carga hidráulica y otros en aproximaciones empíricas.

En Philip (1968) se analiza el fenómeno de absorción en un medio compuesto de macroporos y microporos y flujo transitorio, y luego Šimůnek *et al.* (2001), proponen una ecuación de primer orden basada en la diferencia de humedad efectiva en ambas regiones. Este método de diferencia de humedad requiere menos parámetros que el de

carga hidráulica, no requiere conocer la curva de retención de la matriz sino únicamente la humedad residual y de saturación. En los macroporos se puede considerar que la humedad residual es cero. Acoplado esta función a los modelos de porosidad dual y no equilibrio, solo se requieren tres parámetros más que en los modelos de equilibrio.

Jarvis (2001) en MACRO utiliza una aproximación de primer orden de la ecuación de difusión, incorporando la longitud de difusión efectiva (mitad del tamaño de los agregados del suelo), un factor de forma que depende de la geometría, un factor de escala y un coeficiente de difusividad del agua. La función de transferencia basada en la diferencia de carga hidráulica en ambas regiones requiere conocer la carga hidráulica y por ende la curva tensión humedad para ambas regiones. La aplicación de esta aproximación es más complicada ya que requiere conocer la curva de retención y la geometría de los macroporos o agregados. Šimůnek *et al.* (2003) señalan que además, puede presentar inestabilidades numéricas.

En la práctica, considerar una función de transferencia basada en humedad o en carga hidráulica presenta escasas diferencias en el transporte de masa a distintas profundidades y tiempos (Šimůnek *et al.*, 2003).

Una de las opciones en HYDRUS (Šimůnek y van Genuchten, 2003), es utilizar el concepto de dos regiones de movimiento del agua, donde la transferencia de solutos se modela como un proceso de primer orden entre la región móvil a la inmóvil.

Otras aproximaciones utilizadas mencionadas por Šimůnek *et al.* (2003) son la ecuación de Green y Ampt (Ahuja y Hebson, 1992 y Novak *et al.*, 2000), el modelo de infiltración de Philip (Chen y Wagenet, 1992) o el modelo de raíces de Warren (Zimmerman *et al.*, 1993).

La transferencia de masa entre los microporos y los macroporos se expresa habitualmente como la suma de flujo advectivo y difusivo.

2.4. Complejidad y aplicabilidad de los modelos

Los modelos de permeabilidad dual, como por ejemplo el HYDRUS 1D, que utilizan la ecuación de Richards para ambas regiones, son de difícil aplicación dada la cantidad de parámetros que tienen. Hasta el año 2003 no existían aplicaciones prácticas conocidas, quedando su uso restringido al ámbito teórico y de laboratorio (Šimůnek *et al.*, 2003). Pero en 2012, Šimůnek *et al.* indican que ya se ha utilizado ese modelo en diversas aplicaciones, como manejo del riego, estudio de la dinámica del nitrógeno, transporte de plaguicidas, diseño de riego, salinización. Skaggs *et al.* (2004), realizan un estudio

Capítulo 2

comparado con riego por goteo. Por otro lado, ha sido aplicado por Seo *et al.* (2007) acoplado con el modelo de flujo subterráneo MODFLOW (McDonald M.G., A.W. Harbaugh, 1988) si bien la dificultad de la modelación conjunta de flujo saturado y no saturado fue planteada por Anderson y Woessner (1992), debido a necesidades diferentes en la discretización espacial y temporal de ambos procesos.

El modelo de permeabilidad dual MACRO (Jarvis, 2001), es de amplia utilización para estudiar el transporte de plaguicidas y predecir la lixiviación de solutos a acuíferos. En el año 2000, en el FORum for the Coordination of the pesticide fate model and their USE (FOCUS, 2000), la Unión Europea incorporó su utilización para la determinación del riesgo de contaminación por lixiviación de plaguicidas. Junto con experimentos de campo ha sido utilizado por Villholth y Jensen (1998), por Larsson y Jarvis (1999) en condiciones transitorias de largo plazo, y por Fait *et al.* (2010) para lixiviado de herbicidas bajo diferentes métodos de riego en la llanura del Po. Šimůnek *et al.* (2003) indican que el éxito de este modelo se debe a su base física y su robustez numérica. Jarvis y Larsbo (2012) señalan además la parsimonia del modelo, dado que sólo requiere cinco parámetros adicionales para simular el flujo y transporte de solutos reactivos, en relación a la ecuación de Richards para medios homogéneos y a la ecuación de advección dispersión. Esta parsimonia facilita la calibración dado que minimiza los problemas causados por la sobre-parametrización de los modelos. Se puede agregar, que es un programa de acceso público, gratuito y con buena documentación.

Steffens *et al.* (2013 y 2014) analizan el impacto en la lixiviación de plaguicidas bajo nueve diferentes escenarios de cambio climático. Obtienen un conjunto de 56 parámetros que mejor representan el análisis de incertidumbre de la predicción. Concluyen que los escenarios de climas planteados producen fuertes cambios en la lixiviación prevista, y que los escenarios climáticos aportan más incertidumbre que los del modelo. En 2013, utilizan una versión extendida de MACRO que calcula sorción y difusión dependientes de la temperatura. Trabajaron con los datos del experimento de Lanna (Larsson y Jarvis, 1999) en un suelo arcillo limoso sin cultivar.

Varios autores han realizado comparaciones entre modelos. Kuzmanovski *et al.* (2014), comparan MACRO y RZWQM con técnicas de aprendizaje automático para predecir descargas en campos agrícolas. Llegan a la conclusión que MACRO no funciona tan bien como modelo propuesto, mientras que si lo hace RZWQM, pero que con aprendizaje automático se evita la complejidad de conseguir datos para calibrar y validar los modelos físicos. Más recientemente, Giannouli y Antonopoulos (2015), comparan MACRO con PEARL para simular el movimiento de atrazina en suelo con horizonte franco (arriba) y franco arcilloso (abajo), con bajo contenido de materia orgánica, en depósitos aluviales recientes, en un campo sembrado con maíz. Parametrizaron

utilizando funciones de pedotransferencia y datos de laboratorio. La calibración se realizó manualmente con datos de atrazina medidos en el suelo, con valores de eficiencia del modelo cercano a la unidad. Concluyen que los dos funcionan bien para predecir el movimiento de atrazina en esas condiciones de campo.

La aplicación de estos modelos a problemas reales, se dificulta debido a que los sistemas con macroporos sufren cambios físicos, biológicos y perturbaciones debido a su manejo, ocasionando modificaciones en las condiciones y las propiedades hidráulicas del medio. Alaoui *et al.* (2011) realizan una revisión de los efectos de compactación, cizallamiento y reordenamiento de los agregados del suelo y terrones debido a la contracción y como puede verse afectada seriamente la geometría de los poros de los suelos agrícolas. No siempre se dispone de datos suficientes para calibrar y validar estos modelos (Šimůnek *et al.*, 2003).

Como se indicó, la transferencia de agua y soluto entre la matriz y los macroporos o espacios entre agregados, tiene varias aproximaciones conceptuales. Pero además, las condiciones de campo pueden hacer variar significativamente las propiedades de esta transferencia por presencia de materia orgánica, óxidos, minerales que disminuyan la permeabilidad de las paredes y los coeficientes de difusión y de flujo entre macroporos y microporos (Thoma *et al.*, 1992; Jarvis, 2007). Se ha indicado que el flujo preferencial combinado con aplicación de una pequeña lámina de riego, favorece la retención de plaguicidas en la zona de raíces, debido a que los solutos son retenidos en el suelo y quedan protegidos de la lixiviación producida por riegos posteriores (Shipitalo *et al.*, 1990; Larsson y Jarvis, 2000).

Sin embargo, Šimůnek *et al.* (2003) indican que algunos buenos resultados se han obtenido en el estudio y modelación del flujo preferencial en condiciones de no equilibrio, debido al avance en la robustez de los métodos y la tecnología informática. Si además los resultados están basados en buenos datos de campo, es posible comprender la influencia de las heterogeneidades y los macroporos en el transporte de agua y soluto en la zona no saturada a escala de campo.

Para facilitar el acceso a la enorme cantidad de datos generadas por los modelos y la presentación de resultados, Boulil *et al.* (2013) proponen un esquema tipo almacén de datos para utilizar MACRO en Francia en el contexto de la toma de decisión para el uso de plaguicidas. Es una base de datos diseñada para favorecer la visualización, el análisis y la divulgación eficiente de datos a través de la técnica OLAP (*On-Line Analytical Processing*).

2.5. Parametrización de los modelos

Existen numerosos modelos para representar y simular el movimiento del agua y los solutos en medio poroso no saturado, desde modelos sencillos de resolución analítica hasta modelos más complejos que requieren utilizar técnicas de resolución numérica. En Šimůnek (2006) se presenta un resumen de estos modelos numéricos, las técnicas de resolución empleada en cada caso y los problemas que presentan.

La desventaja de los modelos de porosidad o permeabilidad dual es la mayor cantidad de parámetros en relación a los modelos de una única región, siendo más complejos aún los modelos de multi-región (Šimůnek *et al.*, 2003). El modelo de permeabilidad dual de Gerke y van Genuchten (1993) necesita 16 parámetros mientras que las aproximaciones de onda cinemática en macroporos requiere 6 parámetros para la matriz y 4 para la fractura y la transferencia. En el modelo de porosidad dual con ecuación de Richards se requieren 11 parámetros.

Son numerosos los trabajos realizados para cuantificar estos parámetros. Algunos autores como Foster *et al.* (1994), Clothier *et al.* (1995) y Jaynes *et al.* (1995) dan información para la medición directa de parámetros como contenido de humedad total del suelo/agua móvil y la tasa de transferencia entre ambas formas de agua. Šimůnek *et al.* (2003) indican algunos métodos que se pueden usar para la determinación de las propiedades hidráulicas de los suelos basados en la tensión de imbibición (Leeds-Harrison *et al.*, 1994; Gerke y Köhne, 2002) o bien en discos de infiltración (de carga o de tensión) dando buenas funciones de conductividad hidráulica compuesta (matriz y macroporos), sobretodo cerca de la saturación. Estos métodos se pueden combinar con otros que midan la conductividad a distintas tensiones en el rango que va desde los mesoporos a microporos. Con estas medidas se pueden crear funciones de pedotransferencia para utilizar en ausencia de datos. Alaoui y Eugster (2004), utilizaron datos de humedad en el suelo medidas *in situ* con TDR (*Time Domain Reflectometry*) para estimar la recarga neta al acuífero con el modelo MACRO obteniendo buenos resultados a una profundidad de 0.7 m.

La modelación inversa puede aplicarse para obtener los parámetros de los modelos. Algunos como Schwartz *et al.* (2000) utilizan datos de flujos de salida en columna de suelos (ultisol de textura fina), en condiciones variables de humedad y velocidad del flujo, para estimar los parámetros de un modelo de permeabilidad dual (coeficiente de dispersión en microporos y la fracción de adsorción en macroporos en condiciones de campo). Según Šimůnek *et al.* (2003), estos autores no obtuvieron buenos resultados, y tal vez deberían haber tomado datos de concentración dentro de la columna de suelo.

Larsbo (2005) analiza cuatro métodos de estimación de parámetros para MACRO a la vez que predice la incertidumbre de la estimación. Con los métodos GLUE (Beven y Binley, 1992) para análisis de incertidumbre y SUFI (Abbaspour *et al.*, 1997) para calibración, investiga seis parámetros del modelo, elegidos por la dificultad que presentan en la medición directa con ensayos de campo o de laboratorio. Estos parámetros que regulan el flujo preferencial son conductividad hidráulica saturada en microporos, la macroporosidad, el exponente cinético en macroporos y la longitud de difusión, coeficiente de partición de carbono orgánico y tasa de degradación.

Katterer *et al.* (2001) estimaron los parámetros del modelo MACRO con el paquete de modelado inverso SUFI (Abbaspour *et al.*, 1997), a partir de ensayos en columnas de avance en un gleycol húmico utilizando trazadores no reactivos (deuterio, bromuro y cloruro) y dos solutos presentes en el suelo (sulfato y nitrato). Analizaron la influencia de las condiciones de humedad en el avance de los trazadores. Este estudio tuvo más éxito que el anterior ya que se realizó con datos de concentración de flujo de salida y concentraciones residentes dentro de las columnas al final de los experimentos.

Si bien se ha avanzado en la modelación del flujo preferencial de plaguicidas, la parametrización continúa siendo el punto fundamental. Larsbo y Jarvis (2005) indican que no siempre es posible encontrar un conjunto de parámetros que mejor represente las observaciones realizadas y que existe lo que definió Beven (1993) como “*equifinality*” que se produce cuando se pueden simular bien periodos de tiempo diferentes mediante diferentes conjuntos de parámetros. En el mismo sentido se pronuncia Köhne *et al.* (2009a) respecto a los parámetros de los modelos y señala algunas limitaciones de la modelación inversa para determinar los parámetros del flujo preferencial.

2.6. Ensayos de campo

La necesidad de datos para la calibración de un modelo matemático es un aspecto que requiere la mayor atención. Esta información puede obtenerse en ensayos de laboratorio o en el campo. Los ensayos de laboratorio pueden no ser representativos de los procesos a gran escala mientras que los ensayos de campo pueden ser más complejos de realizar.

Allaire *et al.* (2009), realizan una pormenorizada síntesis de los métodos existentes tanto de laboratorio como de campo y a escalas de poro, perfil y regional. Los métodos desarrollados abarcan desde la caracterización de macroporos por medios fotográficos, escáner, rayos X, tomografía, resinas, colorantes, etc. hasta la determinación del

Capítulo 2

movimiento del agua y el soluto mediante ensayos de infiltración, curvas de avance, sondas de distintos tipos, resistividad eléctrica, capacitancia, etc. Indican que la selección del método dependerá del objetivo del estudio que es el que definirá la escala espacial y temporal de las mediciones. De esta manera estudiar los procesos de flujo preferencial de forma integral en el perfil del suelo es adecuado cuando el objetivo es determinar el volumen de contaminante que llega al acuífero. A escala del perfil los métodos buscan caracterizar el flujo vertical dado que es de fácil identificación y visualización, pero en la mayoría de las investigaciones se utilizan varias técnicas complementarias en el análisis del flujo preferencial. Estas técnicas aportan diferente información mediante observación de estructuras, determinación de curvas de avance o movimiento y visualización del movimiento del agua. Perillo *et al.* (1999) indican que ensayos costosos como colorimetría en el campo son combinados con observación de estructuras del suelo y determinación de humedad en el suelo que ayudan en la interpretación de resultados. Perillo *et al.* (1998), señalan la influencia de la velocidad del agua en el retardo del colorante en suelos.

Una importante cuestión señalada por Allaire *et al.* (2009), es que el flujo preferencial en general no se mide directamente, sino que se infiere. Se suele medir número y forma de los macroporos susceptibles de producir flujo preferencial. También se suelen comparar las mediciones de flujo realizadas en suelos con y sin flujo preferencial, de esta manera se infiere la parte correspondiente a macroporos. Estos autores señalan que existen dos formas principales utilizadas en estudios de flujo preferencial. Una de observación y cualificación de estructuras susceptibles de producir flujo preferencial y otra de medición del movimiento o distribución del agua y/o gases. Para el estudio del transporte de solutos, los trazadores y curvas de avances son ampliamente utilizados.

Dentro de las técnicas existentes señaladas por Allaire *et al.* (2009) se pueden indicar las siguientes características principales, ventajas y desventajas.

La técnica más sencilla y más usada, son las excavaciones y fotografías con observación *in situ* de la estructura del suelo en capas finas, alrededor de 0.05 m, que se van removiendo cuidadosamente, describiendo presencia de macroporos y fotografiando. Se suele utilizar con analizadores de imágenes para separar microporos de macroporos. La técnica proporciona información sobre el número de macroporos en superficie, macroporosidad, longitud media visible, orientación, profundidad y diámetro de los macroporos. También da información de otras características que causan flujo preferencial, tales como la presencia de concreciones y lentes, profundidad radicular, diferencia y homogeneidad de las capas del suelo. Para determinar el nivel de continuidad y número de macroporos, Munyankusi *et al.* (1994), recomiendan excavar en capas de 0.05 m o menos. Esta técnica permite observar características difíciles de

apreciar con otras técnicas, como es el revestimiento de los macroporos. Es un método cualitativo, laborioso y limitado a macroporos que se pueden detectar visualmente. Un inconveniente con la excavación es que el suelo extraído queda perturbado y no puede utilizarse en estudios posteriores. Durante la excavación, los macroporos menos estables pueden ser destruidos o tapados, por lo que la macroporosidad será subestimada. También estará afectada por el contenido de humedad del suelo.

La observación del perfil en calicata se utiliza en estudios desde 10^{-3} a 10 m. No sirve para describir la porosidad, tampoco para describir ni cuantificar los procesos, no tiene resolución temporal pero es de bajo costo de mantenimiento. Los resultados son en dos dimensiones (superficie) y profundidad, la resolución espacial (precisión y frecuencia) es alta. La duración de las medidas es de pocas horas y el costo de instalación (mano de obra e instrumentos) bajo.

Para la medición de la conductividad hidráulica en condiciones de saturación -baja tensión de agua-, se puede utilizar el doble anillo grande que permite capturar macroporos. Se puede realizar a carga constante o variable. El resultado de calcular K con Darcy indica que, un orden más que lo esperado para la matriz del suelo se debe a la presencia de flujo preferencial y la distribución de la conductividad hidráulica saturada indica la frecuencia de macroporos. En la mayoría de los casos se realiza en superficie pero se puede hacer a distintas profundidades. Es un método fácil pero lento hasta lograr el equilibrio. No permite diferenciar entre tipos de flujo preferencial.

La infiltración se puede medir a escalas entre 1 a 10 m, pero no sirve para describir ni cuantificar porosidad. Los procesos se describen como caja negra y tienen bajo nivel de cuantificación, los datos se obtienen en 2D, en superficie y en profundidad. Tienen baja resolución espacial pero alta temporal. La duración de las medidas es menor a algunos días, tiene bajo costo de instalación y mantenimiento.

Para medir las curvas de avance con trazadores, se requiere instalar instrumentos a distintas profundidades del perfil. Aunque el ensayo para obtener curvas de avance es económico y fácil de realizar, los resultados no permiten distinguir los procesos de flujo preferencial presentes. Están influenciados por las condiciones de aplicación del trazador y la humedad inicial del suelo. Las curvas de avance con tiempos menores que las previstas por la ecuación de advección-dispersión, indican presencia de flujo preferencial. En caso de adsorción los tiempos de la curva y la ecuación serán parecidos.

Los colorantes para el estudio del proceso de infiltración en el perfil, a escala de de 1 a 10 m, dan buena descripción de la macroporosidad. Se pueden describir varios procesos y patrones espaciales de flujo preferencial de forma separada y sobretodo de macroporos, pero la cuantificación es pobre. Los datos son bidimensionales (superficie y

Capítulo 2

profundidad), la resolución espacial es alta y la temporal baja. El tiempo de ensayo es menor a varios días, tiene bajo costo de instalación y ningún costo de mantenimiento. Los más comunes son FD&C Blue N° 1, azul de metileno y Acid Red N° 1. El colorante más utilizado es el FD&C Blue N° 1 azul brillante, cuyas principales propiedades son baja toxicidad, estabilidad en el suelo, solubilidad en el agua, baja a moderada sorción y baja tasa de degradación. Además presenta buen contraste en la mayoría de los suelos. Ha sido utilizado por muchos investigadores a partir del año 1995. En Flury y Wai (2003), se puede consultar una buena revisión de los colorantes utilizados como trazadores en hidrología con énfasis en la zona no saturada. No existen protocolos establecidos para la aplicación de colorantes en estudios de flujo preferencial, por lo que pueden ser utilizados en solución o en polvo sobre la superficie o en el agua de riego. Los resultados dependen de la intensidad y volumen de riego, concentración y forma de aplicación del colorante. Durante el proceso de infiltración se toman fotos y se puede además realizar mediciones para determinar curvas de avance. Visualmente se reconocen las superficies teñidas con colorante y con fotografías color se evalúa el patrón de flujo preferencial: continuidad del recorrido, número de macroporos, profundidad, longitud, área, orientación, etc. No proporciona información sobre el volumen de flujo preferencial. Los métodos de cuantificación de parámetros a partir de imágenes son complejos. Colorantes con diferentes propiedades se pueden combinar en un ensayo para analizar su distribución y contribución de cada uno al flujo preferencial. Villholth (1994) señala que la colorimetría sobrestima la macroporosidad activa tal vez debido a que no todos los macroporos teñidos participan simultáneamente en el flujo preferencial.

Entre estos ensayos de campo, Flury *et al.* (1994), realizan ensayos de coloración en catorce suelos agrícolas de Suiza con riego por aspersión e inundación determinando que el avance es más rápido en suelos estructurados que en los no estructurados. Encontraron que el contenido de humedad inicial tuvo poco a ningún efecto en el avance del soluto, mientras que el método de riego tiene un efecto importante en suelos estructurados. Steenhuis *et al.* (1997) realizan ensayos en un perfil del suelo con colorante azul y bromuro, para luego explicar satisfactoriamente el aumento de plaguicida en un dren con un modelo sencillo. También Perillo *et al.* (1999) utilizan colorantes para examinar el flujo preferencial en suelos agrícolas de origen glacial en EEUU bajo tres condiciones de humedad y riego por inundación y aspersión. Determinaron que en riego por inundación dicho flujo es mayor y más profundo e independiente de la condición previa de humedad y de la producción agrícola reciente.

Weiler y Naef (2003), realizaron ensayos con trazadores en pastizales y proponen que un ancho de flujo menor a 2 cm indica que hay flujo preferencial con baja interacción con matriz, entre 2 a 20 cm existe alta interacción, mientras que si es mayor a 20 cm indica que el flujo podría considerarse homogéneo.

Kramers *et al.* (2009), realizaron ensayos en tres tipos de suelos en condiciones secas y húmedas para ver la influencia de las condiciones de humedad en el flujo preferencial. Analizaron digitalmente las imágenes, corrigiendo la distorsión geométrica y de luz para obtener área teñida, caminos teñidos y ancho de caminos de flujo. Luego realizaron un tratamiento estadístico de los resultados.

Existen numerosos métodos para determinar las condiciones de humedad del suelo *in situ*, desde las tradicionales pruebas de tacto a métodos basados en resistencia eléctrica o tensión del agua en el suelo (Martin, 2010).

Para el estudio de las propiedades hidráulicas de los suelos en condiciones transitorias de humedad, Šimůnek *et al.* (1998), calibran el modelo HYDRUS 2D, utilizando datos de campo derivados de ensayos con permeámetro, con penetrómetro de cono y extracciones múltiples *in situ*. Larsbo (2005), realiza ensayos de laboratorio y de campo con lisímetro para la determinación de parámetros del modelo MACRO.

Para determinar la fracción móvil e inmóvil de agua en el suelo, Clothier *et al.* (1995), utilizaron un permeámetro de disco variando el régimen hidráulico de infiltración (para tres valores de carga hidráulica) en un suelo limo-arenoso fino, midiendo la concentración de un trazador. Encontraron que con la disminución de la carga disminuye el flujo preferencial y aumenta la distancia entre las vías preferenciales que se vuelven más difusas. También realizaron estas mediciones para suelos secos determinando que la hidrofobicidad no es un fenómeno que afecte el contenido de agua móvil.

Respecto a la repelencia, Clothier *et al.* (2000) verifican el comportamiento hidráulico esperado en suelos franco limosos de tipo ándico, donde luego de pasado un tiempo inicial de 100 minutos para rotura de hidrofobicidad, el trazador invade el suelo a iguales concentraciones finales, por lo cual indican que la teoría de transporte de solutos explica satisfactoriamente la distribución de concentraciones en este tipo de suelo. Jarvis *et al.* (2008) analizan la repelencia en suelos arcillosos estructurados con pastizales y con siembra de cultivo, utilizando infiltrómetro de tensión en campo, determinando que no existe repelencia en el suelo arado lo cual tendría consecuencias en el transporte de solutos en macroporos.

Jiménez Hernández *et al.* (2009), estudian la contaminación de un acuífero por utilización de lodos de depuradora para riego agrícola, realizando ensayos de campo en una parcela experimental para determinar las propiedades hidráulicas del suelo y la zona no saturada necesarias para la aplicación de un modelo de flujo y transporte. La información obtenida fueron datos de conductividad hidráulica mediante ensayo de

Capítulo 2

infiltración (con anillo simple de 33 cm de diámetro), curvas de tensión humedad hasta 30 cm de profundidad, densidad aparente y curvas granulométricas.

Cullum (2009) realiza un estudio de campo en cuatro parcelas de 1 m² aisladas hidráulicamente con drenajes subterráneos instalados a 0.6 m de profundidad en un fragipán que subyace a un suelo franco limoso. Estima el flujo en macroporos mediante separación del hidrograma medido en los drenes para suelos con y sin pasturas. Utiliza KBr en concentración de 250 mg Br/l.

Wang *et al.* (2009) realizan un ensayo de campo en suelos arenosos en una parcela de 4 x 3 m² y 1.2 m de profundidad con colorante para analizar las heterogeneidades en el flujo y transporte y las diferencias entre ellos. Se toman muestras del suelo para humedad, se mide conductividad eléctrica y concentración del colorante y se tomaron fotografías del perfil. Concluyen que las heterogeneidades en el transporte parecen ser mayores que en el flujo. La variedad de patrones de flujo y transporte que muestran los resultados de experimentos de campo aún bajo las mismas condiciones iniciales y de borde, textura y estructura de suelos y método experimental, generan incertidumbre que se traslada a los resultados producto de la aplicación de modelos.

En todos los casos es recomendable que los experimentos y mediciones se realicen de manera planificada para que provean la mayor cantidad de parámetros para el modelo.

3. EL SECTOR AGRÍCOLA EN EL VALLE INFERIOR DEL RÍO NEUQUÉN

3.1. Características regionales

El presente estudio está centrado en la Provincia de Neuquén, ubicada en la zona noroeste de la Patagonia Argentina. El Distrito de Riego Colonia Centenario, se localiza a una latitud aproximada de 39° S y a una longitud de 68° O, en la margen derecha del Río Neuquén (fig. 3.1).

El relieve de la región es típicamente patagónico extra andino, de planicies de baja altitud (200 – 300 msnm) que forman escalones hacia el mar, atravesadas por ríos que nacen en la Cordillera de los Andes y que han excavado sus valles dejando una escarpa de erosión denominada “barda” en toda la Patagonia.

El clima es árido, la precipitación varía de 80 a 200 mm anuales, concentrada en la época invernal. La temperatura media es de 13.4 °C, con una amplitud térmica anual media de 14 °C, y el déficit hídrico anual es de 550 mm. Este déficit hídrico, en el área productiva, es suplido mediante aplicación de riego, tanto por surco, manto o goteo dependiendo de la estructura de producción. Los vientos son moderados a fuertes, predominantes del oeste y sudoeste.

Los suelos dominantes en la región pertenecen a las Órdenes Aridisoles y Entisoles (de la clasificación del US Soil Taxonomy), con variados grados de desarrollo (Irisarri, 2006). Corresponden a los Grupos Calcisoles, Gypsisoles, Solonchaks, Fluvisoles, Leptosoles, Regosoles, Vertisoles y Arenosoles de la clasificación FAO.

Dentro de los Aridisoles, en las planicies y terrazas fluviales se han formado Petrocalcides típicos y Haplocalcides épicos. En las terrazas bajas de los ríos, se encuentran Entisoles de los subgrupos Torriortentes y Torrisamentes.

La vegetación natural corresponde a la región Estepa arbustiva con especies nativas de ambiente árido (Movia *et al.*, 1982). La zona se ubica en la ecorregión Estepa Arbustiva Patagónica (árida) de Daniele y Natenzon (1994).

Desde el punto de vista geológico el área se localiza en la Cuenca Sedimentaria Neuquina, con paquetes sedimentarios que superan los 6000 m de espesor, de edad Jurásica a Cretácica, y coladas de erupciones volcánicas ocurridas durante el Cenozoico.

Capítulo 3

La principal actividad de la cuenca es la explotación de hidrocarburos que en muchos lugares del valle se superpone con los asentamientos urbanos y la producción agrícola.

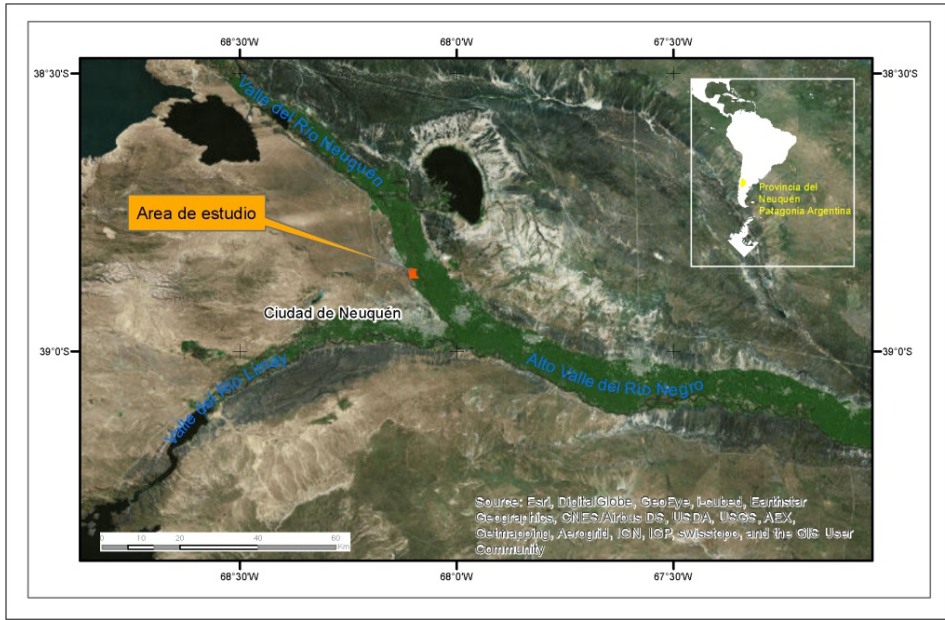


Figura 3.1. Ubicación del área de estudio en la Patagonia Argentina.

La población asentada en la región es cercana al millón de habitantes concentrados en asentamientos urbanos, cuya principal actividad productiva es la hidrocarburífera y agrícola. La actividad industrial es escasa. Se destaca la actividad frutícola, representando los cultivos de peras y manzanas el 90 % de la producción (Peri, 2004), destinadas mayoritariamente a la exportación de fruta y a la industria de jugos concentrados. La producción anual de peras y manzanas en 2010 fue de 1230000 t (Funbapa, 2010).

Le sigue la producción vitícola destinada casi totalmente a la fabricación de vinos, y en menor medida la de frutales de carozo -ciruelas, duraznos, nectarinas-, tomate y alfalfa.

Actualmente las áreas que rodean las ciudades están cambiando su perfil a urbano de baja densidad ocupando las tierras productivas.

3.2. La llanura aluvial del Río Neuquén

El Río Neuquén nace al norte de la provincia del Neuquén, en el faldeo oeste en la Cordillera de los Andes, recorre unos 420 km hasta la confluencia con el Río Limay con el que forma el Río Negro que desemboca en el Océano Atlántico de la Patagonia Argentina.

En el tramo inferior está regulado por represas, por lo que los caudales máximos circulantes en la actualidad no desbordan la planicie de inundación ordinaria y los mínimos apenas permiten mantener las condiciones ecológicas del tramo sobre todo durante el verano. El régimen es pluvionival con caudal medio anual de 308 m³/s y máximo histórico registrado aguas arriba de la presa de Portezuelo Grande de 10500 m³/s (julio 2006). La crecida máxima probable ha sido estimada en 24000 m³/s.

El Río Neuquén en el tramo inferior, es de tipo anastomosado discurriendo en un valle excavado en rocas sedimentarias del Grupo Neuquén (Cretácico Superior) y luego rellenado con sedimentos aluviales. El ancho del valle es variable entre 5 y 9 km. La columna sedimentaria del relleno del valle tiene unos 15 a 25 m de espesor, es granodecreciente, con cantos rodados y gravas en la base hasta limos y arenas finas en el techo. Esta secuencia es heterogénea debido a la existencia de paleocanales que han divagado por la llanura de inundación. El nivel superior está cubierto por capa de sedimentos finos que han permitido el desarrollo de suelos de tipo aridisoles. Son frecuentes los depósitos eólicos finos y médanos.

El río está comunicado con el acuífero libre, llegando la influencia hasta a 500 m de distancia dependiendo del grosor y tipo de sedimentos del lecho (Horne *et al.*, 1997).

El perfil hidrogeológico típico de este valle muestra un estrato superior de menor conductividad hidráulica y flujo vertical no saturado en el perfil del suelo y un estrato inferior más grueso, heterogéneo, con flujo saturado. El nivel freático del acuífero libre, varía entre 1 y 3 m de profundidad desde la superficie del terreno (Dufilho *et al.*, 1996). Esta profundidad varía a lo largo del año, es menor durante el período de riego y luego aumenta en el período sin riego dado que el acuífero drena los excesos a través del sistema de drenaje hasta alcanzar el equilibrio. La recarga del acuífero en un sector del área de estudio, fue estimado con el programa MACRO (Dufilho *et al.*, 2011) en valores cercanos a 500 mm anuales provenientes del riego por manto.

La profundidad del nivel freático es la condición de borde inferior del perfil del suelo para la simulación con MACRO, condiciona el sentido y magnitud del flujo. La escasa profundidad a la que se encuentra el acuífero libre, determina su alta susceptibilidad a la contaminación proveniente de las actividades agrícolas. En la fig. 3.2, se representan

Capítulo 3

los valores anuales promedio de profundidades medidas mensualmente durante el período 2003-2010 en la red de piezómetros del Consorcio. La estimación ha sido realizada con kriging ordinario y refleja la influencia del río y de la red de drenaje.

Las rocas del Grupo Neuquén actúan como hidroapoyo dada su conductividad hidráulica relativa muy inferior y además, debido a que las profundidades de los niveles de los acuíferos confinados en la zona se encuentran muy por debajo del nivel de base del valle. Sin embargo en algunos sitios, la alta concentración salina del acuífero freático es atribuida por algunos autores a una posible recarga desde los acuíferos confinados del Grupo Neuquén.

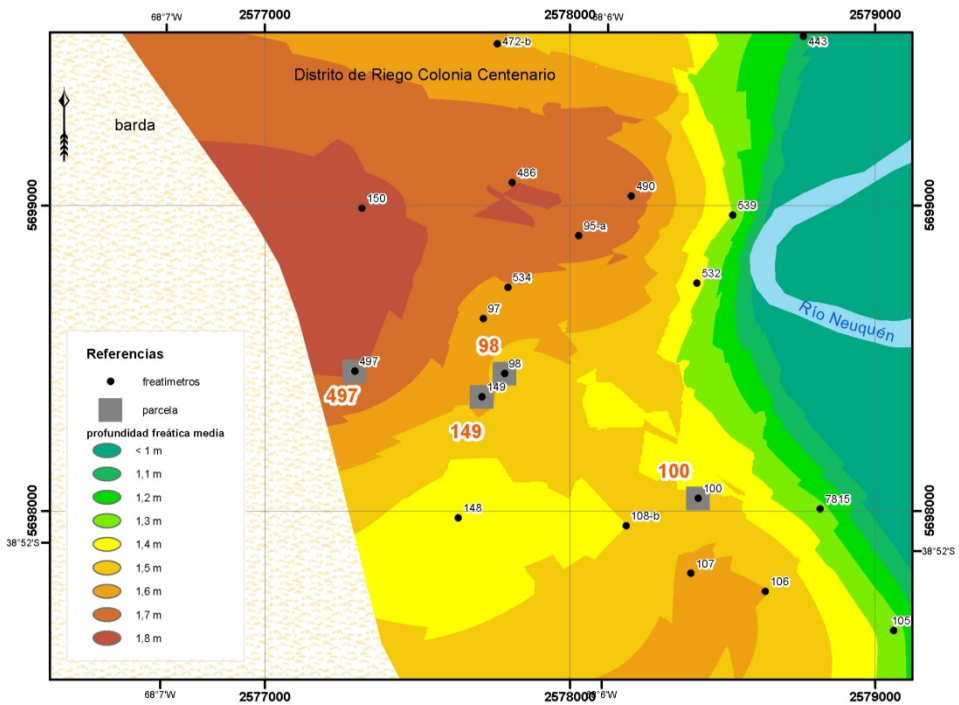


Figura 3.2. Isobatas medias anuales.

La calidad natural del río está afectada por la pérdida de sedimentos en los embalses que produce el efecto "aguas claras" (Baylac *et al.*, 2001), por el vertido de efluentes urbanos con tratamiento primario (Polla *et al.*, 2004), por la descarga de la red de drenaje del sistema frutícola y de algunos puntos de vertidos industriales. Toda la cuenca está impactada por actividad hidrocarburífera. Sin embargo la calidad del agua no muestra altos signos de deterioro, siendo apta para consumo humano y protección de la vida acuática, de acuerdo a las normas vigentes en la República Argentina.

3.3. Actividades agrícolas en el Distrito de Riego Colonia Centenario

3.3.1. Sistema productivo

En 1916 el Dique Ballester permitió el desarrollo del área frutícola del Valle Inferior del Río Neuquén y Alto Valle del Río Negro con 66000 ha bajo riego desde Cinco Saltos a Chichinales.

Del Dique Ballester nace el Canal Principal que recorre 120 km del valle por la margen izquierda, con un caudal de 70 a 80 m³/s, y por margen derecha nace el Canal Centenario con caudal 5 a 8 m³/s que riega el Distrito de Riego Colonia Centenario (PROSAP, 1999). El canal permanece con agua desde agosto a abril, se corta de mayo a julio para realizar tareas de mantenimiento.

Del Canal Centenario nace un sistema de canales secundarios y terciarios, en tierra sin revestir que distribuyen el agua hasta las parcelas. Los canales secundarios funcionan con caudales entre 1.2 y 1.1 l/s (Peri, 2004).

El Distrito de Riego Colonia Centenario cubre una superficie de 3300 ha con parcelas niveladas para posibilitar el riego por manto entre hileras de frutales (melgas) y protegidas perimetralmente por cortinas de álamos para disminuir el impacto del fuerte viento.

La evapotranspiración potencial del monte frutal (fig. 3.3) estimada por el método de Penman-Monteith es de 950 mm anuales. Siendo despreciables las precipitaciones durante la época productiva, el agua necesaria debe ser suministrada mediante riego.

El riego se realiza por manto a través de melgas, en general sin salida de agua al pie. Las láminas promedio son de 80 a 120 mm aplicadas habitualmente cada 10 a 14 días.



Figura 3.3. Producción de peras y manzanas en espaldera con riego por gravedad en melgas.

Capítulo 3

Debido a que el sistema de riego por gravedad es un método ineficiente por definición, es necesario eliminar del subsuelo el agua procedente de la infiltración a través de un sistema de drenaje formado por drenes y colectores que permiten mantener los niveles compatibles con el desarrollo de las plantas frutales. El diseño de las obras de drenaje se actualizó mediante análisis del sistema de riego y modelación del acuífero libre (Horne *et al.*, 1997). El Consorcio realiza periódicas limpiezas de los canales para garantizar la profundidad de drenaje de diseño.

La eficiencia global del sistema de riego en el Alto Valle se estima en un 50-60 % (Peri, 2004) siendo las pérdidas de aplicación en parcela estimadas cercanas a 30-40 % (equivalente a eficiencia de aplicación de 70-60 %). Los estudios en el Valle, arrojan valores de eficiencias parcelarias en algunos sitios tan bajas como 11 a 14 %, lo que evidentemente es una de las causas de la elevación de la capa freática (Peri, 2004).

El estado del nivel freático se monitorea mediante una red de 200 freatómetros distribuidos en toda la Colonia que permiten a través de lecturas periódicas determinar la profundidad del agua en el subsuelo. A partir de 2010 se han dejado de realizar las mediciones mensuales de la red y no se realiza mantenimiento.

3.3.2. Control de plagas

La sanidad de las plantas se mantiene por diversos medios, algunos pocos productores realizan control ecológico de plagas mientras que el resto realiza aplicaciones de plaguicidas.

Dentro de las plagas, la carpocapsa *Cydia pomonella* (L) (fig. 3.4) en perales y manzanos es la que más impacto produce, completa tres generaciones anuales y hasta cuatro en años muy calurosos.

En la región, INTA Alto Valle monitorea el desarrollo de carpocapsa mediante un método termo acumulativo denominado Carpogrados que mide el tiempo fisiológico de desarrollo de la carpocapsa. Para su cálculo se toma el promedio de tres temperaturas diarias (9, 15 y 21 h) al que se le resta el umbral mínimo de desarrollo de la plaga (10 °C) (Nordenström, 2002). El monitoreo se realiza por distintos métodos que permiten elaborar alertas que indican el momento de aplicación de plaguicidas.



Figura 3.4. Carpocapsa - *Cydia pomonella* (L) (Fuente: INTA).

La cantidad total de aplicaciones anuales de plaguicidas para el control de diversas plagas, es variable, dependiendo de las condiciones climáticas fundamentalmente, pero oscila entre 8 a 12 anuales, principalmente organofosforados en particular metil azinfos (Cichón y Garrido, 2012). El número de pulverizaciones depende además del momento de cosecha, de las características de la piel (russet y cantidad de cera) y del volumen de aplicación. Las aplicaciones se concentran principalmente, en los dos primeros meses de la temporada productiva (octubre y noviembre).

Entre los plaguicidas aplicados, el grupo de los organofosforados es importante por su elevada toxicidad y ha sido el producto habitual desde el inicio de la fruticultura en el valle. Dentro de ellos el metil azinfos, pertenece al grupo Ib (altamente peligroso) y clorpirifós pertenece al grupo II (moderadamente peligroso) (WHO, 2010). El uso de metil azinfos en fruticultura está decreciendo significativamente.

Entre 2006 y 2011 se implementó un Programa Nacional de Supresión de Carpocapsa para el control de la plaga clave de los frutales de pepita. Se disminuyó el número de aplicaciones de insecticidas en más de un 40 % empleando la Técnica de Confusión Sexual (Cichón y Garrido, 2012). La prohibición de metil azinfos en la Unión Europea durante 2009 (R(CE) nº 1107/2009 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 21 de octubre de 2009) y la consiguiente disminución de su tolerancia de importación de 0.5 a 0.05 ppm limitó su uso en fruta fresca con dicho destino a un máximo de 2-3 aplicaciones.

El plaguicida se aplica a alta presión (fig. 3.5) sobre los frutales, disuelto en concentraciones variables según el producto. El total de los diversos plaguicidas aplicados al año en el valle, oscila entre 6 a 12 kg/ha.

Capítulo 3



Figura 3.5. Pulverización de plaguicidas en frutales.

Para la aplicación del producto, se considera además el tiempo de carencia necesario previo a la recolección de la pera (enero) y de la manzana (febrero – marzo). Este tiempo está establecido en función de los límites permitidos de residuos de plaguicidas (SENASA, 2003). La Tabla 3.1 muestra los períodos de carencia establecidos para los productos estudiados.

Tabla 3.1. Organofosforados aplicados y tiempo de carencia.

Principio activo	Marca comercial	Especie (tolerancia)	Tiempo de carencia días
Metil azinfos	Cotnion 35 WP Gusathion M 35% WP	Pera Packam's Trium. (0.5 ppm)	17
		Granny Smith	26
		Otras manzanas (0.5 ppm)	38
Clorpirifós	Lorsban 75WG Pyrinex 48 EC Starfos	Manzana y Pera (0.2 ppm)	30

(Fuente: INTA, tiempos de carencia precosecha para insecticidas, temporada 2010-2011).

La composición química de los principios activos estudiados son las siguientes:

Metil azinfos: $C_{10}H_{12}N_3O_3PS_2$, nombre: O,O-dimethyl S-[(4-oxo-1,2,3-benzotriazin-3(4H)-yl)methyl] phosphorodithioate.

Clorpirifós: $C_9H_{11}Cl_3NO_3PS$, nombre: O,O-diethyl O-(3,5,6-trichloropyridin-2-yl) phosphorothioate.

4. MODELADO DEL FLUJO Y TRANSPORTE PREFERENCIAL

4.1 Modelo MACRO de porosidad dual

MACRO es un modelo de flujo de agua y transporte de solutos en suelos estructurados que fue desarrollado por Jarvis en el año 1991 en la Universidad Sueca de Agronomía. Se realizaron sucesivas revisiones y correcciones hasta llegar a la versión 5.2, que es la actual, del año 2010. Es un modelo de libre distribución para plataformas Windows y Linux. Ha sido adaptado para el análisis de escenarios en la regulación del uso de plaguicidas en la Unión Europea (FOCUS, 1995; FOCUS, 2000 y FOCUS, 2014).

Las características del modelo que a continuación se describen están basadas principalmente, en la descripción técnica del modelo versión 5.0 de Larsbo y Jarvis (2003), en actualizaciones de la versión 5.2 y en la guía para el usuario de Stenemo y Jarvis (2010).

4.1.1 Bases conceptuales del modelo

El modelo MACRO representa procesos hidrológicos y de transporte de plaguicidas en el perfil del suelo, considerando aspectos del cultivo, de producción y condiciones climáticas. Es un modelo unidimensional que considera flujo no estacionario de agua, de calor y de solutos en el perfil del suelo con estratos variablemente saturados. Es también denominado modelo de permeabilidad dual dado que divide la porosidad total del suelo entre dos regiones separadas de flujo (microporos y macroporos), cada uno caracterizado por un grado de saturación, conductividad hidráulica, tasa de flujo de agua, concentración de soluto y flujo del soluto (Larsbo y Jarvis, 2003).

Realiza el balance de agua completo a partir de datos de precipitación, evapotranspiración, percolación y flujo horizontal hacia drenes. El balance de masas de soluto incluye transporte advectivo-difusivo, interceptación en el dosel y escorrentía superficial y transformaciones debido a procesos de sorción, biodegradación y absorción por las raíces de las plantas.

Capítulo 4

Además de la precipitación se puede considerar una lámina aplicada por riego. Los excesos de percolación pueden ser captados por drenes parcelarios o producir recarga al acuífero.

Los solutos pueden ser conservativos o no, e incluye simulación de metabolitos generados, pero cada sustancia se modela individualmente.

Los principales procesos simulados en MACRO se resumen en la Tabla y en el esquema de la fig. 4.1.

Tabla 4.1. Procesos de flujo y transporte en MACRO (modificada de Larsbo y Jarvis, 2003).

Flujo no saturado	Ecuación de Richards en microporos, flujo por gravedad en macroporos
Consumo de agua en raíces	Término empírico de sumidero, agua preferentemente extraída de macroporos
Filtración hacia drenes y agua subterránea	Teoría de filtración potencial. Término sumidero en ecuación de flujo vertical del agua
Transporte de soluto	Ecuación de advección-dispersión en microporos, flujo de masa en macroporos
Intercambio de masa	Aproximación de primer orden para el intercambio desde macroporos a microporos. Intercambio instantáneo de agua desde microporos a macroporos. Intercambio de solutos convectivo-difusivo
Sorción	Equilibrio instantáneo, sorción cinética según modelo de dos regiones. Isoterma de Freundlich, partición entre micro y macroporos
Degradación	Cinética de primer orden con coeficientes separados para sólidos y líquidos, micro y macroporos
Temperatura del suelo	Ecuación de conducción de calor

MACRO no considera procesos de volatilización; calcula la lámina de escorrentía superficial pero no los hidrogramas de escorrentía.

Respecto a las prácticas agrícolas, se pueden modelar cultivos perennes, anuales o estacionales o bien suelos sin cultivo, con riego, drenaje y labranza. Para perennes asume que la profundidad de raíces, altura del cultivo y el índice de área de hojas son constantes durante toda la simulación. El agua de lluvia o de riego que es interceptada por el cultivo es luego evaporada mientras que el agua que no es interceptada constituye la precipitación efectiva que se infiltra en el suelo.

Por sus características, se aplica en suelos estructurados (arcillosos) y si bien no considera específicamente el flujo preferencial de tipo digitado (habitual en suelos arenosos), ha sido aplicado con éxito en diversos estudios.

Se puede discretizar el perfil hasta en 200 capas. MACRO utiliza un método numérico implícito para resolver la ecuación de Richards linearizada.

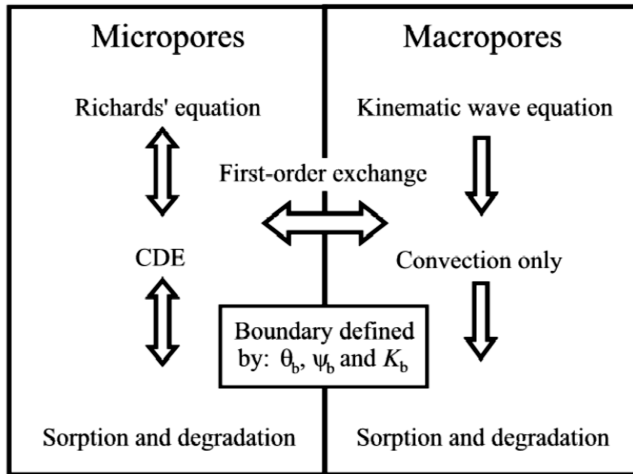


Figura 4.1. Representación esquemática de los procesos simulados en MACRO. CDE es ecuación de advección-dispersión, θ_b es contenido de agua en microporos saturados, ψ_b es presión en el límite y K_b es conductividad saturada en microporos (Fuente: Larsbo, 2005).

La solución numérica del modelo se realiza desacoplando los cálculos en cada dominio de flujo. Primero se calcula el flujo vertical de agua y de solutos en microporos y se calculan los almacenamientos con lo que se determinan los excedentes que serán transferidos a los macroporos. Luego se calcula el flujo de agua en macroporos y por último las concentraciones de soluto en ambos dominios para resolver el balance de soluto.

El programa incluye una descripción de parámetros en línea y avisos de error cuando los parámetros introducidos no son razonables.

4.1.2 Variables conductoras

El movimiento del agua y el transporte de los plaguicidas ocurre de acuerdo a procesos hidrológicos cuya magnitud depende en gran medida de las características climáticas. Éstas se introducen al modelo mediante archivos de datos de entrada de:

Capítulo 4

1. Precipitación diaria u horaria con concentración de solutos constante.
2. Temperatura diaria del aire (media o máxima y mínima).
3. Evapotranspiración potencial diaria, o datos adicionales para calcularla por el método de Penman Monteith (radiación solar, velocidad del viento y presión de vapor).

Según la temperatura media diaria del aire, la precipitación es repartida en agua o en nieve, asumiendo que por debajo de $-2\text{ }^{\circ}\text{C}$ toda la precipitación es nieve y que por encima de $+2\text{ }^{\circ}\text{C}$ toda es agua. Entre ambas temperaturas se considera una variación lineal para repartir las fracciones de agua y de nieve. Se puede tener en cuenta las pérdidas por deriva del viento a través de un factor que modifica los datos de precipitación y nieve.

Además de la precipitación, se puede considerar el riego incorporando información de calendario de riego, lámina aplicada, tiempo de riego y concentración de plaguicida en el agua de riego. La intercepción se estima como una fracción de la lámina aplicada.

Para la estimación de la evapotranspiración potencial con la ecuación de Penman-Monteith a partir de datos meteorológicos, el modelo asume que la demanda evaporativa a lo largo del día tiene una distribución uniforme calculada a partir de la latitud del sitio y del día del año.

4.1.3 Flujo del agua en el suelo

A partir de la lluvia o del riego, el agua se infiltra y se mueve a través del suelo, en dos dominios -microporos y macroporos- de comportamiento diferente. La dinámica en estas dos regiones es caracterizada de acuerdo a sus propiedades hidráulicas y de las ecuaciones de flujo que se describen a continuación.

4.1.3.1 Flujo en microporos

La ecuación de Richards para flujo vertical en microporos se expresa como:

$$C \frac{\partial \psi}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(K \left(\frac{\partial \psi}{\partial z} + 1 \right) \right) - \sum S_i \quad (4.1)$$

donde $C = \frac{\partial \theta}{\partial \psi}$ es la capacidad diferencial de agua, θ es el contenido volumétrico de agua, ψ es la carga de presión del agua en el suelo, t es el tiempo, z es la profundidad, K es la conductividad hidráulica no saturada y S_i es el término

fuentes/sumideros para intercambio de agua con macroporos, percolación y absorción por raíces.

4.1.3.2 Flujo en macroporos

En macroporos la capilaridad es despreciable y el flujo es dominado por la gravedad (*i.e.* $\partial\psi/\partial z = 0$), de acuerdo a la siguiente expresión:

$$\frac{\partial\theta_{ma}}{\partial t} = \frac{\partial K_{ma}}{\partial z} - \sum S_i \quad (4.2)$$

donde: θ_{ma} es el contenido de agua en macroporos y K_{ma} es la conductividad hidráulica en macroporos. K_{ma} se asume como una función potencial de θ_{ma} .

Es un enfoque de tipo capacitancia simplificado (Jarvis, 1998), y es similar al enfoque onda cinemática de Germann (1985) donde se asume que el flujo en macroporos se produce solamente por drenaje debido a gravedad.

4.1.3.3 Propiedades hidráulicas

En suelos con macroporos, la conductividad hidráulica se incrementa muy rápidamente con pequeños cambios de presión a medida que se acerca a la saturación (Larsbo y Jarvis, 2003; Clottier y Smetten, 1990; Jarvis y Messing, 1995). La separación entre la región de microporos y la de macroporos se define como un punto límite (ψ_b) de quiebre en la curva de presión (fig. 4.2). Este punto separa la porosidad total entre micro y macroporosidad, representando θ_b el contenido de agua en la matriz saturada (microporos) y K_b la conductividad hidráulica de la matriz saturada del suelo.

La retención de agua en microporos del suelo, se calcula utilizando la ecuación modificada de van Genuchten (1980):

$$S = \frac{\theta_{mi} - \theta_r}{\theta_s^* - \theta_r} = (1 + (\alpha\psi)^n)^{-m} \quad (4.3)$$

donde S es el contenido efectivo de agua (-), θ_{mi} contenido de agua en microporos, m , n y α son parámetros de forma con $m = 1 - 1/n$, θ_r es el contenido residual de agua y θ_s^* es un contenido ficticio saturado de agua, obtenido de ajustar la ec. 4.3 a datos de retención para presiones menores que ψ_b . El parámetro θ_s^* no representa la saturación actual de agua en el modelo, dado que lo define el usuario para reflejar la macroporosidad. Es utilizado internamente por MACRO para extender la curva de retención para valores de potencial mátrico mayores que ψ_b y permitir una sobresaturación temporal en los microporos cuando resuelve la ec. 4.1.

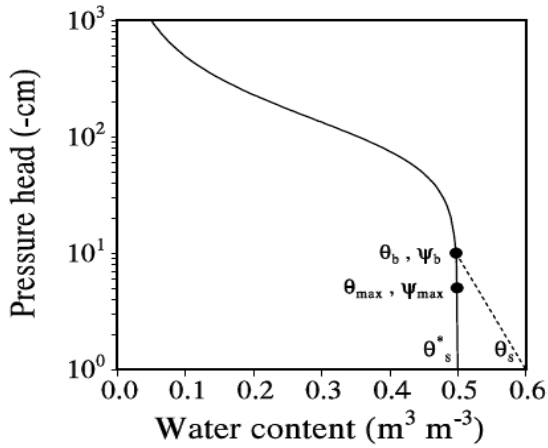


Figura 4.2. Función de retención de agua en el suelo de van Genuchten modificada (Fuente: Larsbo y Jarvis, 2003).

La conductividad hidráulica no saturada en microporos K_{mi} , se explica con el modelo de Mualem (1976) que incorpora el punto K_b (Luckner *et al.*, 1989):

$$K_{mi} = K_b \left(\frac{S}{S_{mi}(\theta_b)} \right)^l \left[\frac{(1 - (1 - S^{1/m})^m)}{(1 - (1 - S_{mi}(\theta_b)^{1/m})^m)} \right]^2 \quad (4.4)$$

donde l es el factor de tortuosidad en microporos y $S_{mi}(\theta_b)$ está dado por:

$$S_{mi}(\theta_b) = (1 + (\alpha\psi_b)^n)^{-m} \quad (4.5)$$

La función de conductividad hidráulica en macroporos K_{ma} está dada en función de la conductividad hidráulica saturada en macroporos $K_{s(ma)}$ y una función potencial del grado de saturación del macroporo S_{ma} :

$$K_{ma} = K_{s(ma)} S_{ma}^{n^*} \quad (4.6)$$

donde n^* es un exponente cinemático que refleja la distribución del tamaño de los macroporos y la tortuosidad. S_{ma} está dado por la expresión:

$$S_{ma} = \frac{\theta_{ma}}{e_{ma}} \quad (4.7)$$

donde θ_{ma} es el contenido de agua en macroporos y e_{ma} es la macroporosidad calculada como el contenido total de agua de saturación θ_s menos la humedad de microporos saturados θ_b .

Para tener en cuenta la variación de macroporosidad y conductividad hidráulica en macroporos, debido al cambio de estructura en la capa superficial del suelo por dilatación y contracción, se incorporan las relaciones siguientes de Messing y Jarvis (1990):

$$e_{ma} = e_s + p(\theta_b - \theta_{mi}) \quad (4.8)$$

$$K_{s(ma)} = (K_{s(min)} - K_b) \left(\frac{e_{ma}}{e_s} \right)^{m^*} \quad (4.9)$$

donde p es la pendiente de contracción, e_s es el valor mínimo de macroporosidad dado por $\theta_s - \theta_b$, $K_{s(min)}$ es la conductividad hidráulica saturada mínima de suelo que se expande en el punto $e_{ma} = e_s$ y m^* es un exponente empírico.

4.1.3.4 Fuentes y sumideros

Intercambio de agua entre macroporos y microporos

En el término sumidero S de la ec. 4.1, la captación de agua de macroporos por microporos no saturados S_w se calcula mediante una aproximación de primer orden de la ecuación de difusión. Es función del tamaño medio efectivo de los agregados - longitud de difusión-, suponiendo un bloque de geometría rectangular para los agregados (Šimůnek *et al.*, 2003). Entonces:

$$S_w = \left(\frac{G_f D_w \gamma_w}{d^2} \right) (\theta_b - \theta_{mi}) \quad (4.10)$$

donde d es la longitud difusión efectiva relacionada con la mitad del ancho del agregado y con la capa superficial delgada que recubre macroporos y agregados superficiales; G_f es un factor de geometría (igual a 3 para bloques rectangulares (van Genuchten, 1985)) y γ_w es un factor de escala para hacer coincidir la solución exacta y la aproximada del problema de difusión (van Genuchten, 1985; Gerke y van Genuchten, 1993), D_w es la difusividad efectiva del agua dada por:

$$D_w = \left(\frac{D_{\theta_b} + D_{\theta_{mi}}}{2} \right) S_{ma} \quad (4.11)$$

donde D_{θ_b} es la difusividad del agua en microporos saturados, $D_{\theta_{mi}}$ es la difusividad del agua con el contenido actual de humedad que se calcula con el modelo de Mualem-van Genuchten, y S_{ma} contabiliza regiones de humedecimiento incompleto entre las dos zonas.

Capítulo 4

La ec. 4.11, describe el flujo de macroporos hacia microporos y no en sentido contrario. El flujo desde microporos a macroporos ocurre instantáneamente cuando el contenido de agua de microporos excede θ_b , siguiendo el principio físico básico que gobierna el llenado de los poros cuando la presión es excedida. Esto puede ocurrir en el perfil del suelo o en superficie, cuando la tasa de precipitación supera la capacidad de infiltración de los microporos.

Drenaje

El grado de saturación en macroporos define la localización y extensión de las zonas que percolan hacia los drenes. Si los macroporos no están saturados, no hay flujo hacia los drenes, mientras que si los microporos no están saturados y los macroporos si, el flujo hacia los drenes es aportado únicamente por macroporos. El flujo lateral hacia drenes es simulado como un término sumidero S_j en la ecuación de Richards (ec. 4.1).

MACRO simula dos situaciones: flujo hacia un sistema de drenes parcelarios completamente penetrantes y flujo subterráneo hacia sistema de colectores y desagües o ríos. En ambos casos, la tasa de flujo desde las capas saturadas ubicadas encima de la profundidad de drenaje, se calcula con la teoría de potencial de filtración en suelos estratificados (Youngs, 1980; Leeds Harrison *et al.*, 1986).

El drenaje total $q_{d(tot)}$ se calcula mediante:

$$q_{d(tot)} = A_f E \quad (4.12)$$

donde A_f es un factor de forma diferente para drenes parcelarios y para percolación al acuífero, y E es la filtración potencial dada por:

$$E = \int_{h_0}^H K(h)(H - h)dh \quad (4.13)$$

donde $K(h)$ es la conductividad hidráulica que varía con h , h_0 es la altura de la base de la zona saturada y H es la altura del nivel freático. Las alturas están medidas desde un nivel de referencia ubicado en la base del perfil.

El flujo hacia los drenes proveniente de capas situadas por debajo de la profundidad de drenaje se calcula con el primer término de la ecuación de drenaje de Hooghoudt.

Consumo de agua por raíces

El agua extraída del suelo por las raíces se calcula teniendo en cuenta la demanda evapotranspirativa de los cultivos, la distribución de raíces y el contenido de humedad. Jarvis (1989) propone un modelo empírico donde asume que la tasa entre el agua extraída actual y la extracción potencial varía en función de un índice de estrés hídrico

adimensional ω^* . Este índice ω^* se calcula en función de la distribución de raíces y del contenido de humedad en el suelo. Para la distribución de raíces en función de la profundidad se sigue la distribución logarítmica propuesta por Feddes *et al.* (1974).

Asume una función con umbrales por lo que el estrés total debe exceder un valor crítico de ω_c^* antes que la transpiración se reduzca. La planta puede ajustar el estrés tomando más agua de otro nivel del suelo a través de las raíces.

El agua total consumida por raíces S_r (parte de S_i en ec. 4.1) se calcula:

$$S_r = \left(\frac{E_a}{\Delta_{zi}} \right) \left(\frac{r_i \omega_i}{\omega^*} \right) \quad (4.14)$$

donde E_a es el consumo actual, ω_i es el factor de reducción en la capa i , r_i es el largo total de raíces en capa i , Δ_{zi} es el espesor de la capa i .

Este consumo de agua es extraído primero de macroporos y luego del almacenamiento en microporos.

4.1.3.5 Solución numérica

4.1.3.5.1 Flujo en microporos

La ecuación de flujo no saturado es altamente no lineal y difícil de resolver numéricamente debido a que las relaciones entre la conductividad hidráulica y la humedad del suelo son sensibles a pequeños cambios de tensión (Anderson y Woessner, 1992). Esta sensibilidad produce inestabilidad durante la resolución numérica, que puede ser minimizada disminuyendo la discretización espacial (centímetros - decímetros) y los pasos de tiempo (en el orden de segundos).

La linearización de C en la parte izquierda de la ecuación de Richards, produce un error en el balance de masa que se reduce con una solución iterativa propuesta por Celia *et al.* (1990).

En la discretización del término de la derecha de la ecuación de Richards, se lineariza K explícitamente y se calcula usando media aritmética (van Dam, 2000).

El número de iteraciones se establece con criterios de tolerancia, pero dado que la convergencia es rápida, no se requieren criterios muy estrictos.

La distancia nodal entre capas numéricas influye en los resultados obtenidos al resolver la ecuación de Richards. Así, van Dam (2000) a partir de simulaciones para distintas distancias, concluye que capas menores de 1 cm cerca de la superficie del suelo producen resultados aceptables mientras que valores cercanos a 5 cm sobrestiman la infiltración y la evaporación. Larsbo (2005) investigó la variación en la estimación de la

Capítulo 4

infiltración en un suelo arcilloso, llegando a la misma conclusión para capas de 0.5 cm y 5.0 cm.

Condiciones de borde en superficie

Las condiciones de borde en la superficie del suelo son una parte muy importante en los modelos de flujo y transporte en condiciones físicas de no equilibrio. MACRO establece una condición de flujo de agua dependiendo de la capacidad de infiltración en microporos. Cuando la intensidad de lluvia o riego es menor que la capacidad de infiltración en microporos I_{mi} , el agua se infiltra en la matriz del suelo; si la intensidad supera esta capacidad se produce flujo en macroporos. Si la intensidad supera la capacidad total de infiltración de microporos y macroporos se produce escorrentía superficial.

La lluvia neta en un intervalo de tiempo, está dada por la lluvia que llega al suelo directamente W_s más el agua que llega por goteo desde las ramas W_d . Esta cantidad es repartida en evaporación desde el suelo E_s , infiltración en microporos y en exceso dirigido a macroporos I_{ma} dependiendo de la capacidad de infiltración en microporos I_{mi} .

Las condiciones de contorno se plantean de la siguiente manera: Neumann

$$I_{mi} = W_s + W_d - E_s \quad ; \quad W_s + W_d - E_s \leq I_{max} \quad \text{Neumann} \\ I_{ma} = 0 \quad (4.15)$$

$$I_{mi} = I_{max} \quad ; \quad W_s + W_d - E_s > I_{max} \quad \text{Dirichlet}$$

$$I_{ma} = W_s + W_d - E_s - I_{mi}$$

Si se cumple la condición de Neumann, resulta flujo conocido como condición de borde, y será igual a lluvia neta menos evaporación desde el suelo. Si se cumple la segunda condición –Dirichlet- el flujo en la superficie ocurre por una tensión conocida. Durante las iteraciones estas condiciones pueden cambiarse.

La infiltración máxima I_{max} está dada por la Ley de Darcy:

$$I_{max} = K_{top} \left(\frac{(\psi_{b(1)} - \psi_1^{n+1})}{\Delta z_1 / 2} + 1 \right) \quad (4.16)$$

donde el subíndice 1 se refiere a la capa superficial y K_{top} es la media aritmética de K_b y K para la capa superficial. Cuando los microporos están saturados, la capacidad de infiltración está dada por K_b .

El cálculo de la tasa de evaporación desde el suelo E_s , se realiza comparando el caudal máximo entregado en superficie con la pérdida potencial en superficie.

Condiciones de borde en la base del perfil

MACRO considera 4 condiciones posibles (Larsbo y Jarvis, 2003):

- Gradiente hidráulico conocido: la percolación se calcula con el gradiente hidráulico –definido por el usuario– multiplicado por la conductividad hidráulica no saturada en la capa inferior.
- Carga de presión conocida: se conoce la presión en la base del perfil. La presión puede ser variable en el tiempo pero no puede ser negativa.
- Acuífero en el perfil del suelo: cuando la capa inferior de suelo no está saturada, se impone una condición de no flujo, impidiendo el ascenso capilar debido a un gradiente hidráulico hacia arriba. Cuando el fondo está saturado, la percolación q_{out} se calcula considerando tanto la conductividad hidráulica en macroporos como en microporos y la altura piezométrica H . De tal manera que:

$$q_{out} = q_{const} \left(\frac{K}{K_s} \right) H \quad (4.17)$$

donde q_{const} es parámetro empírico, K es la conductividad saturada en microporos (K_b) o en macroporos ($K_s - K_b$) en el horizonte más profundo del perfil.

- Lisímetro: la carga de presión en el fondo es igual a cero pero no se permite ascenso capilar.

La condición de borde de presión conocida presenta problemas numéricos en la base del perfil, que es solucionada corrigiendo ψ_b , pero sin cambiar K_b ni θ_b para no afectar los resultados.

Actualización del flujo y almacenamiento en el perfil

La solución de la ecuación de Richards da la carga de presión ψ en cada nodo, esta se transforma en contenido de humedad θ_b en cada capa con la curva tensión-humedad. Luego dependiendo del tipo de condición de borde, se actualizan los flujos y almacenamientos. Si se trata de condición de Neumann se estima el flujo a través de la diferencia de almacenamiento entre las capas de la discretización del modelo, si es Dirichlet se calcula el flujo con las tensiones conocidas usando la ley de Darcy.

Cuando el contenido de agua en microporos excede θ_b hay flujo en macroporos que tienen una capacidad de contener agua C_{ma} dada por:

$$C_{ma} = (1 - S_{ma})(\theta_s - \theta_b) \quad (4.18)$$

Capítulo 4

Se define otro punto de corte en la curva de retención de van Genuchten modificada (fig. 4.2) para establecer la cantidad máxima de agua θ_{max} excedente que puede generarse en microporos en cada paso de tiempo de simulación: $\theta_{max} = \theta_b + C_{ma}$. Este corte produce una discontinuidad que puede acarrear problemas de convergencia del esquema iterativo para la solución de la ecuación de Richards, pero no presenta complicaciones para parámetros reales de modelación.

Al resolver la ecuación de Richards el potencial mátrico puede aumentar por encima de ψ_{max} cuando los macroporos están saturados, entonces la capacidad en macroporos se fija en cero. Para potencial mátrico por encima de ψ_b la conductividad hidráulica en microporos es igual a K_b . Una vez que se ha resuelto Richards, toda el agua excedente θ_b es instantáneamente removida de los microporos y agregada a los macroporos.

Los problemas de convergencia y oscilación de la solución numérica para valores de n próximos a 1 son solucionados condicionando que $\psi_b < 0$ en el modelo de van Genuchten modificado (Larsbo y Jarvis, 2003).

4.1.3.5.2 Flujo en macroporos

Para resolver el balance de agua en macroporos en cada capa, utiliza el método "intervalo partido" que es una técnica iterativa implícita que se aplica desde la superficie del suelo hacia abajo. Si la capacidad de microporos y macroporos es excedida en alguna capa, se agrega el exceso en la o las capas superiores y se recalcula el flujo en las mismas.

4.1.4 Transporte de solutos

4.1.4.1 Transporte de solutos en microporos

El transporte de solutos en microporos es calculado usando la ecuación de advección-dispersión:

$$\frac{\partial(c\theta_{mi(m)} + (1 - f - f_{ne})\gamma s)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(D\theta_{mi(m)} \frac{\partial c}{\partial z} - qc \right) - \sum U_i \quad (4.19)$$

donde c es la concentración de solutos en la fase líquida, s es la concentración de solutos sorbida en la zona de equilibrio, U_i es el término fuente/sumidero, f es la fracción de masa de material sólido en macroporos en contacto con agua, f_{ne} es la fracción del material sólido que interviene en la sorción de no equilibrio (*i.e.* cinético), $\theta_{mi(m)}$ es el contenido de agua móvil, que representa el volumen de suelo inaccesible

debido a la exclusión aniónica, q es la tasa de flujo del agua y D es el coeficiente de dispersión dado por:

$$D = D_v v + D_0 f^* \quad (4.20)$$

donde D_v es la dispersividad, v es la velocidad del agua en el poro, D_0 es el coeficiente de difusión en agua libre y f^* es el factor de impedancia que se calcula con la ecuación de Millington y Quirk (1961).

4.1.4.2 Transporte de solutos en macroporos

En los macroporos predomina la advección entonces el transporte se presenta con un enfoque similar, pero no se calcula la dispersión de forma explícita. Considera únicamente sorción en equilibrio, es decir se asume D y f_{ne} igual a cero (Larsbo y Jarvis, 2003).

La partición debido a sorción en equilibrio s se calcula usando la isoterma de Freundlich:

$$s = k_f c^{m_f} \quad (4.21)$$

donde k_f es el coeficiente de sorción y m_f es el exponente de Freundlich.

4.1.4.3 Fuentes y sumideros

El término fuente/sumidero U_i de la ec. 4.19, representa diferentes procesos: sorción cinética, intercambio de masa entre micro y macroporos, pérdidas por lixiviación a drenes y/o a aguas subterráneas, captación de soluto por cultivo y degradación de solutos.

Sorción cinética

Para la sorción cinética (U_k) se asume el enfoque de "two-site" de Altfelder *et al.* (2000), donde los sitios de sorción cinética responden a los cambios de concentraciones de solutos adsorbidos en los sitios de equilibrio:

$$U_k = \frac{\partial A_{ne}}{\partial t} = \alpha_k \left(\gamma s - \frac{A_{ne}}{f_{ne}} \right) \quad (4.22)$$

donde A_{ne} es la masa de soluto almacenado por unidad de volumen de suelo en los sitios cinéticos y α_k es el coeficiente de transferencia de masa de primer orden.

Intercambio de solutos entre macroporos y microporos

La transferencia de masa de soluto entre micro y macroporos (U_e) está dada por una combinación de difusión y de flujo de masa:

Capítulo 4

$$U_e = \left(\frac{G_f D_e \theta_{mi(m)}}{d^2} \right) (c_{ma} - c_{mi}) + S_w c' \quad (4.23)$$

donde la primera parte indica la concentración de solutos en macroporos c_{ma} o en el agua accesible en microporos c_{mi} , dependiendo de la dirección del flujo del agua del coeficiente S_w (i.e. $c' = c_{ma}$ si el agua fluye desde los macroporos a los microporos). D_e es un coeficiente de difusión efectiva que tiene en cuenta las áreas de contacto que no están completamente mojadas entre los dominios de flujo y se escribe:

$$D_e = D_0 f^* S_{ma} \quad (4.24)$$

Transferencia de soluto a drenes y agua subterránea

La pérdida de soluto a drenes U_t debido a filtración lateral es calculada asumiendo mezcla completa dentro del dominio horizontal de flujo, esto es:

$$U_t = \frac{q_d}{\Delta Z} c' \quad (4.25)$$

donde la pérdida o ganancia de soluto debido al flujo hacia el acuífero superficial U_g , es calculada para cada capa de suelo saturada utilizando el concepto de tiempo de retención:

$$U_g = \theta \left(\frac{c' - c_g}{R_t} \right) \quad (4.26)$$

donde R_t es el tiempo de retención, c_g es la concentración de soluto en el agua subterránea que agrega o quita soluto del perfil del suelo según sea la concentración. Esto no altera el balance de agua dado que el flujo subterráneo es asumido implícitamente en estado estacionario (Larsbo y Jarvis, 2003).

Captación por raíces

El soluto tomado por raíces U_c , se modela como un proceso pasivo que depende del agua captada por raíces y de la concentración de soluto c' . Se expresa:

$$U_c = f_c S_r c' \quad (4.27)$$

donde f_c es un factor empírico de concentración (Boesten y van der Linden, 1991).

Degradación de plaguicidas y metabolitos

La degradación puede ocurrir en cualquiera de los sitios donde se puede almacenar soluto, líquida o adsorbida, tanto en microporos como en macroporos. Se calcula con una ley cinética de primer orden en función de un coeficiente de referencia de primer

orden μ_{ref} para cada sitio de almacenamiento. La tasa de degradación actual μ se estima con:

$$\mu = \mu_{ref} F_w F_t \quad (4.28)$$

donde la función F_w que depende de la humedad del suelo, se calcula con el método de Schroll *et al.* (2006) y la que depende de la temperatura F_t se calcula mediante una aproximación numérica de la ecuación de Arrhenius.

Para los metabolitos, la masa degradada de plaguicida es considerada como fuente en la ecuación de transporte (ec. 4.19). El usuario debe definir un parámetro para ajustar las diferencias de pesos moleculares entre sustancia madre y metabolitos.

4.1.4.4 Solución numérica

Para resolver la ecuación de advección-dispersión se utiliza una técnica de resolución numérica implícita mediante el esquema en diferencias finitas de Crank-Nicholson, planteando las ecuaciones discretizadas y definiendo un criterio de convergencia y un factor de corrección.

El espesor de las capas de discretización del perfil podría actuar retardando la infiltración de solutos y disminuyendo los valores máximos cuando se toman distancia entre nodos cercanos a 5.0 cm (Larsbo, 2005). El verdadero efecto en la lixiviación es difícil de evaluar en condiciones de campo debido a la interferencia con otras fuentes de variación como errores en los parámetros e incertidumbre en datos de entrada.

Para resolver la ecuación de transporte es preciso definir las condiciones de borde en superficie y en la base del perfil.

La concentración del agua que se infiltra de la superficie del suelo hacia macroporos, se asume que es una mezcla completa e instantánea entre la lluvia neta y el agua almacenada en el horizonte superficial de mezcla z_d (Steenhuis y Walter, 1980).

En el borde inferior del perfil, en condiciones de borde con gradiente hidráulico conocido y lisímetro, se calcula la salida de soluto con dispersión cero, mientras que para las otras dos condiciones se asume concentración constante en el borde inferior (*e.g.* c_g en agua subterránea).

4.1.5 Temperatura del suelo

La temperatura T en el suelo se calcula con la ecuación de conducción del calor:

Capítulo 4

$$\frac{\partial T}{\partial t} = \frac{1}{C_h} \frac{\partial}{\partial z} \left(k_h \frac{\partial T}{\partial z} \right) \quad (4.29)$$

donde k_h es la conductividad térmica y C_h es la capacidad de calor volumétrico calculada internamente por el programa a partir de la propiedad del suelo expresada como:

$$C_h = (4.2 \times 10^6 \theta) + \left(\left(\frac{\gamma}{\gamma_{soild}} \right) w_{min} \right) \quad (4.30)$$

donde w_{min} es la capacidad calórica promedio de la parte sólida del suelo.

La solución numérica de la ec. 4.29 de calor se realiza con el esquema en diferencias finitas de Crank-Nicholson, linearizando C_h y k_h de forma explícita. Utiliza media armónica para estimar el promedio de k_h en cada nodo.

La condición de borde superior del perfil del suelo, en ausencia de nieve, se establece en función de las temperaturas mínimas y máximas diarias del aire y de las horas que dura el día.

La temperatura en el borde inferior, se calcula con una solución analítica de la ecuación de calor asumiendo una variación anual sinusoidal de la temperatura del suelo en superficie.

4.1.6 Impacto de las prácticas agrícolas sobre las propiedades de los suelos

La labranza de la tierra modifica temporalmente la estructura superficial del suelo, disminuye la densidad aparente y afecta las condiciones de flujo facilitando la infiltración de solutos hacia el subsuelo y aumenta el riesgo de lixiviación de solutos hacia aguas subterráneas (Brown *et al.*, 1999; Jarvis, 2002).

La estructura, luego se recupera naturalmente (ayudada por la lluvia o el riego) o puede ser consolidada por tráfico. Alaoui *et al.* (2011) realizan una revisión de los efectos de compactación, cizallamiento, y reordenamiento de los agregados del suelo y terrones debido a la contracción y como puede verse afectada seriamente la geometría de los poros de los suelos agrícolas. Steffens *et al.* (2014) señalan que el caso del suelo arcillo limoso de Lanna, sin cultivo desde 1988 es el peor caso para la lixiviación de plaguicidas por vía preferencial debido al fuerte desarrollo de estructuras y los bioporos de lombrices abundantes. En este mismo sentido opina Flury (1996) respecto a que el manejo para la conservación de suelos evita la escorrentía superficial pero favorece el flujo preferencial, en relación a las prácticas con labranza.

MACRO estima la relación entre microporosidad y porosidad total luego del laboreo con la función:

$$e_{mi}^t = e_{mi}^{t-1} + I(e_{mi(\text{labrado})} - e_{mi}^{t-1}) \quad (4.31)$$

donde $e_{mi(\text{labrado})}$ es la microporosidad obtenida inmediatamente después del laboreo, t es el tiempo después del laboreo, $t-1$ antes del laboreo, I es un factor de intensidad del laboreo que varía entre 0 y 1 dependiendo del tipo de práctica.

La macroporosidad total e_{ma} es:

$$e_{ma} = \varepsilon - e_{mi} \quad (4.32)$$

donde ε es la porosidad total.

El contenido de agua en microporos saturados está dado por la microporosidad menos la porosidad de aire atrapado. El cambio de volumen del aire atrapado se supone proporcional al cambio en microporosidad.

Se asume que el laboreo mezcla completamente sólidos, agua, solutos y temperatura desde la superficie hasta la profundidad de arado.

La labranza afecta además el tamaño de los microporos, cambiando las propiedades hidráulicas del suelo que se refleja en la modificación del parámetro α de la ec. 4.3 de van Genuchten (fig. 4.3).

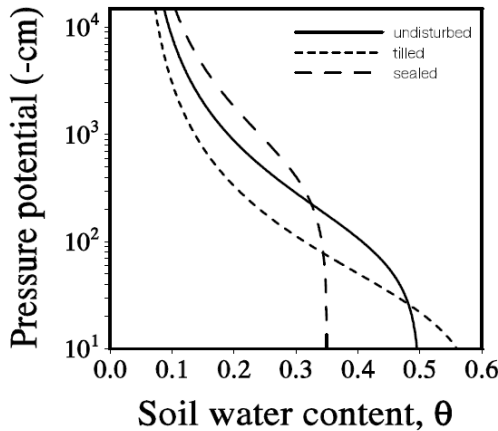


Figura 4.3. Esquema de la curva de retención modificada por labranza con el mismo valor de humedad residual y del parámetro n (Fuente: Larsbo y Jarvis, 2003).

Los cambios temporales en la curva de retención inducidos por laboreo se expresan por:

Capítulo 4

$$\alpha^t = \alpha^{t-1} + I(\alpha_{(labrado)} - \alpha^{t-1}) \quad (4.33)$$

donde $\alpha_{(labrado)}$ es el máximo valor del parámetro α adquirido luego de la labranza.

La función de conductividad hidráulica en microporos puede ser expresada como (Hoffmann-Riem *et al.*, 1999):

$$K_{mi} = k_0 (\theta_b - \theta_r) S^l \alpha^2 \left[1 - (1 - S^{1/m})^m \right]^2 \quad (4.34)$$

donde k_0 es un coeficiente de proporcionalidad independiente del estado de consolidación del suelo. Dado que la conductividad en microporos saturados y el valor α en un suelo totalmente consolidado son parámetros del modelo, k_0 puede ser calculado con las ecuaciones 4.3 y 4.34, reemplazando ψ por ψ_b .

La conductividad máxima en microporos saturados que se alcanza después del laboreo del suelo es también un parámetro del modelo; entonces reemplazando θ_b por $\theta_{b(labrado)}$ en las ecuaciones 4.3 y 4.34, se obtiene el valor máximo de α para $\alpha_{(labrado)}$.

Por otro lado el arado corta los macroporos afectando la continuidad y modifica las vías preferenciales. Este efecto sobre la continuidad de los macroporos se modela como un incremento del índice de distribución de la magnitud de los macroporos n^* tal que:

$$n^{*t} = n^{*t-1} + I(n_{labrado}^* - n^{*t-1}) \quad (4.35)$$

donde $n_{labrado}^*$ es el valor máximo del índice de distribución de tamaños de macroporos.

El cambio de conductividad no saturada en macroporos se calcula de la misma manera que la disminución de la macroporosidad de ec. 4.9, donde se reemplaza el valor de conductividad saturada, conductividad saturada en microporos y macroporosidad por los nuevos valores del suelo trabajado.

El cambio en el tamaño y geometría de los agregados en el suelo, modifica el intercambio de agua y de solutos entre macroporos y microporos (Gerke y van Genuchten, 1993), afectando al parámetro longitud de difusión efectiva d de intercambio entre los dos medios. En MACRO, la difusión efectiva lograda inmediatamente después de cada laboreo es un parámetro definido por el usuario. El efecto de la consolidación posterior se modela como una función de primer orden de la precipitación, de igual manera se procede con los otros parámetros físicos.

4.2 Parámetros del modelo

Una de las etapas en el proceso de modelación, es definir los parámetros del modelo utilizando datos medidos en ensayos de campo o laboratorio, base de datos existentes, y calibrando aquellos parámetros para los que no hay mediciones disponibles, ya sea por falta de tiempo o dinero, o porque el parámetro es difícil o en algunos casos, imposible de medir.

En relación a modelos de un solo dominio (flujo uniforme), MACRO presenta parámetros adicionales para considerar dos dominios con propiedades hidráulicas y características de sorción diferentes, que se relacionan y regulan el intercambio de agua y solutos a través del límite entre ambos dominios. Además, requiere definir las propiedades hidráulicas de los macroporos y las características de sorción en las paredes de los macroporos como una fracción de superficie donde el soluto puede reaccionar.

Un detalle de los parámetros del modelo se encuentra en el anexo A, por lo que aquí se realiza un breve repaso de los agrupados, introductorio al siguiente apartado donde se discute la influencia de algunos más significativos en los resultados del modelo y que son incluidos frecuentemente cuando se realizan análisis de sensibilidad de parámetros.

- Parámetros de sitio

Estos parámetros incluyen información general de las características del sitio tal como latitud, temperatura media anual y amplitud térmica, intensidad característica de la lluvia, albedo, factor de corrección por nieve, gradiente hidráulico del agua subterránea.

El perfil del suelo se caracteriza a través de los horizontes presentes (A, B, C, etc.), espesor, textura (contenido de arena, limo y arcilla), estructura del suelo (según clasificación de FAO), pH, carbono orgánico y densidad aparente. Estas propiedades pueden ser utilizadas para estimar los parámetros hidráulicos en el modelo con funciones de pedotransferencia incorporadas en el programa como se verá más adelante. Los contenidos de carbono orgánico y arcilla y densidad aparente se utilizan para estimar las propiedades térmicas del suelo: conductividad térmica y capacidad térmica (Larsbo y Jarvis, 2003).

- Parámetros de cultivo

Se pueden simular cultivos perennes, estacionales o suelos sin cultivos, para lo cual es necesario identificar las características productivas de cada uno a través de parámetros de índice foliar, profundidad y distribución de raíces, intercepción por hojas, periodo fenológico del cultivo, contenido crítico de aire en el suelo para el consumo de agua por raíces, tensión crítica para captación de agua por raíces.

Capítulo 4

- Parámetros de condiciones de borde e inicial

El perfil se considera como un ecosistema sujeto a acciones externas que es preciso definir a través de las condiciones de borde tanto de agua como de concentraciones.

Las condiciones iniciales que deben definirse son la temperatura y la concentración de soluto en el suelo y la tensión y la concentración en la base del perfil. Las condiciones iniciales de la modelación son importantes para flujos no estacionarios.

- Parámetros de riego

Además de la precipitación que es un dato de entrada preparado en un archivo independiente, si existe riego se define a través del número de riegos en el período, fecha de cada riego (calendario juliano), hora de inicio y de fin del riego y lámina de riego. Además, se debe definir la concentración de soluto en el agua de riego y la fracción de sustancia interceptada por la vegetación. La aplicación de plaguicidas se modela como un riego.

- Parámetros físicos e hidráulicos

Los parámetros hidráulicos están definidos por la curva característica de los suelos que marca el contenido de agua para distintos puntos de tensión, y la conductividad hidráulica saturada y no saturada, en macro y microporos. Además se deben definir el valor de tensión que marca el límite entre macro y microporos, la longitud de difusión efectiva para intercambio entre las dos regiones, la tortuosidad en microporos y la relación tortuosidad macroporos/parámetro de distribución de tamaño de poros.

Estos parámetros pueden ser definidos a partir de ensayos de campo o de laboratorio, o bien calculados con funciones de pedotransferencia a partir de las propiedades de los suelos (textura, densidad aparente y otros). MACRO incorpora dos funciones de pedotransferencia. Con la del proyecto FOOTPRINT permite calcular los parámetros teniendo en cuenta (además de las propiedades del suelo): condiciones de cultivo, manejo y clima para la estimación de los parámetros del suelo.

- Parámetros de transporte de soluto

Son propiedades del suelo y agua que determinan la movilidad del soluto, como concentración en el agua de lluvia, dispersividad, profundidad de mezcla para lluvia y humedad del suelo, volumen de agua excluido por exclusión aniónica, coeficiente de difusión para el soluto.

- Parámetros geoquímicos de los plaguicidas

El comportamiento de los plaguicidas dependerá de sus características geoquímicas y de las condiciones locales del sitio de aplicación. Los parámetros de los plaguicidas son

los que definen su persistencia y movilidad en el agua y en el suelo, esto es coeficientes de degradación y de partición. Los parámetros deben definirse tanto en los macroporos como en los microporos, y en la parte sólida y líquida del suelo. También la degradación en el dosel al momento de la aplicación.

Éstos se pueden medir a través de ensayos de campo, de laboratorio o bien tomar de bases de datos internacionales de plaguicidas.

- Parámetros de discretización del perfil de suelo

El perfil del suelo representado en el modelo debe ser discretizado para la resolución de las ecuaciones de flujo y transporte por métodos numéricos.

Las capas son horizontales, en número entre 60 y 200 en el perfil.

Al iniciar un nuevo proyecto, MACRO propone valores por defecto para todos los parámetros.

4.3 Parámetros relevantes en los resultados del modelo

La parametrización continúa siendo la principal dificultad en la aplicación de modelos de flujo preferencial de plaguicidas (Köhne *et al.*, 2009b).

De los más de 70 parámetros de MACRO, Larsbo (2005) señala que son 12 los más significativos, los cuales deben ser caracterizados para cada caso en particular, mientras que el resto pueden ser obtenidos de bases de datos, de estudios similares o tomar los valores que por defecto propone el modelo.

Jarvis *et al.* (2000) analizaron los errores de MACRO en la predicción de lixiviados de plaguicidas en suelos arenosos, señalando algunas observaciones respecto a los métodos utilizados para obtener los parámetros. Indican que las mediciones de las propiedades hidráulicas en el suelo dan mejores resultados que las funciones de pedotransferencia, aunque es tolerable el error.

La modelación del balance de agua y del contenido de humedad en el perfil del suelo, en general, no aporta fuentes significativas de error utilizando datos medidos y estimados con métodos como Penman Monteith.

En relación al movimiento de plaguicidas observan que la retención cerca de la superficie no se cuantifica adecuadamente debido a "*finger flow*" (digitaciones) y que la degradación modelada con datos de ensayos de laboratorio produce subestimación en relación con las mediciones de campo.

Capítulo 4

Los mismos autores indican que el error en los parámetros es particularmente crítico cuando se utilizan los modelos de forma predictiva, ya que los métodos de estimación de parámetros (por ejemplo, valores predeterminados, funciones pedotransferencia) pueden introducir otras fuentes de error.

Brown *et al.* (1996) demostraron que los errores en la parametrización de los modelos de lixiviación de plaguicidas, tienen como resultado variaciones significativas en las predicciones del modelo, incluso entre usuarios expertos. Esto se amplifica cuando se trata de modelos complejos, donde el usuario es especialista en algunos temas y no en otros.

En relación a los parámetros de los modelos, Anderson y Woessner (1992) señalan que además el fenómeno de histéresis en la relación conductividad-tensión y en el contenido de humedad-tensión en suelos no saturados, aporta errores de hasta el 3% en la humedad del suelo calculada con la curva de secado del mismo.

A continuación se describen los parámetros considerados más relevantes por diversos autores, en cuanto a importancia, recomendaciones para su obtención e impacto en los resultados de estimación de lixiviación de plaguicidas.

4.3.1 Parámetros de la curva de retención

Los parámetros más importantes del modelo MACRO son los puntos característicos de tensión-humedad del suelo que requiere la ecuación de van Genuchten para el cálculo de la curva de humedad del suelo, pudiéndose determinar en laboratorio a partir de muestras de suelo o bien estimar mediante funciones de pedotransferencia a partir de datos de suelo. Esta información es requerida para la estimación de la conductividad hidráulica no saturada $K_{(h)}$.

Los datos obtenidos con platos de tensión en laboratorio están afectados por el fenómeno de histéresis (Anderson y Woessner, 1992), por lo tanto serán distintos si se obtienen para el proceso de secado o de humedecimiento de la muestra.

A partir de datos de tensión y humedad del suelo se ajusta la función de retención de agua de van Genuchten (ec. 4.3) que utiliza los parámetros α , n y m junto con contenido de agua residual y el contenido ficticio de agua saturada. En la fig. 4.4, se muestra la influencia de los parámetros α , n y m en la forma del modelo resultante, para los mismos valores de humedad de saturación y residual. El parámetro α no modifica la forma de la curva pero si el contenido de humedad de manera inversa, y se relaciona de forma directa con el tamaño de las partículas y el tamaño de los microporos. El parámetro n , tiene relación con la distribución de los tamaños de poro en el suelo. Los

valores altos corresponden a una distribución de poros homogénea. El parámetro m , con la simetría de la función, afecta de manera inversa el contenido de humedad para un mismo rango de presión y tiene relación directa con la granulometría del suelo.

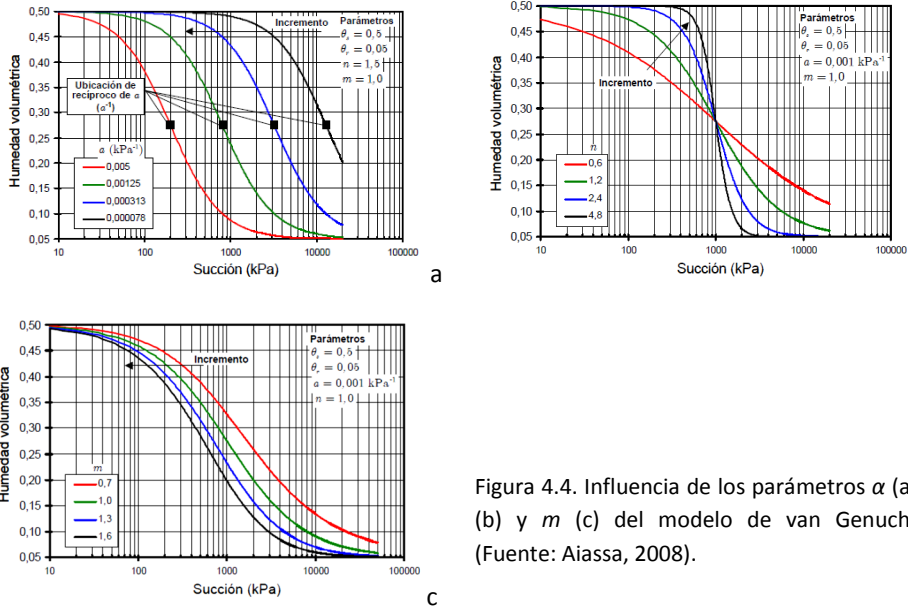


Figura 4.4. Influencia de los parámetros α (a), n (b) y m (c) del modelo de van Genuchten (Fuente: Aiassa, 2008).

El efecto del revestimiento orgánico-mineral sobre la transferencia hacia el interior de los agregados es importante en suelos estructurados con horizontes iluviales. Fér y Kodešová (2012), realizaron mediciones en agregados con y sin revestimiento y obtuvieron algunos resultados (fig. 4.5) que muestran, que el revestimiento para bajas tensiones aumenta el contenido de agua en el agregado. Sin embargo señalan, que con los ensayos realizados, no pudieron diferenciar los parámetros de la curva de retención de los agregados de los parámetros de los revestimientos. Lo atribuyen a que la heterogeneidad en la escala del agregado produce más impacto sobre la retención de agua del suelo que la delgada capa de revestimiento.

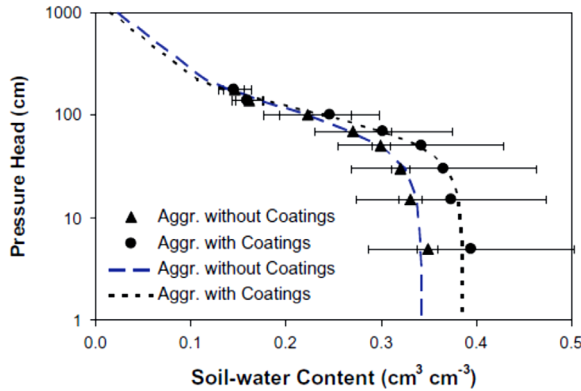


Figura 4.5. Curva de retención medida en agregados con y sin revestimiento (Fuente: Fér y Kodešová, 2012).

4.3.2. Propiedades hidráulicas

MACRO 5.2 incorpora funciones de pedotransferencia para la estimación de propiedades físicas e hidráulicas a partir de las propiedades básicas de los suelos. Los parámetros que se pueden estimar son los coeficientes N y ALPHA de van Genuchten, el contenido de agua en microporos saturados (TPORV), el contenido de agua (XMPOR) en el límite de presión entre macroporos y microporos (CTEN), el contenido de humedad en el punto de marchitez a 15000 cm de tensión (WILT), la conductividad hidráulica en microporos saturados (KSM), la conductividad hidráulica saturada total -microporos y macroporos- (KSATMIN), de cada horizonte de suelo considerado.

La tensión de agua (CTEN) en el suelo que marca el límite entre macroporos y microporos, está asociado a un contenido de humedad que es la condición de borde entre microporos y macroporos. Habitualmente considerada igual a 10 cm. No es un parámetro que afecte la lixiviación, pero si lo es a la conductividad asociada a este punto KSM.

Como se señaló anteriormente, la estimación de las propiedades hidráulicas con funciones de pedotransferencia introduce errores mayores que los que se obtienen con datos medidos (Jarvis *et al.*, 2000), pero tienen suficiente precisión para registro de plaguicidas.

Kodešová *et al.* (2009) analizan la infiltración en diferentes tipos de suelo, observando que la mayor tasa de infiltración y de movilidad de plaguicidas está en horizontes Bt con estructuras prismáticas, mientras que la menor se midió en horizontes Bw con poco desarrollo de estructuras.

Para las propiedades hidráulicas en macroporos, se pueden determinar los parámetros ajustando una curva a mediciones de conductividad realizadas a tensiones cercanas a la saturación (0 a 100 cm de agua). Jarvis (2008), en base a datos de 12 localidades suecas de medición de conductividad hidráulica con distintos métodos y parámetro de distribución del tamaño de poros, indica que la conductividad hidráulica (KSM) cerca del punto de saturación (tensión menor a 10 cm) es un parámetro sensible en los modelos de permeabilidad dual, y que se sabe poco acerca de cómo se pueden estimar los parámetros de las funciones hidráulicas. Este parámetro puede ser medido con permeámetro de altura constante sobre muestras de suelo (por ejemplo Alaoui *et al.*, 2003).

Larsbo (2005) sugiere que la mejor manera de determinar conductividad en el límite KSM, es midiendo directamente con infiltrómetro de tensión como realizan Messing y Jarvis (1990). Pero, la variabilidad espacial del parámetro y la preparación del suelo que altera la muestra, resulta en que la medición directa solo da un valor aproximado de K_b . El análisis de sensibilidad muestra que el modelo no es muy sensible al valor de tensión en el límite de regiones CTEN pero si a la conductividad KSM (Jarvis, 1998).

En muchas aplicaciones KSM es un parámetro que se calibra, junto con el contenido de humedad XMPOR y la tensión CTEN, como por ejemplo en Alaoui *et al.* (2003).

4.3.3. Longitud de difusión efectiva

Este parámetro ASCALE (d en ec. 4.10) controla el intercambio de agua y de soluto entre microporos y macroporos. Está definido como equivalente a la mitad del ancho del agregado del suelo en Jarvis (2001). Es similar al parámetro de la ecuación del coeficiente de transferencia de masas de primer orden de Gerke y van Genuchten (1993), donde se describe como la longitud característica de la estructura de la matriz (por ejemplo, la mitad de la separación entre fracturas o el radio de agregados esféricos).

Se puede estimar por observaciones de campo de la estructura del suelo, incluyendo tamaño, forma y dureza de los agregados y frecuencia o espaciamiento de macroporos debido a la fauna del suelo (Jarvis *et al.*, 1997; Jarvis, 1998). Saxena *et al.* (1994) indican que en algunos casos, los valores obtenidos por observación de campo son menores a los requeridos para calibrar el modelo, en parte debido a la formación de cutanes y revestimientos orgánicos en la interface micro-macroporos que restringen los procesos de intercambio de masa entre los dominios de poro (Thoma *et al.*, 1992). En general es un parámetro que se calibra, como puede verse en por ejemplo en Alaoui *et al.* (2003).

Capítulo 4

El valor de este parámetro se modifica con las características de las paredes del agregado o la superficie del macroporo (Gerke y Köhne, 2002) que pueden estar recubiertas con cutanes.

Larsbo (2005) señala que la imposibilidad de medir directamente este parámetro en el terreno es una fuente de incertidumbre. Indica que la longitud de difusión influye sobre la concentración del lixiviado y sobre la concentración residual en el suelo, mientras que el contenido de humedad saturada de macroporos y ALPHA influyen sobre la tasa de percolación.

Los valores bajos de ASCALE (cerca de 1 mm) indican equilibrio en las tensiones de agua y en las concentraciones de soluto. Valores mayores (e.g. 100-200 mm) representan un crecimiento de los procesos físicos de no equilibrio debido al desarrollo de agregados en el suelo.

El efecto de este parámetro sobre los resultados de MACRO 3.1 fue analizado por Jarvis (1998). Valores altos disminuyen el contenido de agua retenido en el suelo ya que favorecen el flujo rápido en profundidad y aumentan la recarga del acuífero (fig. 4.6). Además, de manera indirecta pueden disminuir la evapotranspiración debido a la disminución de la evaporación desde la superficie del suelo, sin afectar la transpiración. Es un factor que afecta al balance dado que a mayor difusión efectiva es menor el agua retenida en el suelo y mayor la percolación al acuífero.

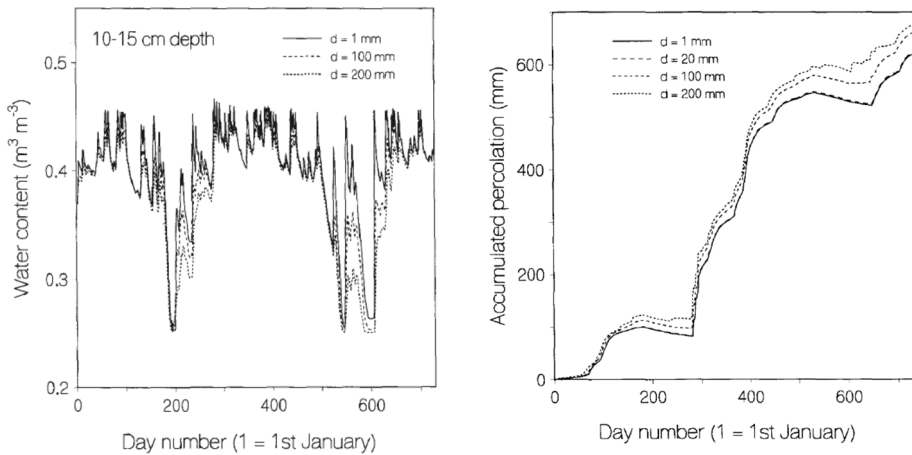


Figura 4.6. Efecto de la longitud de difusión efectiva sobre el contenido de humedad (izquierda) y efecto sobre la percolación acumulada a 1m de profundidad (derecha) (Fuente Jarvis, 1998).

La curva de avance también es afectada por la longitud de difusión efectiva. La fig 4.7, muestra para un soluto conservativo, que la curva producida con un valor de $d = 1$ mm es como la esperada con la ecuación de advección-dispersión (equilibrio), mientras que

para un valor de $d = 200$ mm es la típica curva de no equilibrio, con un avance rápido al principio que produce un incremento en la fracción que alcanza la profundidad analizada en pocos días y luego una estabilización. El resultado a largo plazo para solutos conservativos, es que los procesos de flujo preferencial disminuyen la lixiviación debido a que el agua entrante no fluye por los microporos donde hay soluto almacenado.

En el caso de sustancias no conservativas, la cantidad lixiviada va a depender además de la tasa de degradación en superficie y en el subsuelo, y de la capacidad de adsorción del conjunto suelo-soluto, dado que un rápido flujo en profundidad permite que el soluto se encuentre en condiciones que favorecen su persistencia, tal como disminución de temperatura, humedad constante y disminución de microorganismos. En la fig. 4.7, puede observarse la relación entre el aumento del parámetro ASCALE con el aumento de masa de plaguicida lixiviado.

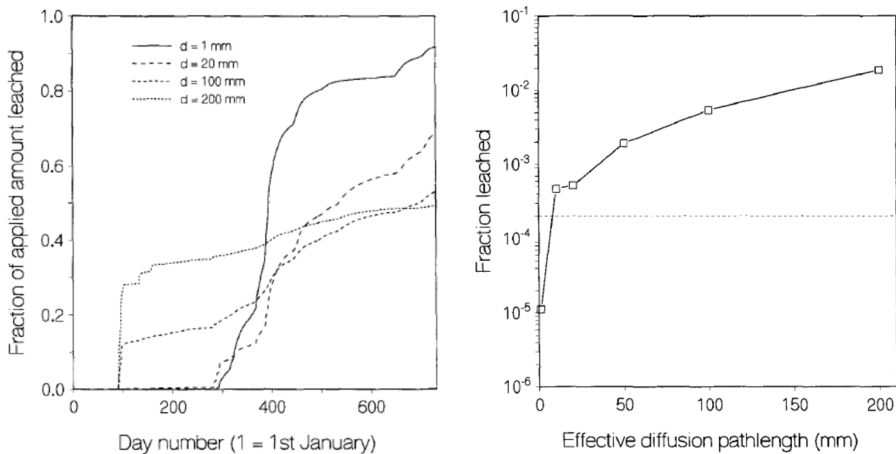


Figura 4.7. Efecto sobre la curva de avance a 1m de profundidad de un trazador aplicado el día 90 ($d =$ ASCALE) (izquierda) y efecto sobre el soluto total lixiviado para un plaguicida no conservativo (derecha) (Fuente: Jarvis, 1998).

El efecto del parámetro ASCALE sobre la lixiviación de solutos conservativos puede ser importante, incluso para condiciones de equilibrio (valores bajos, ver figs. 4.6 y 4.7).

La relación entre ASCALE y la textura del suelo indica mayores valores en suelos arcillosos y limo arcillosos que forman estructuras firmes y persistentes. Los suelos arenosos presentan un drenaje rápido y libre por lo que pueden presentar flujo preferencial en forma de digitaciones, mientras que los suelos francos representan el caso más favorable de flujo en equilibrio, con bajos valores de ASCALE.

4.3.4. Factor de tortuosidad en macroporos

Este parámetro ZN refleja la distribución de tamaños de los macroporos. Es el exponente n^* en la ec. 4.6 (adimensional). Es mayor cuanto mayor es la tortuosidad y mayor el efecto del flujo dispersivo. La tortuosidad representa el efecto de la matriz sólida en la difusión, y se estima mediante la relación entre la longitud recorrida a través de los poros y la longitud en línea recta. En aguas subterráneas Chin (2006) propone valores de 2 en arenas y de hasta 100 en materiales finos como arcillas.

En suelos, el factor ZN se puede estimar a partir de las clases estructurales propuestas por Jarvis *et al.* (2009) tomando valores de 2 (para clases estructurales 4) a 6 (para clases estructurales 1).

4.3.5. Propiedades de los plaguicidas

Los parámetros de degradación en macroporos fase líquida (DEGMAL), fase sólida (DEGMAS), microporos fase líquida (DEGMIL) y fase sólida (DEGMIS), controlan la atenuación de residuos en el perfil. La lixiviación de plaguicidas depende fuertemente de estos parámetros (Jarvis *et al.*, 2000) por lo que se recomienda desarrollar protocolos para las pruebas de incubación en laboratorio. Cuando no se realizan ensayos, se pueden utilizar valores existentes en las bases de datos internacionales.

El parámetro de distribución debido a sorción (ZKD) define la partición entre soluto en solución y adsorbido. Interviene en el transporte, en la persistencia, transformación y bioacumulación de plaguicidas.

Interacciones entre la sorción y la degradación fueron estudiadas por Gevaio *et al.* (2000) entre otros, indicando que se acepta que un soluto sorbido es menos accesible a los microorganismos y por consiguiente a la degradación.

4.3.6. Fracción para sitios de sorción

La fracción de suelo disponible para procesos de sorción está controlada por el parámetro FRACMAC de sorción en macroporos y por sorción cinética FRAC_KIN. En el caso de solutos reactivos, es importante la partición entre sitios de sorción.

Son parámetros de difícil medición por lo que una aproximación razonable es distribuir los sitios de sorción en proporción a los volúmenes relativos de los dominios de los poros (Jarvis, 1998). En muchos casos la interfaz es más reactiva que el interior de los agregados de suelo, pero se compensan porque ocupan menos superficie. El mismo

autor señala que un valor apropiado en caso de desconocimiento del parámetro y que el modelo se utilice para predicción, es cero para el sitio de sorción en macroporos (FRACMAC), de esta forma se estaría representando el caso más desfavorable en relación a la lixiviación de solutos. En la parametrización de MACRO para FOOTPRINT (Dubus *et al.*, 2009) se asume 0.01 como valor por defecto más razonable.

4.3.7. Dispersividad

La dispersividad (DV , Dv en ec. 4.20) interviene en la estimación del coeficiente de dispersión para la ecuación de transporte (ec. 4.19). La dispersividad es una propiedad que depende de la distancia de transporte y de la escala del estudio, siendo mayor en medios porosos saturados que en no saturados (Vanderborght y Vereecken, 2007). Representa nuestra falta de información sobre el sistema que se está modelando. La USDA propone un rango de valores de acuerdo a la textura de las partículas arena muy gruesa valores de 2-1 mm, arena media 0.5-0.25 mm, arena muy fina 0.1-0.05 mm, limo 0.05-0.002 mm, arcilla < 0.002 mm.

Se sabe que la dispersión depende de la velocidad del flujo pero no se conoce bien la relación funcional con el contenido de agua (Bear y Cheng, 2008). Muchos estudios indican mayores valores en el coeficiente de dispersión a menor humedad, atribuido en parte a la presencia de agua inmóvil, con la fracción de agua inmóvil probablemente dependiendo de la estructura de poros, así como la saturación (van Genuchten *et al.*, 2014). Estos autores analizaron con el modelo PoreFlow (Raouf *et al.*, 2013), el efecto del contenido de agua en la curva de decaimiento (fig. 4.8). Encontraron que hay mayor dispersión con menor saturación.

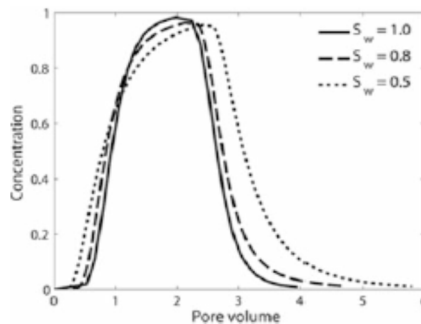


Figura 4.8. Curvas de avance a tres saturaciones relativas S_w (normalizada por el área total bajo condiciones de saturación) (Fuente: van Genuchten *et al.*, 2014).

4.3.8. Impacto de las condiciones iniciales sobre los resultados

El contenido inicial de humedad en el suelo es un factor importante en la lixiviación de plaguicidas.

Analizando suelos en condiciones iniciales secos y húmedos, Kramers *et al.* (2009), encontraron que la interacción entre macroporos es mayor cuando el suelo inicialmente está seco. Del análisis del flujo preferencial mediante ensayos de campo de colorimetría, observaron que los suelos de textura más fina tienen mayor tendencia a producir flujo preferencial a través de macroporos.

El método de riego tiene un fuerte efecto sobre el transporte de plaguicidas, siendo el riego por inundación más favorable al flujo preferencial que el riego por aspersión. Esto está confirmado para el movimiento del agua y los solutos conservativos (ensayos con trazadores), pero no puede generalizarse para solutos no conservativos (Flury, 1996).

La influencia de las condiciones de riego y de humedad antecedentes son investigadas por Perillo *et al.* (1999), utilizando colorantes en suelos franco arenosos con uso agrícola. Encontraron que en condiciones de riego por inundación, el movimiento preferencial del colorante es profundo, independientemente de la humedad inicial del suelo y de la vegetación preexistente. Con aspersión el flujo preferencial fue relativamente más corto.

En el caso de plaguicidas Flury (1996) indica que, en suelos inicialmente secos, el soluto se adsorbe a los agregados del suelo y el descenso por lixiviación se retrasa respecto a un suelo húmedo.

4.4. Calibración

La calibración consiste en encontrar un conjunto de valores de los parámetros, las condiciones de borde y las acciones externas que producen valores simulados que se ajustan a los valores observados con un margen de error preestablecido (Anderson y Woessner, 1992).

Durante el proceso de calibración, los parámetros del modelo son ajustados hasta minimizar las diferencias entre los valores medidos y los calculados. Estas diferencias se presentan como residuales (Hall, 2008).

Jarvis y Larsbo (2012) señalan que el método de calibración dependerá del contexto de aplicación (*i.e.* el propósito de utilización del modelo). Dentro de las dos formas básicas de calibración (manual o automática), MACRO incorpora la estimación de parámetros

automática o modelación inversa, con SUFI que utiliza la metodología de Abbaspour *et al.* (1997) que estima la función objetivo utilizando el error cuadrático medio o la función de eficiencia promedio del modelo. Para la calibración automática, utiliza un archivo con datos medidos, *v.g.* contenido de humedad o concentración de solutos. Mayores detalles se pueden encontrar en Stenemo y Jarvis (2010).

La calibración manual por prueba y error es la más frecuentemente utilizada, consiste en cambiar un parámetro por vez y evaluar el ajuste a los datos experimentales por inspección visual. Es muy útil cuando los datos son escasos o de mala calidad, pero es un método muy subjetivo y que requiere alto grado de conocimiento del tema (Larsbo, 2005). Es la que se ha realizado en este estudio.

La utilización de modelos para la predicción del movimiento y destino de plaguicidas presenta muchas ventajas de costos y tiempo frente a los ensayos de campo y de lisímetros. Sin embargo, la aplicación de modelos produce errores en las predicciones debido a errores del modelo y errores de parámetros (Loague y Green, 1991). Los errores del modelo se producen en las simplificaciones conceptuales inherentes a la modelación o en la no consideración de procesos importantes. Errores de parámetros surgen cuando se utilizan valores inapropiados para los parámetros del modelo, debido a ausencia de datos, interpretación, por mediciones sujetas a error o por alguna razón que no reflejen adecuadamente las condiciones de campo imperantes (Jarvis *et al.*, 2000). Es importante entonces determinar la confianza en los resultados de los modelos.

Los resultados de la calibración pueden ser evaluados cualitativa (gráficos con valores simulados y observados) o cuantitativamente. Dentro de los cualitativos se puede citar a Jarvis (1995), Jarvis *et al.* (1999), Fait *et al.* (2010).

Los que lo hacen de forma cuantitativa, además de los recién indicados de MACRO, Jarvis *et al.* (2000) miden el rendimiento del modelo utilizando la raíz del error cuadrático medio estandarizada, el coeficiente de forma y el coeficiente de masa residual. En Fait *et al.* (2010) utilizan también la raíz del error cuadrático medio. En Jarvis y Larsbo (2012) indican además el coeficiente de Nash-Sutcliffe (o de eficiencia del modelo) que tiene, entre sus ventajas, independencia de las unidades y magnitudes de los datos.

Jarvis (1998) indica que para algunas aplicaciones de gestión en los que no se dispone de datos específicos del sitio, se pueden utilizar los modelos físicos de manera enteramente predictiva, con parámetros obtenidos con funciones de pedotransferencia existentes.

Aunque la calibración de los modelos de lixiviación de plaguicidas es una fase crítica en la evaluación de la exposición a plaguicidas, Dubus *et al.* (2002) señalan que la falta de orientación en los procedimientos para realizar la calibración puede dar lugar a diferentes resultados para diferentes individuos y por lo tanto puede influir en las decisiones sobre el registro de productos para la protección de cultivos en el mercado. Una demostración se puede encontrar en el trabajo de Jarvis *et al.* (2000), donde se analizan los resultados de la modelación con MACRO realizada por tres expertos diferentes utilizando los mismos datos de partida.

4.5. Validación

Trucano *et al.* (2006) diferencian entre validación y verificación, indicando que la verificación es el proceso de confirmación que un código informático implementa correctamente los algoritmos mientras que validación es el proceso de confirmación de que las predicciones de un código informático representan adecuadamente los fenómenos físicos, de acuerdo a la definición del Departamento de Defensa de los EEUU.

Según Anderson y Woessner (1992) un modelo está validado si su exactitud y capacidad de predicción han sido probadas dentro de un límite de error aceptable con test independientes de los datos usados en calibración. Si se ha calibrado en estado permanente, se puede validar en estado transitorio o bien con otro conjunto de datos independientes.

Jarvis (1998) plantea si es posible la validación de modelos de transporte en el sentido clásico del término. Oreskes *et al.* (1994) demuestran que los modelos no pueden ser nunca validados, en el sentido estricto de la palabra. Más aún, si se trata de modelos de flujo preferencial y procesos de transporte que ocurren a escala de los poros del suelo, debido a que los caminos del flujo preferencial no pueden ser conocidos a priori (Flury *et al.*, 1994). Por otro lado, estos fenómenos son habitualmente muy variables en el espacio y en el tiempo.

Por lo tanto, surgen interrogantes en cuanto a cómo se pueden utilizar estos modelos para aplicaciones de gestión, y en cuanto a lo que podría constituir un modelo de flujo "validado" en la física de no equilibrio.

Una alternativa es considerar que el modelo está validado si ha sido aplicado y probado con éxito, con una calibración mínima necesaria y en una variedad de diferentes condiciones ambientales (Jarvis, 1998). Esto puede fundarse en el hecho que se trata de un modelo mecanicista donde el empirismo está reducido, y hay cierta confianza en la

exactitud de las predicciones que realiza. Jarvis y Larsbo (2012) señalan que se puede definir como validado al modelo que, de forma consensuada por un conjunto de usuarios, es adecuado para un propósito determinado. En este sentido validado significaría “suficientemente bueno” en lugar de “verdadero”.

Reichenberger (2005) en base a diferentes autores revisados, sugiere emplear los términos “model testing” o “model evaluation” en lugar de validación.

4.6. Análisis de sensibilidad

El objetivo del análisis de sensibilidad es cuantificar la influencia de los valores de entrada en la variación de los resultados o salidas del modelo. Permite evaluar la incertidumbre en el modelo calibrado debido a la incertidumbre en la estimación de parámetros, condiciones de borde y acciones externas (Anderson y Woessner, 1992). La incertidumbre en los parámetros se produce por errores de medición, variabilidad espacial y temporal e incertidumbre en la obtención de parámetros a partir de datos primarios (Larsbo, 2005).

Durante el proceso de modelación los parámetros, las condiciones de borde y acciones externas, son cambiados dentro de un rango preestablecido de valores y se determina la magnitud de cambio de la variable de estado en el modelo calibrado. El resultado se mide como el efecto que el cambio del parámetro produce en la medida promedio de error seleccionado como el criterio de calibración. Existen diversas técnicas revisadas por Hamby (1994), pero el proceso más simple y habitual es cambiando un parámetro por vez (*ceteris paribus*) (Dubus *et al.*, 2003). Algunos autores como Reichenberger (2015) (comunicación personal) señalan que el método *ceteris paribus* (también llamado “one-at-a-time” OAT) es obsoleto y no debe ser recomendado, debido a que los resultados dependen de los escenarios base considerados y no pueden ser extrapolados a otras situaciones. Además indica que es imposible explorar el espacio de todos los parámetros, ni las correlaciones e interacciones entre parámetros. Sugiere medir la sensibilidad de acuerdo a Saltelli *et al.* (2005), a través de la varianza del parámetro y su contribución en la varianza total de la salida del modelo. Saltelli *et al.* (2005) y Campolongo *et al.* (2007) proponen utilizar el método de Morris (o método de efectos primarios) que se basa en una variación uno a la vez pero sin escenario base.

MACRO 5.2 utiliza el programa UNCSAM de Janssen *et al.* (1992) para realizar el análisis de sensibilidad e incertidumbre mediante simulación de Monte Carlo. Las opciones son muestreo “hipercubo latino” de distribuciones de parámetros del modelo y análisis de

Capítulo 4

correlación de los resultados del modelo de regresión. Es necesario definir la distribución de los parámetros: uniforme, normal o lognormal y el coeficiente de correlación entre los parámetros seleccionados.

Pero los resultados obtenidos realizando análisis con un parámetro a la vez o con simulación de Monte Carlo, puede conducir a resultados que no sean similares (Köhne *et al.*, 2009a).

La información producida por el análisis de sensibilidad puede ser utilizada de diversas maneras. Dubus *et al.* (2003) indican que permite al modelador identificar deficiencias en el modelo, posibilita realizar simplificaciones tomando valores constantes o por defecto para los parámetros poco sensibles, y prestar atención en los parámetros más sensibles, orientando los esfuerzos para conseguir los datos de estos últimos. Además, la información de sensibilidad mejora la credibilidad de los resultados de la modelación.

Larsbo (2005) establece que en suelos francos los parámetros más sensibles son la longitud efectiva de difusión d , el contenido de humedad saturada de macroporos θ_{ma} , la conductividad hidráulica en el límite entre macro y microporos K_b y la dispersividad Dv . Este autor, analiza cuatro métodos de estimación de parámetros para MACRO a la vez que predice la incertidumbre de la estimación. Con los métodos GLUE (Beven y Binley, 1992) y SUFI (Abbaspour *et al.* 1997), investiga seis parámetros del modelo, elegidos por la dificultad que presentan en la medición directa con ensayos de campo o de laboratorio. Estos parámetros que regulan el flujo preferencial son la conductividad hidráulica saturada en microporos (KSM), la macroporosidad, el exponente cinético en macroporos (ZN) y la longitud de difusión (ASCALE), el coeficiente de partición de carbono orgánico (ZKD) y la tasa de degradación (DEG).

Dubus *et al.* (2003) realizaron un análisis de sensibilidad con cuatro programas de simulación utilizados para el registro de plaguicidas en Europa, trabajando con cuatro escenarios: dos plaguicidas en dos suelos diferentes (franco arenoso y franco arcilloso). Representaron la influencia de cada parámetro de entrada con la tasa absoluta máxima de variación (MAROV) de la relación entre variación de la salida del modelo y la variación de la entrada. A mayor índice MAROV mayor influencia del parámetro en los resultados del modelo. Las predicciones estimadas por el modelo son la percolación total anual y la pérdida de plaguicida a 1 m de profundidad. A modo de ejemplo se presentan los resultados para MACRO en la fig. 4.9, donde se representan los 15 parámetros más sensibles para estos 4 escenarios, mostrando que no hay diferencia notable en la sensibilidad en los 4 escenarios.

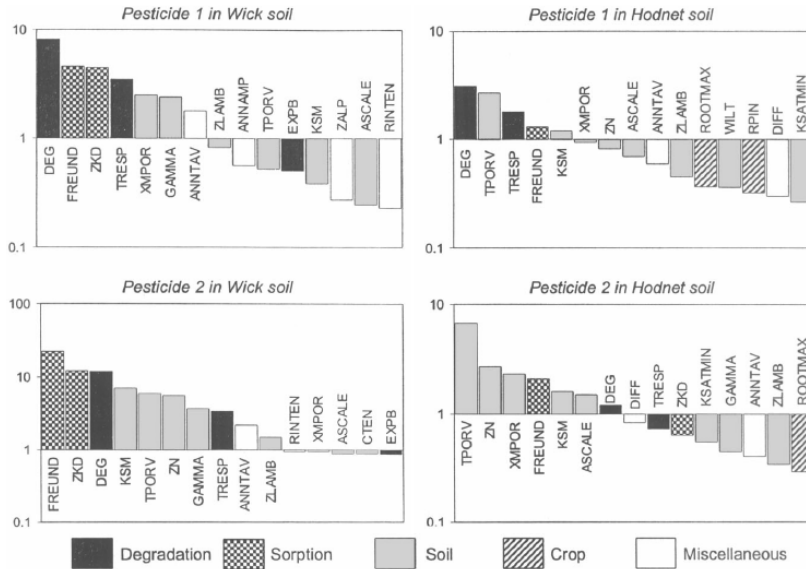


Figura 4.9. Resultados del análisis de sensibilidad de MACRO para predecir lixiviación de plaguicidas (Fuente: Dubus *et al.*, 2003).

Basados en estudios previos, Steffens *et al.* (2014) indican que se sabe que los parámetros más sensibles e inciertos en MACRO son la conductividad hidráulica saturada en microporos (KSM), la longitud de difusión (ASCALE), los coeficientes de degradación (DEGMAS, DEGMAL, DEGMIS y DEGMIL), y el coeficiente de partición en carbono orgánico del suelo (ZKD). Señalan que parece bastante probable que el efecto de la incertidumbre en los parámetros sea menos importante en suelos no estructurados sin flujo de macroporos. Por último, apoyan firmemente la conclusión que cuando se simulan pérdidas de plaguicidas en escenarios de clima futuros, aunque el efecto de la incertidumbre de los parámetros es grande es menos significativo que la incertidumbre aportada por el clima. Si bien no han analizado todos los posibles escenarios climáticos, concuerdan con las conclusiones de Dobler *et al.* (2012), que indican que la incertidumbre de los parámetros es menos importante que la incertidumbre climática.

En relación a la cantidad de parámetros a analizar, Dubus y Brown (2002) recomiendan utilizar entre 10 a 15 de los parámetros más sensibles.

5. APLICACIÓN DEL MODELO

Para la implementación del modelo MACRO 5.2 en el área de estudio se recopiló información de clima, suelos, cultivos, aplicaciones de plaguicidas, riego, e hidrogeología, a partir de la cual se definieron los parámetros requeridos para resolver las ecuaciones de flujo y transporte consideradas por el modelo y descritas en el capítulo anterior. Se contó con información secundaria de aspectos ambientales y productivos. Además se obtuvieron datos específicos a través de ensayos y mediciones de campo y de determinaciones realizadas en laboratorio.

El periodo simulado comprende desde el 1 de enero de 2008 hasta el 31 de marzo de 2014, con un total de 2282 días. Se utilizaron datos de concentración de metil azinfos medidos en horizontes del suelo para la calibración y de clorpirifós para la validación del modelo.

5.1. Caracterización del área de estudio

5.1.1. Selección de sitios

Los sitios utilizados para este estudio fueron seleccionados teniendo en cuenta aspectos locales importantes en el transporte de plaguicidas: tipo de suelo dominante y sistema de producción frutícola. Las parcelas seleccionadas se ubican en un sector que abarca unas 200 ha, entre el Río Neuquén al este, la meseta (“barda”) al oeste y canales de desagüe al norte y sur. La ubicación se indica en el mapa de la fig. 5.1 y en la tabla 5.1.

Tabla 5.1. Ubicación de sitios seleccionados.

Parcela	Producción	Freatímetro	Coordenada X (m)	Coordenada Y (m)	Cota terreno (m)
98	Manzanas	98	2577875.49	5698654.58	278.20
100	Peras y manzanas	100	2578510.38	5698245.23	276.56
149	Peras ecológicas	149	2577801.97	5698577.92	279.16
497	Peras	497	2577384.73	5698661.73	280.70

Nota: el sistema de proyección oficial de la República Argentina es PosGAR 94 y la cota del terreno es la del IGN (Instituto Geográfico Nacional).

Los sitios se localizan en una transecta transversal al valle que atraviesa las geoformas presentes, y cuentan con piezómetros instalados para control del nivel freático.

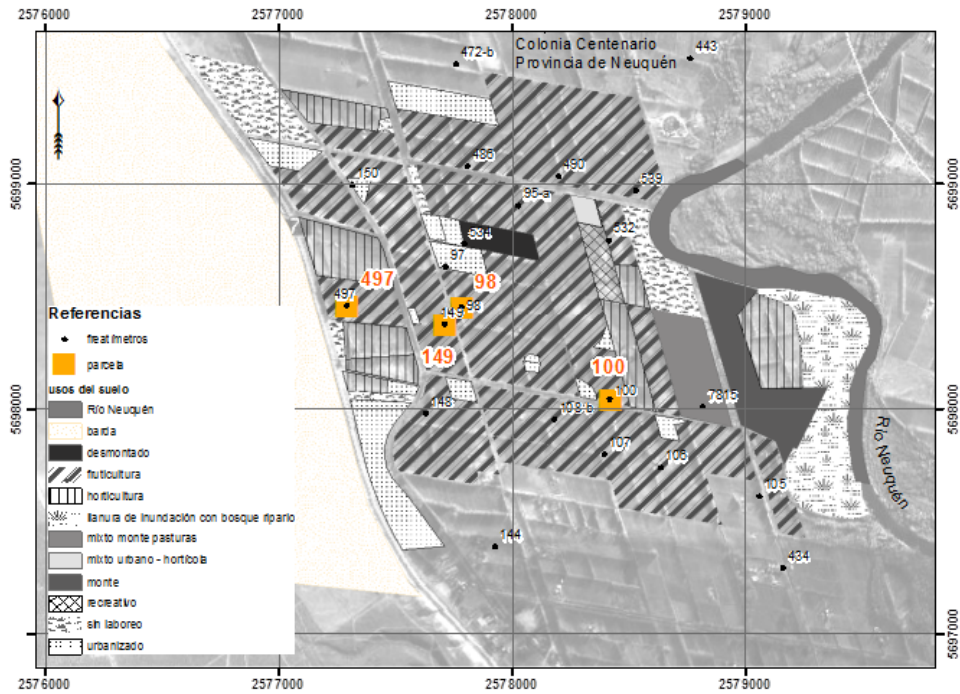


Figura 5.1. Localización de sitios estudiados y freáticos en el área con distintos usos del suelo.

El sitio del perfil 149 corresponde a una parcela con producción ecológica desde 2007 por lo que se tomó como sitio control de otros procesos externos que pueden influir en el producto, como son la deriva de plaguicidas en el momento de la aplicación, el arrastre en los canales de riego y la escorrentía subterránea en el acuífero saturado.

Las actividades que se desarrollan en esta superficie son las ya indicadas para el resto del valle y cuya distribución se muestra en la fig. 5.1.

5.1.2. Clima

Para la caracterización de las variables climáticas responsables del flujo y destino de plaguicidas, se utilizaron dos estaciones agrometeorológicas (tabla 5.2).

La Estación Agrometeorológica de la Facultad de Ciencias Agrarias (FCA) de la Universidad Nacional del Comahue está ubicada a unos 4 km al norte del sitio de estudio, mientras que la estación INTA Alto Valle está ubicada a unos 30 km hacia el este. Los datos meteorológicos requeridos por el modelo son: precipitación diaria u horaria (mm), radiación solar (Wm^{-2}), temperatura mínima y máxima del aire ($^{\circ}C$), presión de vapor (kPa), velocidad del viento (ms^{-1}).

Tabla 5.2. Estaciones agrometeorológicas.

Estación	Latitud Sur	Longitud Oeste	Elevación (msnm)	Actividad
FCA Cinco Saltos -				
Río Negro - Argentina	38° 50' 41"	68° 04' 09"	282	A partir de 1/08/2011 estación DAVIS con datos diarios.
INTA Alto Valle -				
Allen - Río Negro - Argentina	39° 01' 00"	67° 40' 00"	242	

La precipitación anual en los años estudiados se muestra en la tabla 5.3 y los valores diarios en la fig. 5.2.

Tabla 5.3. Precipitación anual en el Alto Valle (Fuente: FCA).

Año	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
Precipitación (mm)	186.2	132.8	164.4	133.0	232.6	165	75.2*

* enero a marzo.

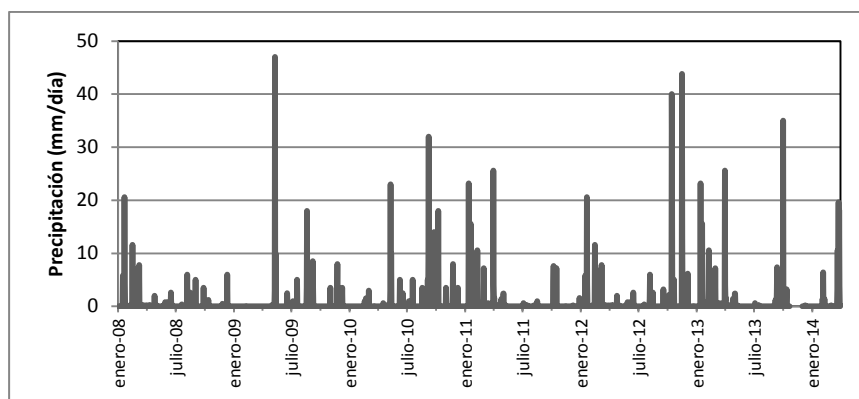


Figura 5.2. Precipitación diaria en el periodo 1 de enero 2008 a 31 de marzo 2014.

En anexo B se presenta el formato de datos requerido por el modelo.

5.1.3. Suelos

Predominan suelos del Orden Aridisoles de la clasificación del Soil Taxonomy (USDA, 2006), moderadamente profundos, de texturas franco arenosos, arenosos y arcillosos, rico en bases, escasa materia orgánica y pH moderadamente alcalino.

Capítulo 5

Estos suelos están localizados en niveles de terrazas generadas por el río, conformando una toposecuencia de tipo fluvial. El reconocimiento y cartografiado de unidades morfológicas en la zona productiva es dificultoso debido a la modificación producida en el relieve original para la sistematización del riego y la producción, por lo que los límites entre las terrazas en la planicie podrían ser interpretados algo diferentes a los señalados en la fig. 5.3.

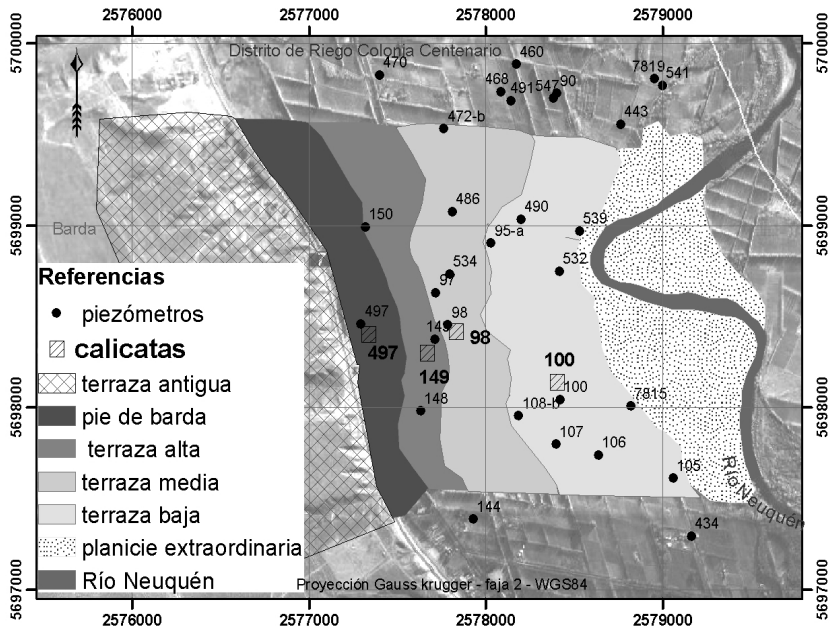


Figura 5.3. Unidades geomorfológicas principales con localización de calicatas.

Las propiedades del suelo necesarias para la modelación del transporte de plaguicidas son para cada horizonte: espesor, textura (contenido de arcilla, limo y arena), estructura del suelo (según clasificación FAO), pH, contenido de carbono orgánico (%) y densidad aparente.

Estos datos pueden además, ser utilizados para estimar parámetros hidráulicos a través de funciones de pedotransferencia (incluidos en el programa MACRO u otras funciones como las de Saxton *et al.*, 1986). El contenido de carbono orgánico, arcilla y densidad aparente se utilizan para la estimación de las propiedades térmicas de los suelos.

5.1.3.1. Perfiles

La caracterización de los suelos se realizó mediante calicatas excavadas en la melga de las parcelas elegidas, y a una distancia inferior a 10 m del piezómetro de referencia. En el mapa de la fig. 5.3, se señala la localización de las calicatas.

En las calicatas se reconocieron los horizontes presentes, espesores, estructuras, presencia de raíces, y se extrajeron muestras representativas para determinación en laboratorio de fracciones granulométricas (arcilla, limo y arena), clase textural FAO, materia orgánica (carbono orgánico CO) y densidad aparente. Los resultados obtenidos se indican en las siguientes tablas.

Estos perfiles fueron confirmados mediante barrenados distribuidos en las parcelas de manera aleatoria, donde se determinaron horizontes presentes, espesor y textura (determinada a mano en el campo). Los límites entre los horizontes varían algunos centímetros de un sitio a otro, lo mismo que los espesores.

Tabla 5.4. Perfil del suelo en parcela 98.

Horizonte	Profundidad (cm)	Arcilla (%)	Limo (%)	Arena (%)	Clase textural	CO (%)	Densidad aparente (t/m ³)
A	0 – 20	19.4	38.9	41.7	f	2.16	1.27' – 1.35*
B	20 – 40	17.0	29.2	53.8	far	0.46	1.69' – 1.60*
C1	40 – 70	14.6	31.6	53.8	far	0.31	1.41' – 1.60*
C2	70 – 100+	14.6	46.1	39.3	f	0.4	1.27' – 1.58*

Tabla 5.5. Perfil del suelo en parcela 100.

Horizonte	Profundidad (cm)	Arcilla (%)	Limo (%)	Arena (%)	Clase textural	CO (%)	Densidad aparente (t/m ³)
A	0 – 15	21.9	46.1	32.0	f	2.52	1.35' – 1.28*
Bw	15 – 37	21.9	53.4	24.7	fl	0.77	1.30' – 1.48*
C1	37 – 60	26.7	58.3	15.0	fl	0.98	1.37' – 1.40*
C2	60 – 100+	29.2	65.6	5.2	fal	0.95	1.26' – 1.35*

Capítulo 5

Tabla 5.6. Perfil del suelo en parcela 149.

Horizonte	Profundidad (cm)	Arcilla (%)	Limo (%)	Arena (%)	Clase textural	CO (%)	Densidad aparente (t/m ³)
A	0 - 15	21.9	43.7	34.4	f	1.79	1.41' - 1.38*
B	15 - 35	21.9	43.7	34.4	f	0.95	1.42' - 1.48*
C1	35 - 90	14.6	68.0	17.4	fl	0.42	1.23' - 1.55*
C2	90 - 120+	7.3	48.6	44.1	far	0.25	1.60*

Tabla 5.7. Perfil del suelo en parcela 497.

Horizonte	Profundidad (cm)	Arcilla (%)	Limo (%)	Arena (%)	Clase textural	CO (%)	Densidad aparente (t/m ³)
A	0 - 15	36.4	34.1	29.5	fa	2.03	1.20' - 1.35*
Bw	15 - 32	26.7	48.6	24.7	f-fa	0.39	1.26' - 1.50*
C1	32 - 70	14.6	58.3	27.1	fl	0.28	1.21' - 1.56*
C2	70 - 90+	19.4	63.2	17.4	fl	0.41	1.04' - 1.52*

´ Determinado en muestras, * Estimado por función de pedotransferencia de Saxton *et al.* (1986), f: franca, far: franca arenosa, fl: franca limosa, fa: franca arcillosa, fal: franca arcillolimsa.

Para la determinación de la densidad aparente se extrajeron 100 cm³ de suelo no disturbado con barreno muestreador Eijkelkamp, luego se secó en estufa a 105 °C durante 24 h y finalmente se calculó la densidad aparente.

5.1.3.2. Curvas características de humedad del suelo

Las propiedades hidráulicas de los suelos se determinaron a partir de las curvas características o curvas tensión-humedad. Para ello se tomaron muestras representativas en cada horizonte de suelo y se determinó en laboratorio el contenido de humedad para los puntos de tensión 5, 10, 30, 100, 500 y 1500 kPa, por el método de secado en placa porosa (anexo C).

Los resultados obtenidos para cada sitio son los que se muestran en la fig. 5.4. Nótese que en el sitio 149 solo se hicieron los análisis de los tres horizontes superiores.

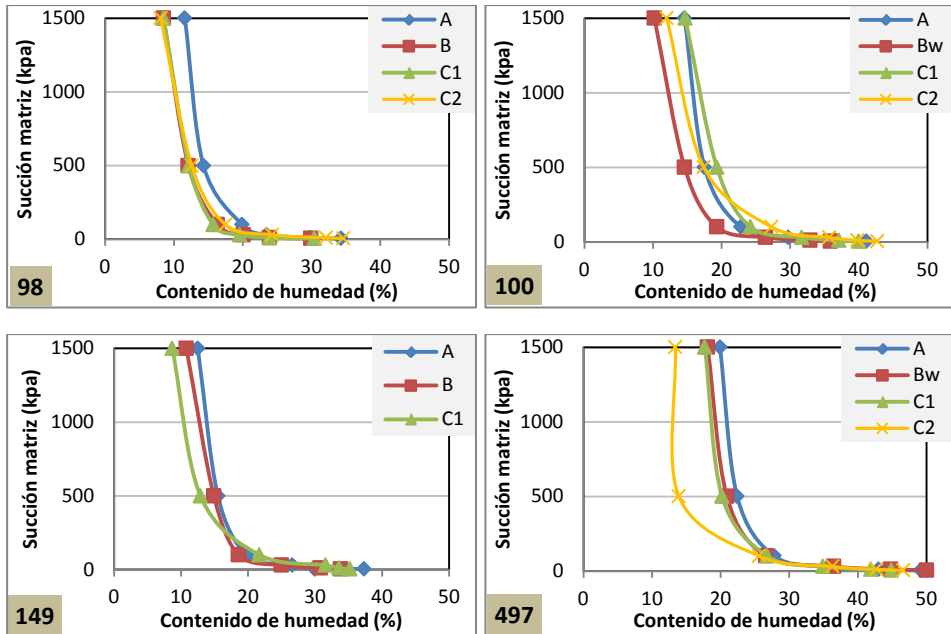


Figura 5.4. Curvas tensión humedad. Equivalencias: 1 atm = 101.325 kPa = 1033 cm.

Los diferentes patrones que se observan en estas curvas características, ocurren principalmente por diferencias en la distribución de tamaños de poros en el suelo, que está en relación con el tamaño de las partículas. En la fig. 5.4, el suelo del sitio 497 presenta mayor contenido de humedad (para bajas tensiones) que los otros tres sitios, debido a que su textura es más fina. Y para altas tensiones, la humedad residual también es mayor por el mismo motivo.

En un mismo suelo, estas curvas pueden variar debido a cambios de densidad aparente y perturbaciones en la estructura. Es una curva que presenta histéresis, es decir es diferente según se obtenga en humedecimiento o en secado del suelo.

5.1.3.3. Estructuras y formas que favorecen el flujo preferencial

Se realizaron calicatas para observar y describir los macroporos y heterogeneidades a escala del perfil.

Se han encontrado diversas manifestaciones de estructuras que se muestran en la fig. 5.5, tales como grietas, macroporos, cuevas y conductos de lombrices y hormigas y restos vegetales en descomposición. Las estructuras presentes tienen dimensiones superiores al tamaño definido para macroporos (> 0.3 mm) llegando hasta 5 mm en algunas grietas. Las formas encontradas son bioporos cilíndricos (cuevas y raíces) y fisuras (de contracción y por agregados) de acuerdo a la clasificación de Jarvis (2007).

Capítulo 5

Las cuevas y raíces están presentes en el horizonte A y en el B, tienen continuidad y diversas orientaciones, mientras que las grietas de contracción se presentan solo en el horizonte A, son verticales y se encuentran abiertas hasta profundidades de 12 a 15 cm. Los horizontes con mayor contenido de arcilla presentan fisuras irregulares entre los agregados.



Figura 5.5. Estructuras observadas en el suelo.

Estas estructuras junto con heterogeneidades texturales dentro y entre los horizontes del suelo, son vías preferenciales para el movimiento del agua y solutos que se desplazan más rápidamente que en los microporos de la matriz del suelo. La influencia de los bioporos grandes formados por lombrices en el flujo preferencial es reconocido empíricamente, aunque Jarvis (2007) indica que no se miden de forma rutinaria en los relevamientos de suelos habituales.

5.1.3.4. Caracterización del flujo preferencial con ensayos de colorimetría in situ

Con ensayos de colorimetría realizados en condiciones de campo, se analizó el frente de avance y el patrón del flujo de no equilibrio en macroporos. La observación directa de vías de flujo a través de la coloración permitió valorar de forma intuitiva los procesos que ocurren en el perfil del suelo. Se realizaron los ensayos en condiciones de humedad semejantes a las existentes en el momento de aplicación del riego, es decir entre riegos consecutivos, con humedad inferior a capacidad de campo y superior a punto de marchitez permanente.

El método consistió en aplicar una lámina de agua con colorante en la superficie del suelo y luego excavar en finas capas verticales u horizontales para observar los patrones coloreados hasta la profundidad de avance del frente mojante. El colorante utilizado fue FD&C Blue N° 1 azul brillante, cuyas principales propiedades de estabilidad, baja toxicidad, solubilidad en agua, baja a moderada sorción, baja tasa de degradación y buen contraste con el suelo ya han sido comentadas en el capítulo 2.

No hay estándares definidos para este tipo de ensayo, y se ha demostrado que los resultados varían de acuerdo a las condiciones de riego, lámina y forma de aplicar el colorante. Por lo tanto se ajustó para simular una condición de riego en manto que podría arrastrar el plaguicida depositado en la superficie del terreno, que es la condición de campo que se ha observado en el arrastre y distribución de solutos.

Se realizó con un anillo de 20 cm de diámetro, hincado aproximadamente 5 cm en el suelo a efecto de evitar fugas por el contacto anillo-terreno (fig. 5.6). Se aplicó una lámina de 100 mm -correspondiente a un riego promedio- de una mezcla de colorante con agua a una concentración final de 20 mg/l. Se midió el tiempo inicial para la lámina inicial de 100 mm y el tiempo final cuando ha desaparecido el agua libre en superficie, obteniendo así una estimación de la velocidad promedio de infiltración de la lámina aplicada.

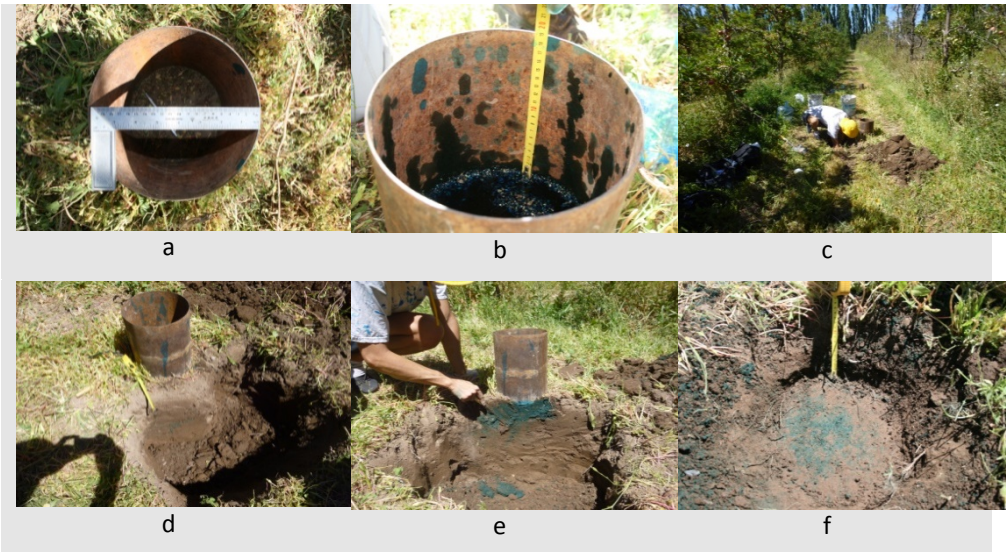


Figura 5.6. Procedimiento secuencial del ensayo de colorimetría. Hincado del anillo en terreno con vegetación cortada a ras del terreno (a), llenado y medición de altura de lámina en tiempo cero (b), excavación de cara expuesta al sol (c) y (d), corte vertical (e) y corte horizontal (f).

Luego se excavó hasta la profundidad de avance del colorante y se describió visualmente el plano descubierto tomando fotografías de alta resolución y realizando

Capítulo 5

observaciones de distribución de macroporos (características de longitud, diámetro), grietas, distribución de raíces, fauna, concreciones, presencia de cantos rodados, tamaño de los agregados, cambios de texturas y estructuras conspicuas que puedan sugerir o indicar flujo preferencial. A continuación se removieron capas de aproximadamente 2-3 cm paralelas a la superficie expuesta y se realizaron idénticas observaciones.

En cada sitio se realizó este ensayo en dos puntos, uno para descripción en el perfil vertical y otro en capas horizontales. Esto es así dado que al ser un ensayo destructivo solo es posible analizar en el mismo ensayo la cara horizontal y la vertical al comienzo de la excavación, luego se va destruyendo una de ellas.

Mediante análisis digital de las fotografías tomadas, se obtuvo información acerca de algunos parámetros del modelo, como longitud, número y área ocupada por macroporos, se estimó la importancia del flujo preferencial en relación al flujo en la matriz, la longitud de intercambio entre macroporos y matriz y la dispersividad del medio.

Luego de realizar correcciones de distorsión de la fotografía y de ajustes de iluminación, se realizó una clasificación de las fotografías tomadas para separar las clases con distintos valores de tinción y obtener los porcentajes de suelos teñidos y no teñidos. Se utilizó la técnica multivariante de Iso Cluster para reconocer agrupamientos naturales de celdas y luego se realizó una clasificación no supervisada con método de Máxima Verosimilitud utilizando ArcGIS 10.1.

En la fig. 5.7 se puede observar la fotografía tomada durante el ensayo de campo y la imagen resultante con técnica de Análisis de Componentes Principales, para dos suelos seleccionados que muestran un patrón de comportamiento diferente.

En el caso de la parcela 98, se observa una zona superior de unos 12 cm, correspondiente al horizonte A de textura franca, teñida de forma muy homogénea que refleja que el flujo se ha producido en la mayor parte del estrato con intercambio importante entre macroporos y microporos. Por debajo el horizonte B de textura franca arenosa, presenta un patrón de flujo diferente, con un frente de avance digitado, con un dedo que avanza unos 12 cm del frente mojante. En esta zona la interacción entre macro y microporos se visualiza en una zona estrecha alrededor de pequeñas raíces y conductos. El ancho de las digitaciones en suelos arenosos depende de las condiciones de humedad del suelo, siendo más estrechas cuando el suelo está seco (Parlange y Hopmans, 1999). En el contacto de las dos capas se observa una zona coloreada hacia la izquierda con digitaciones hacia abajo, indicando flujo preferencial producido por discontinuidad y heterogeneidad en la zona de contacto. Correspondería a flujo

canalizado descrito por Miyasaki (2006). En el resto del horizonte B, se observan puntos teñidos distribuidos que indican flujo en equilibrio dentro de la matriz.

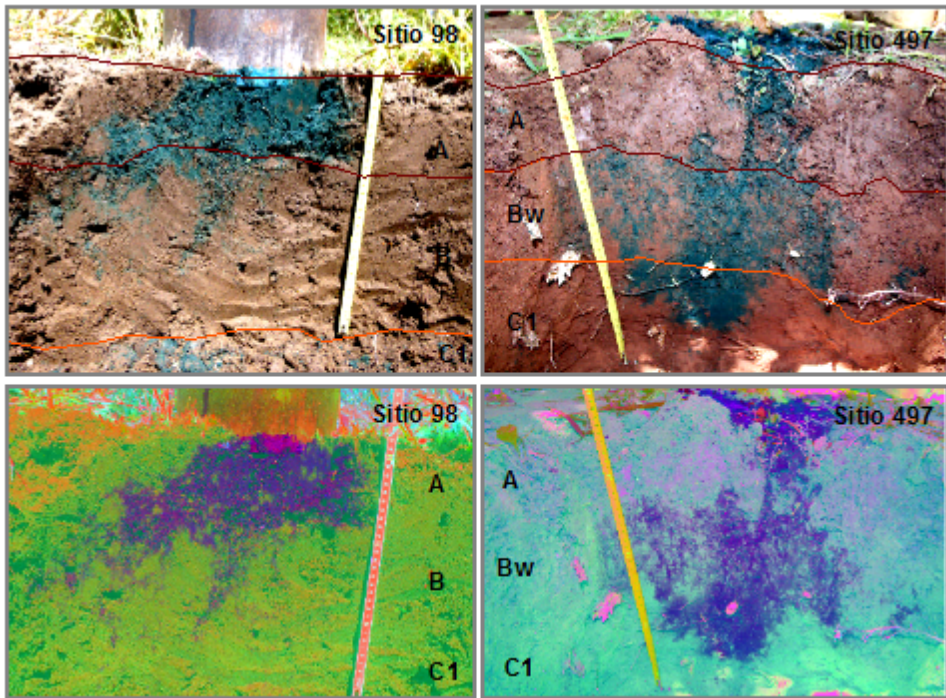


Figura 5.7. Ensayo de colorimetría en el sitio 98 y en el sitio 497. Arriba perfil vertical. Abajo imagen del perfil elaborado con técnica de Análisis de Componentes Principales de ArcGIS.

En el caso de la parcela 497 de la misma figura se identifica el horizonte A de textura franca arcillosa, donde se observa coloreada la zona de la grieta pero no la matriz del suelo, indicando un fuerte flujo preferencial típico de suelos estructurados. Por debajo, el horizonte Bw de textura franca a franca arcillosa, muestra zonas más teñidas en las vías preferenciales representadas por la separación entre los agregados subangulares del suelo, y una zona de intercambio de 1 a 3 mm de ancho entre la matriz y los macroporos. Por debajo el horizonte C1, de textura más gruesa, muestra una coloración homogénea sin vías preferenciales.

Considerando que el ensayo se realizó con una lámina similar al riego aplicado (cercano a 100 mm) se observa que, en el caso de la parcela 497, al existir flujo preferencial en la capa superior, el colorante alcanza el horizonte C, mientras que en el caso de suelo franco, el colorante ocupa los poros vacíos del horizonte A y no alcanza para percolar en profundidad.

Capítulo 5

Para cuantificar la importancia relativa del flujo vertical por vías preferenciales y de los procesos de intercambio entre micro y macroporos, se determinó el área involucrada en el movimiento del colorante en el momento del ensayo. Para ello se realizaron clasificaciones con ArcGIS en cada horizonte de suelo. En la fig. 5.8., se representa este análisis en dos de los suelos que presentan patrones de comportamiento diferentes. En el caso del sitio 98, el análisis se realizó en un área rectangular donde se observó el suelo teñido, debido a que el colorante no ha llegado al contacto entre B y C.

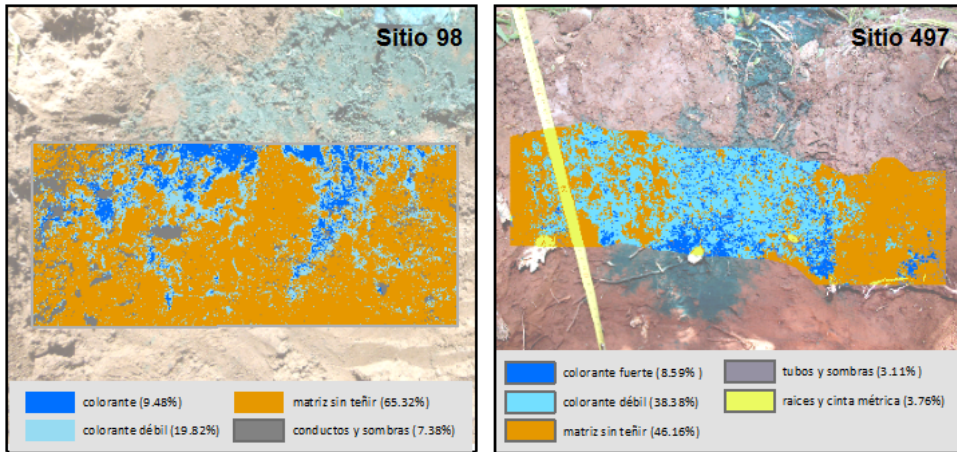


Figura 5.8. Zonas con flujo preferencial en los sitios 98 (horizonte B) y 497 (horizonte Bw).

En el sitio 98, el flujo en el horizonte B se ha producido en el 30 % del suelo y el resto ha permanecido sin flujo, mientras que en el sitio 497 la proporción con y sin flujo es similar, aproximadamente 47 %. Además en este último, el flujo se concentró en la zona central, alrededor de los agregados del suelo donde las vías preferenciales están distribuidas de forma más homogénea y próximas que en el 98.

La diferente intensidad de color señala la facilidad de circulación y acceso del colorante a los sitios de almacenamiento. En ambos sitios el área de coloración fuerte es similar (9 %), pero el área de tinción más débil es diferente (20 % en 98 y 38 % en 497), indicando que hay analogía en la cantidad de vías preferenciales pero no en los procesos que ocurren en la matriz. En el sitio 98 existe flujo preferencial y flujo dentro de la matriz del suelo (coloración diseminada en la matriz) mientras que en 497 el flujo se concentra en los espacios inter agregados y la zona de intercambio con la matriz. El horizonte B del sitio 98 es más dispersivo que el del sitio 497. Estas diferencias debidas a aspectos texturales y estructurales de los suelos, podrían acentuarse por desiguales contenido de humedad del suelo en el momento del ensayo. Debido a los agregados presentes, la longitud de difusión efectiva es mayor en 497 que en 98.

5.1.4. Riego

En las parcelas estudiadas se realiza riego superficial por melgas de inundación a través del sistema de canales que se indica en la tabla 5.8. El agua es luego distribuida en el predio mediante acequias.

Tabla 5.8. Sistema de riego en las parcelas.

Parcela	Usuario	Superficie bajo riego (ha)	Tiempo de riego (h)	Canal
98	Santo Della Gaspera	10.0000	23.00	Secundario X - Seccion "B"
100	Sommadossi Juan	5.0000	9.00	Secundario X - Seccion "B"
149	Bartusch Rodolfo	8.2379	16.00	Secundario X - Seccion "A"
497	Lobrecich Antonio	6.3583	14.00	Toma Canal Principal Km. 14.270

La secuencia, el tiempo y las láminas de riego se planifican de manera que se complete el riego de las parcelas en 14 días. Cada productor recibe agua de riego una vez a la semana. La entrega es por tiempo y puntos de compuerta, es decir no se cuantifica el agua efectivamente aplicada en cada parcela y el cobro del agua se realiza por superficie cultivada. Los consorcios estiman que la dotación media de riego es de 1.7 a 1.8 l/s ha.

El calendario de riego anual es establecido por el Consorcio de Riego, que modifica los turnos todos los años pero no el tiempo de riego para la misma superficie. Luego durante la estación de riego esta planificación anual, es modificada localmente debido a cosecha, precipitación y otros imponderables. Estas modificaciones son anotadas por el regante en el cuaderno de campo, y fueron utilizadas para ajustar las fechas de riego reales. En el anexo D se presenta el calendario de riego ajustado.

El período de riego se inicia cerca del 1 de agosto y termina cerca del 1 de mayo de cada año.

5.1.5. Aplicación de plaguicidas

La aplicación de plaguicidas en los frutales de la zona de estudio se realiza con máquinas a alta presión que fumigan el plaguicida disuelto en agua. Estas aplicaciones se realizan entre riegos.

Capítulo 5

El criterio general de fumigación consiste en uno de tipo preventivo al inicio de la temporada (agosto-septiembre), luego en función de las alertas fitosanitarias se realizan entre 3 o 4 aplicaciones y por último una más (eventual) al finalizar la temporada, en otoño (abril).

Las aplicaciones de plaguicidas se encuentran documentadas en el cuaderno de campo que debe completar el profesional a cargo. De estos cuadernos se extrajo -para el cuadro de plantación donde se encuentra el sitio estudiado-, la fecha de aplicación, dosis, producto y alguna información complementaria de tipo meteorológica. En el anexo E se presenta el cronograma de aplicaciones desde el 2008 al 2014.

De los productos aplicados, clorpirifós y metil azinfos se venden con diferentes nombres comerciales y distintos porcentajes de principio activo (tabla 5.9). Las dosis difieren levemente de las sugeridas en el producto, por lo que las indicadas en las tablas son las dosis promedio aplicadas en el área de estudio.

Tabla 5.9. Dosis promedio aplicadas de metil azinfos y de clorpirifós.

Plaguicida	Marca comercial	Dosis aplicadas promedio	Principio activo
Metil azinfos	Cotnion 35 WP	2 kg/ha	35 %
	Gusathion M 35% WP	2 kg/ha	35 %
Clorpirifós	Lorsban 75WG	2 kg/ha	75 %
	Pyrinex 48 EC	1.3 kg/ha	48 %
	Starfos	0.87 l/ha	48 %

Para la modelación se utilizó la dosis aplicada de principio activo, que varía entre 40 y 700 g/ha en metil azinfos y 70 a 900 g/ha en clorpirifós.

5.2. Clasificación de sitios mediante análisis multivariado de parámetros hidráulicos

Los cuatro sitios elegidos con criterios geomorfológicos y edafológicos, fueron caracterizados a través de calicatas y determinación de las propiedades físicas e hidráulicas con el fin de obtener algunos parámetros requeridos para la modelación.

Dado que los sedimentos que originaron los suelos estudiados tienen el mismo origen fluvial, que se desarrollaron bajo el mismo clima y que el tratamiento productivo actual es también similar, se consideró pertinente a efectos de la modelación, analizar la semejanza entre sitios en cuanto a sus propiedades físicas e hidráulicas. De esta manera

se buscó identificar posibles similitudes entre los sitios, cuyo efecto sobre la modelación no sería visible en los resultados de la simulación.

Para ello se realizó un Análisis de Componentes Principales (ACP) con el programa InfoStat (Universidad Nacional de Córdoba – Argentina) para los dos horizontes superiores, dado que son los más importantes en relación al movimiento y degradación de plaguicidas. En las figs. 5.9 y 5.10, se indica con nombre Horizonte A a la capa superior del suelo y Horizonte B a la capa subyacente.

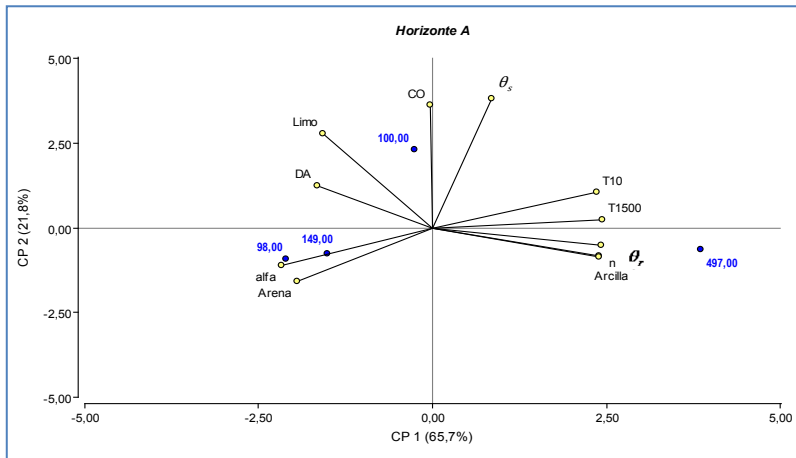


Figura 5.9. Análisis ACP para el horizonte A en las 4 parcelas. CP: componente principal.

El ACP sobre las características del horizonte A mostró, sobre la componente 1 (CP1), una clara separación entre el sitio 497 respecto de los otros. Esta primera componente explicó 65.7 % de la varianza de los sitios (fig.5.9) y estuvo principalmente determinada por la textura (arena, arcilla), la densidad aparente (DA), el contenido de humedad a diferente tensión matriz (T10, T1500), la humedad residual (θ_r), los parámetros de la función de van Genuchten (n) y (alfa). La segunda componente capturó 21.8 % de la varianza y estuvo determinada por las variables contenido de carbono orgánico (CO), limo y humedad saturada (θ_s).

El sitio 497 con alto contenido de arcilla, mayor porosidad y humedad residual, se ubicó sobre el lado positivo del componente 1. Sobre el extremo negativo del componente 1 se agruparon los sitios de menor porosidad total y humedad residual con predominio de texturas gruesas. Asimismo, este componente CP 1 separó claramente a los sitios por su textura, aquellos con mayores contenidos de arena y limo, respecto del 497 con mayor contenido de arcilla.

Capítulo 5

El sitio 100 que presentó mayor contenido de limo, de carbono orgánico (CO) y humedad saturada (θ_s) quedó ubicado en el extremo positivo del CP2.

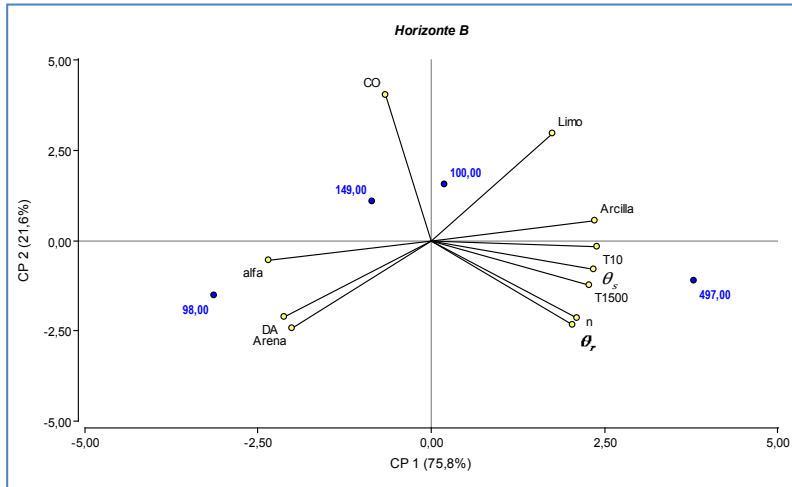


Figura 5.10. Análisis ACP para el horizonte B (y Bw) en las 4 parcelas. CP: componente principal.

En relación al ordenamiento de las características del horizonte B o Bw, se pueden realizar aproximadamente las mismas consideraciones que llevan a reconocer dos grupos.

5.2.1. Características principales de los tipos de suelos

De acuerdo al análisis anterior, se puede considerar que en las propiedades de los suelos que determinan el flujo y transporte de plaguicidas, existen dos grupos diferentes que permiten clasificar los suelos estudiados en dos tipos que tendrían una dinámica diferente respecto al movimiento y destino de plaguicidas.

En la tabla 5.10 se sintetizan las características principales distintivas de los suelos Tipo 1 y Tipo 2.

Los rangos de variaciones dentro del Tipo 1, se consideraron en el análisis de sensibilidad de parámetros para identificar el impacto en los resultados.

Tabla 5.10. Tipos de suelos agrupados según propiedades del horizonte A y B.

Grupo de suelo	Sitios	Características principales
Tipo 1	98 – 100 – 149	Horizonte A de textura franca a franca arenosa, en terrazas aluviales, alta conductividad hidráulica (KSATMIN) y baja humedad residual.
Tipo 2	497	Horizonte A de textura franca arcillosa, grietas en superficie, en pie de barda, baja conductividad hidráulica (KSATMIN) y alta humedad residual. Suelos estructurados.

5.3. Diseño del modelo

5.3.1. Discretización del perfil

Para la resolución numérica de la ecuación de transporte se discretizó el perfil del suelo en 60 capas. En la tabla 5.11, se muestra el valor promedio del espesor de la capa. Para evitar problemas numéricos, las capas en la parte superior del horizonte A son más pequeñas y en todos los casos el espesor de las mismas es menor al doble de la dispersividad. La suma de las capas de un horizonte es igual al espesor del horizonte. En el caso del Tipo 1, se tomó como base el perfil del sitio 100.

Tabla 5.11. Discretización espacial del perfil.

	Unidad	Tipo 1	Tipo 2
Profundidad del perfil	m	2.00	2.50
Z (promedio)	m	0.0333	0.0416
NLAYER	-	60	60
NLAYER – horizonte A	-	1 - 4	1 - 3
NLAYER– horizonte B	-	5 - 10	4 - 7
NLAYER – horizonte C1	-	11 - 17	8 - 16
NLAYER – horizonte C2	-	18 - 60	17 - 60

5.3.2. Condiciones de borde e iniciales

En la base del perfil se ubica el acuífero libre con un gradiente hidráulico regional estimado en 0.001 a partir de las lecturas freaticas del área. Dado que los niveles inferiores del perfil están saturados gran parte del año por ascenso del nivel freático, se modeló con la opción de nivel freático dentro del perfil del suelo.

En la superficie del terreno se infiltra el agua proveniente de la lluvia y del riego y arrastra los solutos depositados en superficie.

Capítulo 5

El contenido de humedad en el perfil del suelo se considera en equilibrio con el drenaje natural. Si bien el contenido de humedad del suelo es importante en el transporte de plaguicidas, en las condiciones de aplicación entre riegos, se espera que el perfil esté húmedo, entre capacidad de campo y 50 % del agua útil.

La temperatura inicial del suelo se define de acuerdo a las condiciones meteorológicas locales en 15 °C.

Al comienzo de la simulación, la concentración del plaguicida en el perfil del suelo es igual al valor medio determinado en el año 2008. El agua de lluvia y el agua de riego no contienen plaguicidas, y la concentración de soluto en el acuífero es nula.

En la tabla 5.12 se indican los parámetros calibrados, siendo los mismos para suelos Tipo 1 y Tipo 2.

Tabla 5.12. Condiciones de contorno y valores iniciales calibrados.

	Unidad	Valor
AREA	ha	1
CONCIN	mg/m ³	0
BGRAD	h ⁻¹	0.0001
SOLINIT	mg/m ³	variable

5.3.3. Parametrización del modelo

Los parámetros del modelo fueron estimados mediante ensayos de campo, datos de laboratorio y valores de bibliografía. Los valores iniciales de los parámetros fueron estimados o introducidos por defecto -algunos que no son relevantes- y luego ajustados durante el proceso de calibración.

El ajuste de los parámetros del modelo se realizó de forma manual, por prueba y error.

Se presentan a continuación, los valores de los parámetros obtenidos luego del proceso de calibración. Han sido designados de acuerdo a lo definido en MACRO 5.2 (anexo A).

5.3.3.1. Parámetros de sitio

Estos parámetros (tabla 5.13) fueron obtenidos de las estaciones meteorológicas, excepto el parámetro tiempo de residencia del agua en el acuífero (RGWFLOW), obtenido de acuerdo a lo indicado en MACRO como la distancia en la dirección del flujo en el sitio dividido por la velocidad real del agua asociada con este flujo.

ALBEDO ha sido estimado de acuerdo a valores encontrados en la literatura para condiciones similares a las modeladas. Allen *et al.* (2006) consideran 0.23 para el cultivo

de referencia en la estimación de la evapotranspiración; desierto 0.36, bosques caducifolios 0.18, matorral 0.21 (Coakley, 2003); arcilla 0.23, arena 0.20-0.45, suelo arenoso 0.20 – 0.25 (Stull, 2000); suelo arenoso seco 0.25 – 0.45, suelo arcilloso seco 0.15 – 0.35, albedo terrestre promedio 0.36 (Dobos, 2003). Este parámetro puede ajustarse más adecuadamente con mediciones en el campo, realizadas durante todo el año a efecto de registrar las variaciones estacionales. La disminución del ALBEDO aumenta la radiación incidente y por lo tanto aumenta la evapotranspiración potencial.

Tabla 5.13. Parámetros de sitio calibrados.

	Unidad	Valor
ALBEDO	-	0.35
ANNAMP	°C	16.9
ANNTAV	°C	14.3
PHI	gg.mm	-38.85
RAINCO	-	1
RINTEN	mm hr ⁻¹ .	2
SNOWCO	-	1
SNOWMF	mm/°C/d	4.5
LAYERD	m	2
RGWFLOW	días	1
ZMET	m	2

La temperatura media anual ANNTAV del sitio se extrajo de la base de datos de Cimate-data.org, consultada el 27 de abril 2013 en la página <http://es.climate-data.org/>. La amplitud térmica anual ANNAMP se calculó como la media entre el promedio del mes más cálido y el promedio del mes más frío con datos extraídos de la misma página.

RGWFLOW es un parámetro que no influye sobre el balance de agua, pero si agrega o quita soluto según la concentración en el acuífero (CONCIN). Altos tiempos de residencia disminuyen las pérdidas al acuífero.

5.3.3.2. *Parámetros de cultivo*

Estos parámetros fueron calibrados con datos de bibliografía de acuerdo al tipo de planta y su estado fenológico.

Para la modelación se considera que la diferencia fisiológica y morfológica entre manzanos y perales no es significativa, por lo tanto se utilizaron los mismos parámetros (tabla 5.14).

Capítulo 5

Tabla 5.14. Parámetros de cultivo calibrados.

	Unidad	Valor
CROP	-	Manzano o peral, en espaldera
ATTEN	-	0.7
BETA	-	0.2
CANCAP	mm	2
CRITAIR	%	5
FAWC	-	0.8
HCROP	m	3
LAIC	m ² /m ²	4
ROOTDEP	m	1
RPIN	%	60
RSURF	s/ m	250
ZALP	-	1

Las plantaciones de manzanos y perales fueron modeladas como cultivos perennes. En FOCUS (2015) se modelan como cultivos anuales a efecto de no sobreestimar la evapotranspiración considerando parámetros que tienen en cuenta el ciclo anual del desarrollo de las hojas de las plantas. Es decir que para la modelación como cultivos anuales se requieren otros parámetros, no incluidos en los perennes.

El parámetro RSURF fue estimado a partir de valores sugeridos por FOCUS (2015) para cultivos perennes (olivos 200, citrus 150) adaptadas a las condiciones locales. Se estima que debido a la existencia de plantaciones de álamos que rodean los cuadros con frutales, aumenta la resistencia global de la vegetación. El aumento de este parámetro disminuye la evapotranspiración potencial.

El resto de parámetros de cultivo han sido adoptados de acuerdo a lo sugerido en FOCUS (2015).

5.3.3.3. Parámetros de riego

Dado que el agua se entrega por tiempo y puntos de apertura de compuertas de canales secundarios y terciarios, no está cuantificado el volumen entregado en la entrada de la parcela. Para determinar la lámina “real” (AMIR) en la melga (tabla 5.15), se midió la lámina aplicada en el momento del riego en varios sitios de las melgas y luego se promediaron los valores obtenidos. Esto se determinó una única vez y se lo considera válido para todo el período modelado.

La lámina en la melga es variable entre 5 y 15 cm, en algunos sitios hasta 25 cm debido a que, si bien el terreno ha sido nivelado para mejorar la eficiencia del riego, existen cambios en el microrrelieve producidos principalmente por tránsito en la melga y arreglo de “bordos” en la línea frutal.

Tabla 5.15. Parámetros de riego calibrados.

	Unidad	Agua de riego	Metil azinfos
AMIR	mm	84-112	0.2
CONCI	masa /m ³	0	Variable
IRRDAY	día	Variable	Variable
IRREND	hora	Variable	Variable
IRRSTART	hora	Variable	Variable
NIRR	-	11-14	3-5
ZFINT	-	0	0.1-0.3

Los parámetros son diferentes en los dos tipos modelados, por lo que en el anexo D, se presenta la información completa de lámina de riego (AMIR) y fecha de riego ajustada (IRRDAY).

La fracción de soluto interceptada por la vegetación (ZFINT) es despreciable dado que el sistema de riego es por inundación en melgas, es decir escurrimiento del agua en la superficie del terreno.

Para la aplicación de plaguicida se utilizaron estos parámetros de riego (tabla 5.15), calculando la lámina (AMIR) como el volumen de solución dividido por la superficie fumigada. En general se aplican, 2000 l/ha con dosis promedio (CONCI) de 350-450 mg/l. El horario habitual de aplicación es temprano en la mañana mientras el viento está en calma a efecto de evitar la deriva. El tiempo de aplicación y concentración de plaguicida es variable según el producto por lo que los datos de entrada al modelo se presentan en el anexo E.

La aplicación de plaguicidas por fumigación produce una intercepción variable según el estado fenológico de las plantas y el desarrollo de maleza en la melga, por lo que se considera que el parámetro ZFINT es cercano al 10 % al comienzo de la temporada y de 30 % al final.

5.3.3.4. Parámetros físicos e hidráulicos

A partir de la determinación en laboratorio de puntos de la curva característica de cada horizonte de suelo (fig. 5.4), se obtuvieron los valores iniciales de los parámetros ALPHA

y N de la función de humedad del suelo de van Genuchten y de los parámetros WILT y TPORV.

En la fig. 5.11, se representan los puntos de tensión-humedad en la región cerca de la saturación, donde el cambio de gradiente produce un aumento significativo de humedad para pequeños cambios de succión matriz. El cambio abrupto en el contenido de humedad para bajas tensiones observado en los horizontes B y C1 del Tipo 1 (fig. 5.11), es típico de medios con fracturas o macroporos.

Se observan además, diferencias en los valores de humedad para iguales valores de tensión, que reflejan el comportamiento diferente del suelo Tipo 1 y Tipo 2.

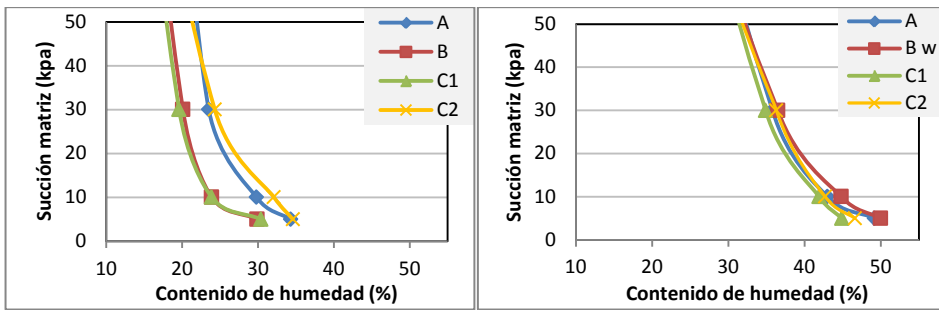


Figura 5.11. Curva tensión humedad cerca de la saturación para el suelo Tipo 1 (izq) y Tipo 2 (der).

El programa RETC (van Genuchten *et al.*, 2009) que resuelve la ecuación de van Genuchten, es uno de los que mejor ajusta la curva tensión humedad en la región cercana a la saturación (Too *et al.*, 2014). Con RETC se obtuvieron los datos de los 4 parámetros indicados en tablas 5.16 (valores extremos para los suelos que integran el Tipo 1) y 5.17.

El parámetro ALPHA es menor en suelos finos como los de Tipo 2. Algunos autores como Carsel y Parrish (1988), señalan valores de 0.075 cm^{-1} en franco arenoso (Tipo 1) y de 0.019 cm^{-1} en franco arcilloso (Tipo 2), mientras que para N son diferentes a los obtenidos, 1.89 en franco arenoso y 1.31 en franco arcilloso. FOCUS (2015) fija ALPHA en 0.1 cm^{-1} para todos los escenarios de drenaje (excepto para escenario D3).

Los valores iniciales de conductividad hidráulica de microporos saturados (KSM) se obtuvieron con funciones de pedotransferencia del programa Soil Water Characteristics (SWC) de Saxton *et al.* (1986), que requiere contenido de arcilla, arena, materia orgánica y grava como datos de entrada. La conductividad hidráulica de microporos saturados también se puede calcular con datos de textura del suelo (Beulke *et al.*, 2002).

Tabla 5.16. Parámetros hidráulicos del suelo Tipo 1 estimados con programa RETC.

	Unidad	A	B	C1	C2
WILT	(-)	0.0291-0.0647	0-0.0090	0-0.0473	0
TPORV	(-)	0.4816-0.5178	0.3986-0.4407	0.3925-0.4709	0.4044-0.4753
ALPHA	1/cm	0.0412-0.1030	0.0320-0.0796	0.0062-0.0542	0.0102-0.0191
N	(-)	1.2240-1.2673	1.2023-1.2285	1.1853-1.3176	1.2537-1.2732

Tabla 5.17. Parámetros hidráulicos del suelo Tipo 2 estimados con programa RETC.

	Unidad	A	B	C1	C2
WILT	(-)	0.18141	0.16634	0.15330	0.09190
TPORV	(-)	0.49953	0.54642	0.45435	0.46693
ALPHA	1/cm	0.00833	0.00666	0.00553	0.00410
N	(-)	1.56148	1.62992	1.55848	1.59325

Para el suelo Tipo 1 y Tipo 2, se muestran en la tabla 5.18 los valores extremos del grupo, indicando diferencias entre los tipos de suelos en los horizontes superiores mientras que los horizontes inferiores presentan valores dentro del mismo rango.

Tabla 5.18. Conductividad hidráulica saturada en microporos KSM obtenidos con programa SWC.

Suelo	Unidad	A	Bw	C1	C2
Tipo 1	mm/h	14-22	7-16	6-19	5-30
Tipo 2	mm/h	5.01	4.15	9.46	5.38

Jarvis (1995) ajusta KSM en suelos franco limoso con valores de 0.1 mm/h y para arena grava 1 mm/h, mientras que Alaoui *et al.* (2003) indican 1 mm/h en franco arenoso y Beulke *et al.* (2002) utiliza para el horizonte A valores de 0.6 mm/h en franco arenoso y de 0.15 mm/h en franco arcilloso. Valores bajos de KSM indican que existe flujo preferencial, poco flujo en microporos y más en macroporos.

La conductividad saturada (KSATMIN) se puede aproximar mediante el valor de la infiltración básica determinada en ensayos de campo. En general los valores calibrados por diferentes autores son muy variables. En la región del Alto Valle de Río Negro, Storti (2008), con infiltrómetro de anillo doble, determinó valores entre 10 y 90 mm/h en diferentes suelos del orden aridisoles; CIL (1988) obtuvo valores de 1 a 100 mm/h con el mismo método y para la capa de suelo superficial determina por método de pozo barrenado un valor promedio de 25 mm/h. Carsel y Parrish (1988) indican valores de 44 mm/h para suelo franco arenoso y de 2.6 mm/h para franco arcilloso mientras que

Capítulo 5

FOCUS (2015) con método de pedotransferencia, obtiene valores entre 10 y 100 mm/h para franco arcilloso, 28 a 30 mm/h para franco y 0.2 a 15 mm/h para franco arenoso.

El parámetro factor de escala (γ_w en la ec. 10) está definido por la relación entre el tiempo necesario para alcanzar una infiltración acumulada crítica en el modelo de infiltración de primer orden y el de difusión. Depende de la humedad inicial del suelo y de las propiedades hidráulicas. Para contenido de humedad inicial a distintas presiones (entre -20 cm y -8000 cm), Jarvis (2001) calcula el valor comparando la solución numérica de la ec. 10 con la solución exacta del problema de difusión. Obtiene valores en un rango entre 0.6 (mayores tensiones) y 1.25 (menores tensiones) para suelos de textura fina, media y gruesa. Concluye, que dado que es un parámetro que tiene poca variación, asume un valor de 0.8 fijo en MACRO 5.2, independiente del tipo de suelo.

En la tabla 5.19, se presentan los valores calibrados para ambos tipos de suelo, indicando los valores en cada horizonte cuando son diferentes.

Tabla 5.19. Parámetros físicos e hidráulicos calibrados.

	Unidad	Horizonte	Tipo 1	Tipo 2
ALPHA	1/cm	A	0.070	0.018
		B	0.050	0.010
		C1	0.050	0.008
		C2	0.010	0.007
ASCALE	mm	A	20	20
		B	10	30
		C1	10	10
		C2	10	10
CTEN	cm	A	18	40
		B	18	25
		C1	25	12
		C2	25	15
GAMMA	g/cm ³	A	1.35	1.20
		B	1.30	1.26
		C1	1.25	1.21
		C2	1.25	1.5
KSATMIN	mm/h	A	120.12	53.50
		B	80.14	67.41
		C1	80.04	115.87
		C2	79.96	15.26
KSM	mm/h	A	4	4
		B	1	3
		C1	2	6
		C2	3	4

	Unidad	Horizonte	Tipo 1	Tipo 2
N	-	A	1.230	1.131
		B	1.210	1.200
		C1	1.240	1.140
		C2	1.260	1.180
RESID	%	Todos	3	3
STONE	%	Todos	0	0
TPORV	%	A	48.89	52.78
		B	42.22	51.09
		C1	44.12	52.90
		C2	44.12	42.53
TRAP_AIR	%	Todos	0	0
WILT	%	A	6	16
		B	4	15
		C1	4	12
		C2	4	9
XMPOR	%	A	43.34	48.67
		B	37.01	48.18
		C1	40.11	48.93
		C2	40.11	40.91
ZA	-	Todos	1	1
ZM	-	Todos	0.5	0.5
ZN	-	Todos	4	2
ZP	-	Todos	1	1

Los valores de ALPHA calibrados son aproximadamente el promedio de los valores estimados con MACRO y con RETC.

Respecto a KSM, para ambos tipos de suelos estudiados, se calibró con valores intermedios entre los sugeridos en la bibliografía y los obtenidos a partir de los datos (tabla 5.18).

CTEN se calibró de acuerdo a los valores sugeridos por Beulke *et al.* (2002), en función del contenido de arcilla ponderado por la estructura del suelo. Alaoui *et al.* (2003), en suelo franco arenoso indica 20 cm; FOCUS (2015) en suelo franco arcilloso 12 - 14 cm.

ASCALE también se calibró de acuerdo a valores de bibliografía junto a observaciones del tamaño de los agregados en los perfiles de suelo. Puede tomar valores entre 5 y 150 mm, frecuentemente disminuye con la profundidad en suelos francos y aumenta en finos y arcillas. Beulke *et al.* (2002) indica valores de 10 mm en suelos poco estructurados, 20 mm en medios y 30 mm en fuertes; Alaoui *et al.* (2003) 6 mm en

Capítulo 5

franco arenoso; Giannouli y Antonopoulos (2015) 6 mm en suelo franco. A mayor valor disminuye el intercambio de solutos entre macro y microporos. En FOCUS (2015) se calibró con diferentes valores a horizontes con igual textura, por ejemplo para horizonte franco arcilloso se consideró un valor de 20 a 100 mm en el mismo perfil y a su vez se calibró en 55 mm tanto para franco, franco arenoso como para franco arcilloso.

Los valores de porosidad se calibraron dentro de los valores obtenidos a partir de las muestras de suelos, respetando que XMPOR debe ser inferior a TPORV, siendo la diferencia el valor de la macroporosidad.

El parámetro RESID se calibró en el rango de valores adecuados para la textura dominante de los suelos estudiados. En FOCUS (2015) se establecieron valores muy diversos, *v.g.* 0 % en francos, 4 % en franco arenoso y 0 % en franco arcilloso.

De acuerdo a la bibliografía, el factor de tortuosidad en macroporos (ZN) toma valores de 2 en suelos bimodales como arcillas y arenas gruesas mientras que es 4 en franco arenosos. Giannouli y Antonopoulos (2015) adoptan 4 en suelo franco como el valor sugerido por Beulke *et al.* (2002). En FOCUS (2015), suelos francos se calibraron en 3 a 4 y franco arcilloso en 2 a 4; FOCUS (2001) fija un valor de 3 de 0 a 60 cm de profundidad y de 2 hacia abajo.

El factor de tortuosidad en microporos (ZM) toma valor 0.5 cuando se estima la conductividad por modelo de Mualem y valor 1 cuando se estima por el método de Campbell.

El exponente de la conductividad saturada en macroporos (ZA) es fijado en 1 en todos los escenarios de FOCUS (2015). Es efectivo si se simula contracción ($ZP > 0$).

Para suelos que pueden contraerse el valor de ZP es cercano a 1 mientras que en suelos no agrietados vale cero. En FOCUS (2015) ZP es cero para todos los escenarios de drenaje.

5.3.3.5. Parámetros geoquímicos y de transporte de metil azinfos

Las propiedades químicas de los plaguicidas han sido extraídas de la base de datos PPDB (Pesticide Properties DataBase) de la Universidad de Hertfordshire, Reino Unido, consultada el 30 de septiembre de 2014 en el sitio <http://sitem.herts.ac.uk/aeru/footprint/es/index.htm>

Los valores más frecuentes y/o promedios de las propiedades de interés para la modelación del transporte son presentados en la tabla 5.20.

El rango de variación de K_{oc} para metil azinfos es de 425 a 1282 ml/g mientras que los valores de K_d varían entre 3.33 a 28.5 ml/g (PPDB, 2014).

Metil azinfos tiene baja posibilidad de lixiviación de acuerdo al valor 0.95 de índice GUS.

Tabla 5.20. Propiedades químicas de metil azinfos.

Principio activo	K_{oc} ml/g	Solubilidad en agua a 20°C mg/l	Vida media DT50 (días)	Índice de lixiviación pot. GUS
Metil azinfos	1112	28	10 suelo 3 - 50 agua	0.95

Los coeficientes de degradación en fase sólida y líquida en micro y macroporos (DEGMIS, DEGMAS, DEGMIL y DEGMAL), son calculados a partir de la vida media de la sustancia. La degradación se estima a partir de la vida media (DT50), pero depende de la temperatura y de la humedad, por lo que la variación en distintas condiciones puede ser de varias órdenes de magnitud. Es menor la degradación en suelos secos y a bajas temperaturas. Existen mediciones para distintas condiciones ambientales (temperatura, pH, humedad). Algunos valores orientativos son: 3 días para degradación acuosa por fotólisis a pH 7, 50 días por hidrólisis acuosa a 20 °C y 87 días a pH 4 (PPDB, 2014). La degradación aeróbica en suelo tiene un DT50 típico de 10 días y en laboratorio a 20 °C de 31 días.

La degradación disminuye con la profundidad. FOCUS (2000) propone los valores indicados en la tabla 5.21, con los que se obtienen los valores promedios de degradación para suelo y agua a partir de los valores PPDB (2014). Si bien por debajo de un metro FOCUS considera que no hay degradación, se considera más realista incluir una tasa de degradación mínima 0.03 (tabla 5.21).

Tabla 5.21. Valores promedio de degradación de metil azinfos en agua y en suelo.

Profundidad (cm)	Porcentajes degradación FOCUS*	Degradación en fase líquida (d^{-1})	Degradación en suelo (d^{-1})
0 -30	1*	0.0200	0.0480
30 – 60	0.5*	0.0100	0.0240
60 – 100	0.3*	0.0060	0.0144
>100	0.03	0.0006	0.0014

Si bien en FOCUS se utiliza un único valor para la degradación en suelo (dado que incluye las fases líquidas y sólidas), se han definido dos valores diferentes de acuerdo a los resultados experimentales presentados en PPDB (2014).

Capítulo 5

Durante la modelación se consideró que estos coeficientes son iguales en macroporos y microporos.

En las tablas 5.22 y 5.23 se presentan los valores calibrados, separados por horizontes. Los valores de degradación (DEG) calibrados para suelo Tipo 1 fueron iguales a los promedios indicados en la tabla 5.21, mientras que para Tipo 2 se logró una mejor calibración con valores diferentes pero dentro del rango sugerido por PPDB (2014).

Tabla 5.22. Parámetros geoquímicos calibrados.

	Unidad	Horizonte	Tipo 1	Tipo 2
CANDEG	d ⁻¹	Todos	0.2	0.2
DEGMAL = DEGMIL	d ⁻¹	A	0.0200	0.0138
		B	0.0100	0.0116
		C1	0.0060	0.0069
		C2	0.0006	0.0069
DEGMAS = DEGMIS	d ⁻¹	A	0.0480	0.0690
		B	0.0240	0.0580
		C1	0.0144	0.0340
		C2	0.0014	0.0340
EXPB	-	Todos	0.2	0.2
FCONVERT	-	Todos	0	0
FEXT	mm ⁻¹	Todos	0.01	0.01
FRAC_KIN	-	Todos	0.8	0.8
FRACMAC	-	Todos	0.02	0.02
FREUND	-	Todos	1	1
SORP_RATE	d ⁻¹	Todos	0.5	0.5
TREF	°C	Todos	20	20
TRESP	°K ⁻¹	Todos	0.08	0.08
ZKD	ml/g = cm ³ /g	A	16.00	16.24
		B	6.40	3.12
		C1	7.20	2.24
		C2	7.20	3.28

El coeficiente de partición entre soluto en solución y adsorbido (ZKD) se estimó con la función incluida en MACRO 5.2, a partir del coeficiente de adsorción del carbono orgánico K_{oc} y el contenido de carbono orgánico (CO) en el suelo. Los valores empleados de K_{oc} son los promedios PPDB (2014), aproximadamente 800 ml/g.

El parámetro EXPB se ha calibrado en 0.2 aunque en FOCUS (2000) se establece un valor de 0.7. El valor de 0.2 de este exponente que corrige la degradación de acuerdo al

contenido de humedad, podría sobreestimar la influencia de la humedad en la degradación. Pero de acuerdo al análisis de sensibilidad que se presenta más adelante (punto 6.1 y Anexo G), la modificación de este parámetro no modifica significativamente la lixiviación de solutos al acuífero.

FRACMAC debe ser menor a la tasa macroporosidad/porosidad total (MACRO 5.2) por lo que el rango sugerido por Beulke *et al.* (2002) de 0.04 para suelos francos y más gruesos y de 0.02 para franco arcilloso, funcionan bien. En FOCUS (2001 y 2015), se fija 0.02 para todos los escenarios de drenaje.

El parámetro AEXC (Tabla 5.23) fue calibrado en 5 % coincidente con Larsbo (2005), aunque FOCUS (2015) adopta un valor cero para todos los compuestos neutros en todos los escenarios de drenaje. En el análisis de sensibilidad que se presenta en el Punto 6.1 y Anexo G, se observa que la influencia de la variación de este parámetro en los valores lixiviados es baja.

El coeficiente de difusión en agua (DIFF) por defecto en el modelo es de $5.0E-10$ m²/s, válido para moléculas con peso molecular entre 200-250 (Jarvis y Stenemo, 2001). FOCUS (2015) establece $5.0E-10$ para todos los escenarios de drenaje.

Tabla 5.23. Parámetros de transporte calibrados.

	Unidad	Tipo 1	Tipo 2
AEXC	%	5	5
CONC	mg/m ³	0	0
DIFF	m ² /s	4.6×10^{-10}	4.6×10^{-10}
DV	cm	2	5
FSTAR	-	0	0
ZMIX	mm	1	1

La dispersividad (DV) se calibró en 2 cm para suelo franco arenoso con predominio de flujo homogéneo y en 5 cm para franco arcilloso con predominio de flujo preferencial (Beulke *et al.*, 2002). Para suelo franco arenoso, Larsbo (2005) utiliza una dispersividad de 3 cm y FOCUS (2015) de 5 cm para todos los escenarios de drenaje. Alaoui *et al.* (2003), señala que los parámetros de transporte tienen un efecto pequeño en el lixiviado, por lo que asigna valores conocidos o por defecto, siendo DV igual a 1 cm.

La profundidad de mezcla completa (ZMIX) entre el agua que entra por el horizonte superior y la que está en el suelo, fue calibrada en 1 mm dado que debe ser menor que el espesor de la primera capa numérica. Coincide con las sugerencias de Larsbo (2005) y de FOCUS (2000) que asumen 1 mm para todos los escenarios. En FOCUS (2015) definen

Capítulo 5

0.1 mm constante para los escenarios de drenaje (excepto para el caso D2 que se fijó en 0.02 mm), indicando que valores entre 0.02 y 0.1 mm son más pequeños que los habituales encontrados en las publicaciones.

Si bien FSTAR es variable para cada sustancia (= 0 en sustancias neutras y entre 0 – 1 en sustancias iónicas), Jarvis (1995) asume valor cero mientras que FOCUS (2000) asume 0.5 por defecto. El efecto de considerar 0.5 (en lugar de cero) sobre la lixiviación de plaguicidas en la situación estudiada, es despreciable acuerdo al análisis de sensibilidad (Punto 6.1 y Anexo G).

En Anexo F se presentan los valores calibrados para suelos Tipo 1 y Tipo 2.

5.4. Resultados de la calibración del modelo

Para calibrar el modelo de flujo de agua subterránea se utilizaron niveles freáticos medidos en el piezómetro más cercano al sitio.

Para calibrar el modelo de transporte de masa se utilizaron datos de concentración de metil azinfos medidos en muestras de suelo extraídas en los horizontes del perfil.

Se modelaron los sitios agrupados según lo determinado en la tabla 5.10, es decir sitios Tipo 1 y Tipo 2.

5.4.1. Balance hidrológico

Del balance hídrico realizado por el modelo se comprobó el ajuste de:

1. La precipitación acumulada en el período simulado (2282 días) es de 1086.77 mm para las dos suelos, el riego 8592.69 mm en Tipo 1 y de 8440.64 mm en Tipo 2, y la evapotranspiración potencial 6066.55 mm y 6066.22 mm, respectivamente (tabla 5.24). La estimación de la evapotranspiración potencial es 970 mm/año o 2.68 mm/d, valor semejante a 2.58 mm/d estimado por Galeazzi y Lutz (2006).

Tabla 5.24. Balance hidrológico del período simulado.

Lámina acumulada	Unidad	Tipo 1	Tipo 2
Precipitación P	mm	1086.77	1086.77
Riego R	mm	8592.69	8440.64
Evapotranspiración potencial Ev	mm	6066.55	6066.22
Percolación total al acuífero	mm	4067.60	3439.49

2. La percolación total del período, estimada en 4067.60 mm en el Tipo 1 y de 3439.49 mm en el Tipo 2, es decir una percolación media anual de 650 mm y de 550 mm, respectivamente, que representan 47.3 % y 38.9 % de la lámina anual aplicada por riego. Definiendo la eficiencia de aplicación como el agua entregada en el predio que es utilizada por la planta, en el estudio FACA - UNCo (2004), se determinó un promedio de 35 % en regadíos de la zona y Peri (2004) indica una eficiencia parcelaria entre 70 y 60 %. Por lo que los sitios estudiados tendrían una eficiencia de riego parcelario intermedio entre ambos estudios, aproximadamente 52.7 % en Tipo 1 y 61.1 % en Tipo 2.

5.4.2. Niveles freáticos

El Consorcio de Riego de Colonia Centenario ha medido la profundidad del nivel freático en una red de freatómetros, con una periodicidad mensual hasta julio 2010 cuando se dejaron de medir. Entre 2009 a 2014 se realizaron lecturas cuando se tomaron muestras para análisis y cuando se realizaron ensayos *in situ*.

Se corrigió la profundidad restando la longitud de la tubería que está por encima del terreno y se obtuvo la variación temporal de profundidades para el período simulado, las cuales se compararon con los valores estimados por el modelo.

El freatómetro 100 correspondiente al Tipo 1 se ubica en la zona de la llanura aluvial cercana al río (fig. 5.3), tiene una profundidad total de 2.5 m permaneciendo con agua durante todo el año. De acuerdo a observaciones realizadas *in situ*, este freatómetro está muy influenciado por el riego aguas arriba, aumentando de nivel en menos de 12 h, posiblemente asociado a la existencia de paleocauces y “ollas” de agua subterránea. Además este freatómetro refleja las condiciones hidráulicas del desagüe de 2.5 a 3 m de profundidad situado a unos 20 m hacia el sur.

El freatómetro 497 correspondiente al Tipo 2 de suelos se localiza cerca de los flancos del valle (fig. 5.3), tiene una profundidad de 2.5 m que es insuficiente durante el período sin recarga por lo que se seca.

En la fig. 5.12, se presentan las profundidades freáticas estimadas por el modelo junto con los valores observados. Se observa un buen ajuste general entre valores simulados y observados, el modelo reproduce la tendencia de los valores observados, con un patrón de variación que presenta picos debido al riego por manto y luego descensos por drenaje natural hasta recuperar el estado de equilibrio en el subsuelo.

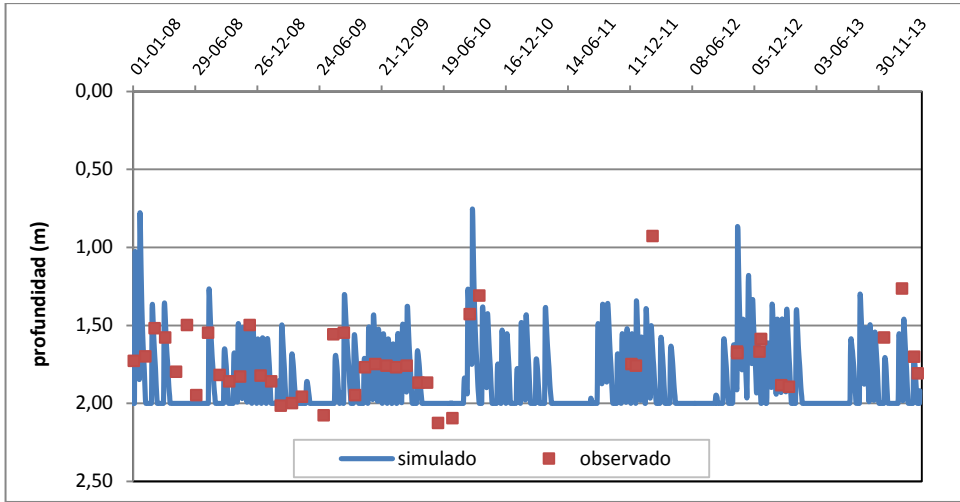


Figura 5.12. Profundidades freáticas simuladas-observadas en suelo Tipo 1.

En la fig. 5.13, la simulación para el Tipo 2, muestra un buen ajuste de la tendencia, salvo para valores observados cercanos a la superficie que obedecen a mediciones próximas a las fechas de riego. Las profundidades observadas en 2.50 m, indican que el freatómetro estaba seco, mientras que la línea continua de simulación en 2.50 m obedece a que se realizó la simulación hasta esa profundidad (es decir el modelo no estima profundidades superiores).

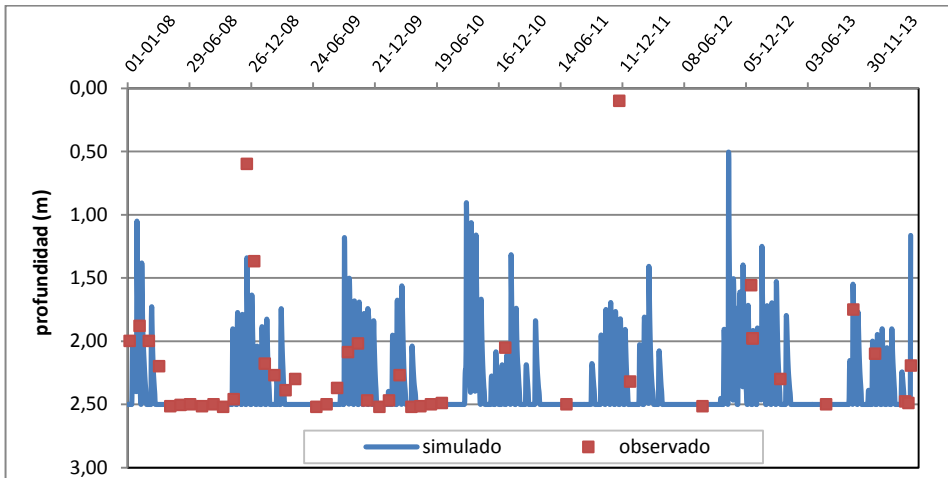


Figura 5.13. Profundidades freáticas simuladas-observadas en suelo Tipo 2.

5.4.3. Metil azinfos en el suelo

Se realizaron muestreos en suelo, en los cuatro sitios estudiados, para determinación de metil azinfos en cada horizonte presente.

Las muestras se extrajeron con pala y barreno, se tomaron muestras de 500 g en cada horizonte del perfil. Las muestras embolsadas, identificadas y refrigeradas fueron entregadas al laboratorio el mismo día de la extracción.

Las determinaciones de organofosforados fueron realizadas en el LIBIQUIMA de la Universidad Nacional del Comahue, utilizando el método de extracción en fase sólida (SPE), cuantificación por Cromatografía gaseosa y detector de Nitrógeno-Fosforo (GC-NPD) y la confirmación con Cromatografía gaseosa asociada a un detector de masa (GC-MS). El límite de detección de metil azinfos en suelos es 0.400 $\mu\text{g}/\text{kg}$ y el límite de cuantificación es 1.600 $\mu\text{g}/\text{kg}$. En la Tabla 5.25, se presentan los datos empleados para la calibración.

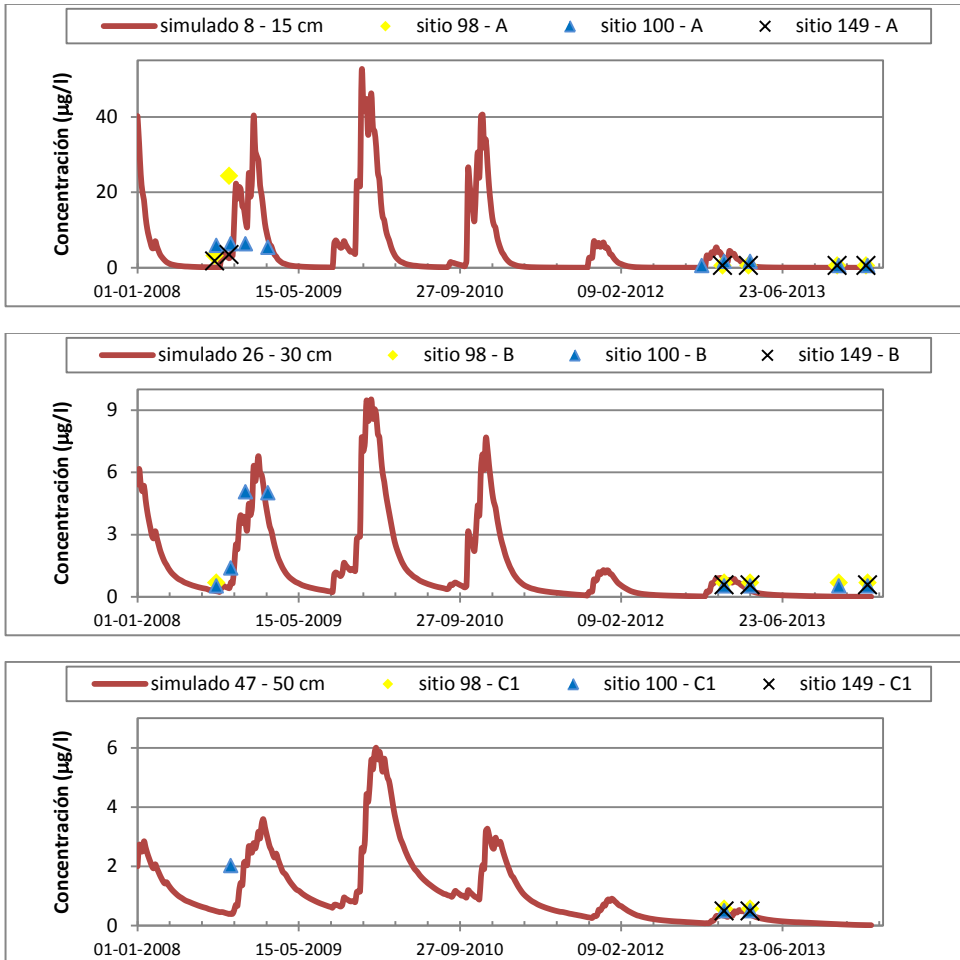
Tabla 5.25. Concentraciones observadas de metil azinfos ($\mu\text{g}/\text{kg}$) en horizontes del suelo.

Sitio Horizonte	Tipo 1												Tipo 2			
	98				100				149				497			
	A	B	C1	C2	A	Bw	C1	C2	A	B	C1	C2	A	Bw	C1	C2
3-Sep-08	2.52	ND			4.35	ND			Tz				5.04	ND		
15-Oct-08	19.13				4.65	Tz	1.62	Tz	2.41				14.83	ND	ND	ND
1-Dec-08					4.68	3.89							7.82	Tz		
7-Feb-09					3.99	3.85							2.41	ND		
12- Dic-10													9.75			
24-Oct-11													3.43			
18-Oct-12					ND								ND			
26-Dic-12	ND	ND	ND		Tz	ND	ND		ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	
16-Mar-13	ND	ND	ND	ND	Tz	ND	ND	ND	ND	ND	ND		ND	ND	ND	ND
17-Dec-13	ND	ND			ND	ND			ND				ND	ND		
14-Mar-14	ND	ND			ND	ND			ND	ND			ND	ND		
Máximo	19.13	ND	ND	ND	4.68	3.89	1.62	Tz	2.41	ND	ND	ND	14.83	Tz	ND	ND

En la fig. 5.14, se representa el soluto almacenado simulado por el modelo junto con las concentraciones obtenidas en los horizontes del suelo Tipo 1 (sitios 98, 100 y 149). A efecto de la representación gráfica, los valores ND han sido reemplazados por 0.4 $\mu\text{g}/\text{kg}$ y los valores traza por 1.2 $\mu\text{g}/\text{kg}$. El valor modelado representa el total almacenado que es la suma del almacenado en sólido y líquido de microporos y macroporos de la capa

Capítulo 5

de suelo. Los resultados del modelo tienen unidades de masa de soluto/volumen de suelo, por lo que los datos de laboratorio en masa de soluto/masa de suelo, se multiplicaron por la densidad aparente del horizonte para poder compararlos.



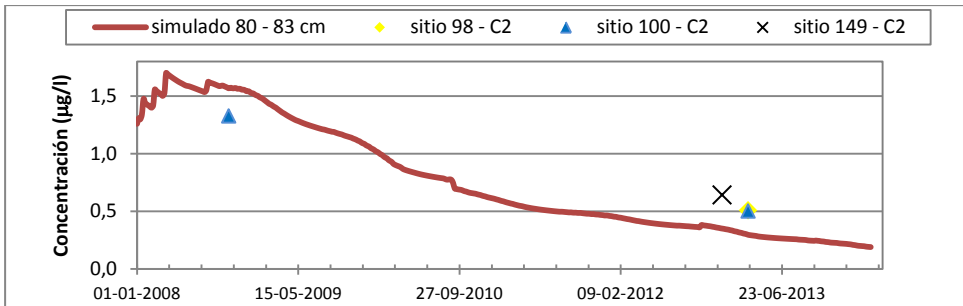


Figura 5.14. Concentración de metil azinfos simulado y observado en horizontes del suelo Tipo 1.

Los resultados del modelo son las profundidades correspondientes a los niveles muestreados en cada horizonte. De esta manera la muestra del horizonte A se compara con la capa discretizada del modelo que tiene un espesor de 7 cm, que se extiende entre 8 y 15 cm de profundidad. El horizonte B se compara con la capa entre 26 y 30 cm, el horizonte C1 con la capa entre 47 y 50 cm y el horizonte C2 con la capa situada entre 80 y 83 cm de profundidad.

El patrón de las concentraciones obtenidas refleja la disminución en la aplicación de metil azinfos a partir del año 2011, presentando valores no detectables por el método de laboratorio utilizado a partir de 2013, para todos los horizontes a excepción de la parcela 100 (Tipo 1) donde se midieron trazas en el horizonte A. Refleja además los períodos de aplicación del plaguicida con picos de concentraciones en la época productiva, mientras que en el horizonte más profundo la influencia es menor.

Por otro lado, el modelo reproduce lo observado dando valores que van disminuyendo con la profundidad, siendo el horizonte A el que presenta mayores concentraciones. Se observa que en los niveles superiores del suelo, las concentraciones alcanzan mayores valores pero decaen más rápidamente que en los horizontes inferiores donde el soluto lixiviado es menor pero persiste más tiempo debido a la tasa de degradación menor.

La fig. 5.15 (calibración del suelo Tipo 2, sitio 497) muestra un comportamiento similar, presentando también mayores concentraciones en el horizonte A que en los inferiores, aunque los valores simulados reflejan el efecto de las aplicaciones aún en el horizonte inferior, si bien esto no es comprobable con los datos observados disponibles.

El comportamiento de metil azinfos en ambos tipos de suelos es diferente, aun bajo condiciones de riego y aplicación similares. En el Tipo 1 se observan valores superiores a traza (Tz) y no detectados (ND), en los cuatro horizontes, mientras que en el Tipo 2 únicamente el horizonte A presenta concentraciones importantes y el B en una única ocasión y en el resto no ha sido detectado. Las concentraciones medidas en el horizonte

Capítulo 5

A de suelo Tipo 2 superan las medidas en el horizonte A del Tipo 1, de acuerdo al comportamiento esperable en suelos con mayor contenido de arcilla.

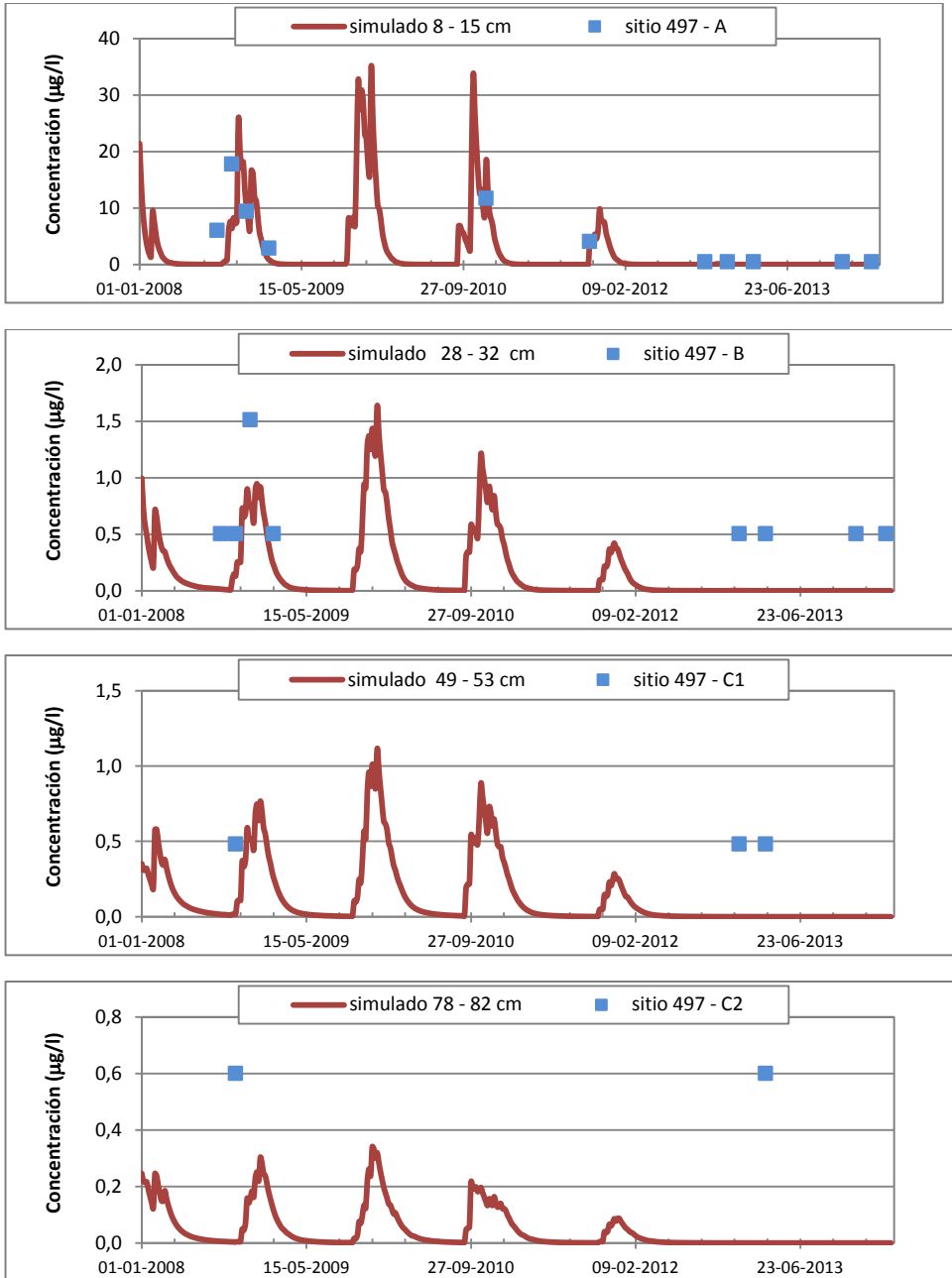


Figura 5.15. Concentración de metil azinfos simulado y observado en horizontes del suelo Tipo 2.

5.5. Validación

Para confirmar los procesos de transporte modelados se utilizó clorpirifós que fue aplicado en las parcelas durante el mismo período y del que también se realizaron mediciones en suelo simultáneamente con metil azinfos.

El criterio de utilizar otro compuesto se debe a que el comportamiento esperado es diferente, metil azinfos es más móvil que clorpirifós y tienen diferentes vidas medias. Por lo tanto el modelo calibrado debería reflejar el comportamiento diferente de estos dos solutos, estimando mayor lixiviación de metil azinfos al acuífero, mientras que clorpirifós debería quedar retenido en el suelo.

Dado que el flujo de agua es el mismo, solo se modificó el calendario de aplicación de clorpirifós (tabla 5.26), mientras el riego es el mismo que para la situación calibrada.

Tabla 5.26. Parámetros de aplicación de clorpirifós.

	Unidad	Clorpirifós
AMIR	mm	0.2
CONCI	masa /m ³	Variable
IRRDAY	día	Variable
IRREND	hora	Variable
IRRSTART	hora	Variable
NIRR	-	3-5
ZFINT	-	0.1-0.3

5.5.1. Clorpirifós en suelo

El proceso de muestreo y determinación es el mismo que el explicado anteriormente para metil azinfos, con los mismos niveles de detección y cuantificación.

Tabla 5.27. Concentraciones observadas de clorpirifós (µg/kg) en horizontes del suelo.

Sitio	Tipo 1												Tipo 2			
	98				100				149				497			
Horizonte	A	B	C1	C2	A	B	C1	C2	A	B	C1	C2	A	B	C1	C2
3-Sep-08	3.12	ND			ND	ND			Tz				4.52	ND		
15-Oct-08	60.48				14.06	2.33	ND	ND	Tz				6.84	Tz	ND	ND
1-Dec-08					ND	ND							15.28	ND		
7-Feb-09					ND	ND							2.54	ND		
15-Dic-10	45.2												10.1	Tz		
24-Oct-11	21.1												19.3			

Sitio Horizonte	Tipo 1												Tipo 2			
	98				100				149				497			
	A	B	C1	C2	A	B	C1	C2	A	B	C1	C2	A	B	C1	C2
18-Oct-12				Tz	Tz		ND	ND					4.63	Tz	ND	ND
26-Dic-12	49.7	1.53	ND		13.91	ND	ND	ND	ND	ND	ND		22.95	Tz	ND	
16-Mar-13	36.41	ND	ND	ND	ND		ND	ND	ND	ND	ND	ND	Tz	ND	ND	ND
17-Dec-13	52.74	ND			11.15	ND			ND				16.48	ND		
14-Mar-14	32.25	5.28			11.47	ND			ND	ND			31.33	ND		
Máximos	60.48	5.28	ND	ND	14.06	2.33	ND	ND	ND	Tz	ND	ND	31.33	Tz	ND	ND

5.5.2. Propiedades químicas de clorpirifós

Las propiedades iniciales se estimaron a partir de información obtenida de las bases de datos existentes (tablas 5.28 y 5.29), pero luego fueron ajustadas dentro de valores recomendados.

Tabla 5.28. Propiedades químicas de clorpirifós.

Principio activo	K_{oc} ml/g	Solubilidad en agua a 20°C mg/l	Vida media DT50 (días)	Índice de lixiviación pot. GUS
Clorpirifós	8151	1.05	50 suelo 25.5 agua	0.15

(Fuente: PPDB, consulta fecha 30/09/2014)

El rango de variación de K_{oc} es de 2785 a 31000 ml/g. El DT50 medido en laboratorio en suelos varía entre 11 y 141 días, mientras que DT90 varía entre 141 y 360 días. Ensayos de campo han determinado rangos de DT50 entre 2 y 65 días y de DT90 entre 97 y 112 días. En agua por hidrólisis a pH 5 DT50 puede tomar valor de 58 días y a pH 8 de 23 días (PPDB, 2014).

El índice GUS 0.15 indica baja posibilidad de lixiviación de clorpirifós.

A la masa molecular 350.89 g/mol corresponde un coeficiente de difusión DIFF bajo como el sugerido en la tabla 5.31.

La degradación de clorpirifós varía en agua y en suelo y además varía según se determine en condiciones de campo o de laboratorio. En base a los datos DT50 PPDB (2014) se estimaron los valores de degradación indicados en la tabla 5.29 para el horizonte superior, mientras que los valores para los horizontes inferiores (hasta 1 m) se calcularon en función de la relación de degradación sugerida en FOCUS. El mismo

criterio ya explicado para metil azinfos, fue adoptado para utilizar dos valores diferentes de degradación en agua y en suelo.

Tabla 5.29. Valores promedio de degradación de clorpirifós en agua y en suelo.

Profundidad (cm)	degradación en fase líquida (d ⁻¹)	Degradación en suelo (d ⁻¹)
0 -30	0.027	0.0138
30 – 60	0.0135	0.0069
60 – 100	0.008	0.0041
>100	0.0008	0.00041

(Fuente: PPDB, consulta fecha 30/09/2014)

Estos valores promedio del parámetro DEG se utilizan en la validación del modelo, dentro del rango de vida media indicado por PPDB (2014), de acuerdo a los valores de las tablas 5.30 y 5.31.

Tabla 5.30. Parámetros geoquímicos de clorpirifós.

	Unidad	Horizonte	Tipo 1	Tipo 2
CANDEG	d ⁻¹		0.2	0.2
DEGMAL - DEGMIL	d ⁻¹	A	0.0270	0.0390
		B	0.0230	0.0140
		C1	0.0150	0.0120
		C2	0.0050	0.0010
DEGMAS - DEGMIS	d ⁻¹	A	0.0138	0.0190
		B	0.0100	0.0090
		C1	0.0080	0.0090
		C2	0.0020	0.0040
EXPB	-	Todos	0.2	0.2
FCONVERT	-	Todos	0	0
FEXT	mm ⁻¹	Todos	0.01	0.01
FRAC_KIN	-	Todos	0.8	0.8
FRACMAC	-	Todos	0.02	0.02
FREUND	-	Todos	1	1
SORP_RATE	d ⁻¹	Todos	0.5	0.5
TREF	°C	Todos	20	20
TRESP	°K ⁻¹	Todos	0.08	0.08
ZKD	ml/g= cm ³ /g	A	90.34	162.4
		B	74.75	31.2
		C1	72.24	22.4
		C2	72.24	32.8

El parámetro de sorción (ZKD) se calculó a partir del valor de K_{oc} , con la opción de MACRO que considera el contenido de carbono orgánico y de arcilla. Se tomó un valor de K_{oc} igual a 8000 ml/g.

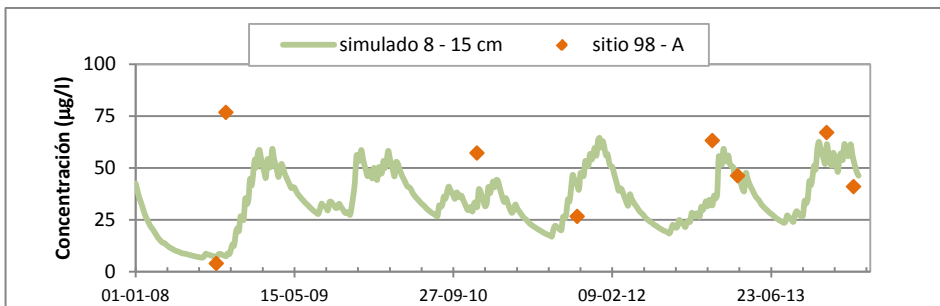
Tabla 5.31. Parámetros de transporte de clorpirifós.

	Unidad	Tipo 1	Tipo 2
AEXC	%	5	5
CONC	mg/m ³	0	0
DIFF	m ² /s	4.6×10^{-10}	4.6×10^{-10}
DV	cm	2	5
FSTAR	-	0	0
ZMIX	mm	1	1

5.5.3. Resultados de la validación

En la fig. 5.16, se presenta el almacenamiento de clorpirifós en el perfil del suelo Tipo 1 estimado por el modelo y determinado en laboratorio. Las concentraciones medidas en suelo se multiplicaron por la densidad aparente para obtener masa de soluto en volumen de suelo.

Para la validación se utilizó el calendario de aplicaciones del sitio 98, definido de acuerdo a lo indicado en el cuaderno de campo, por lo que los valores observados corresponden al mismo sitio. De los tres sitios que representan el Tipo 1, el 98 fue donde se realizaron más aplicaciones de clorpirifós, mientras que en el sitio 100 se utilizó más metil azinfos y en el 149 no se aplican plaguicidas desde 2007.



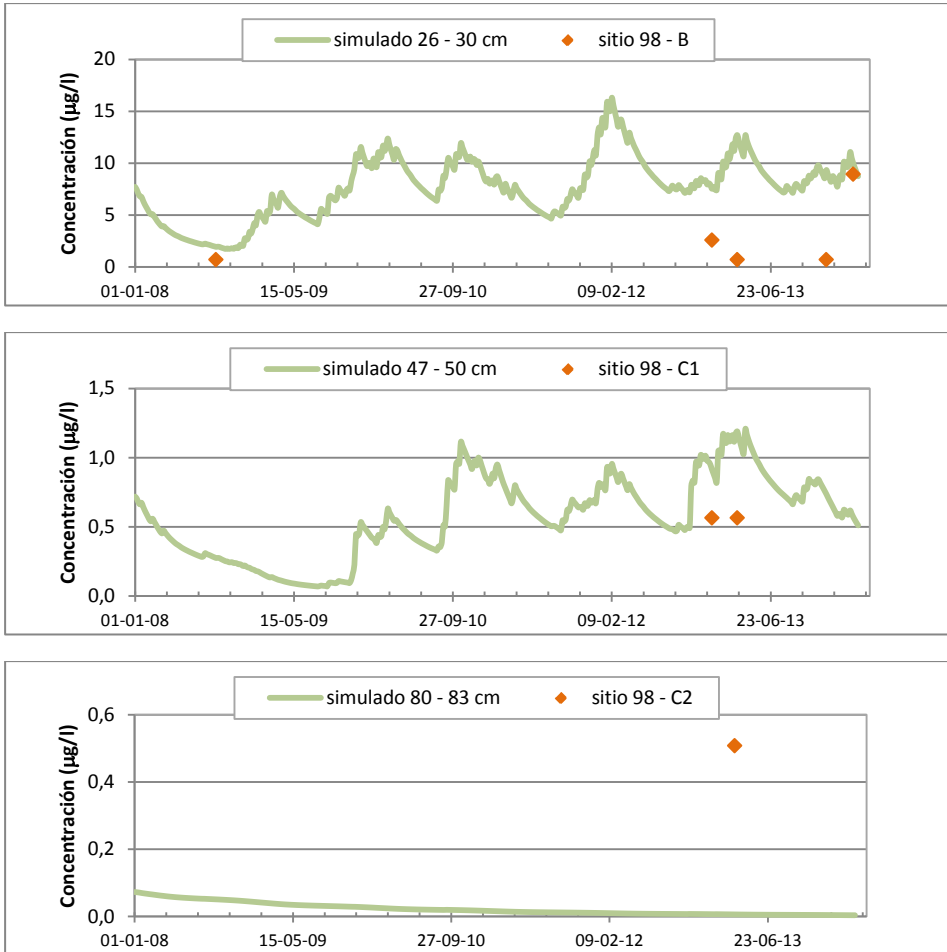


Figura 5.16. Concentración de clorpirifós simulado y observado en horizontes del suelo Tipo 1.

El horizonte A simulado reproduce las variaciones de concentraciones observadas en el sitio 98, mientras que en el resto de horizontes la escasez de datos observados no permiten ratificar el buen comportamiento del modelo.

En el horizonte B, los valores observados y simulados disminuyen en relación a A y solo se reproduce adecuadamente un valor bajo y uno alto de concentraciones. En los horizontes C1 y C2, las concentraciones simuladas son muy bajas, cercanas al límite de detección del método.

En la fig. 5.17, que reproduce la validación para el suelo Tipo 2, se observa una mejor concordancia entre valores simulados y observados. El aumento en las concentraciones

Capítulo 5

observadas hacia el final del período simulado, refleja el reemplazo de metil azinfos por clorpirifós.

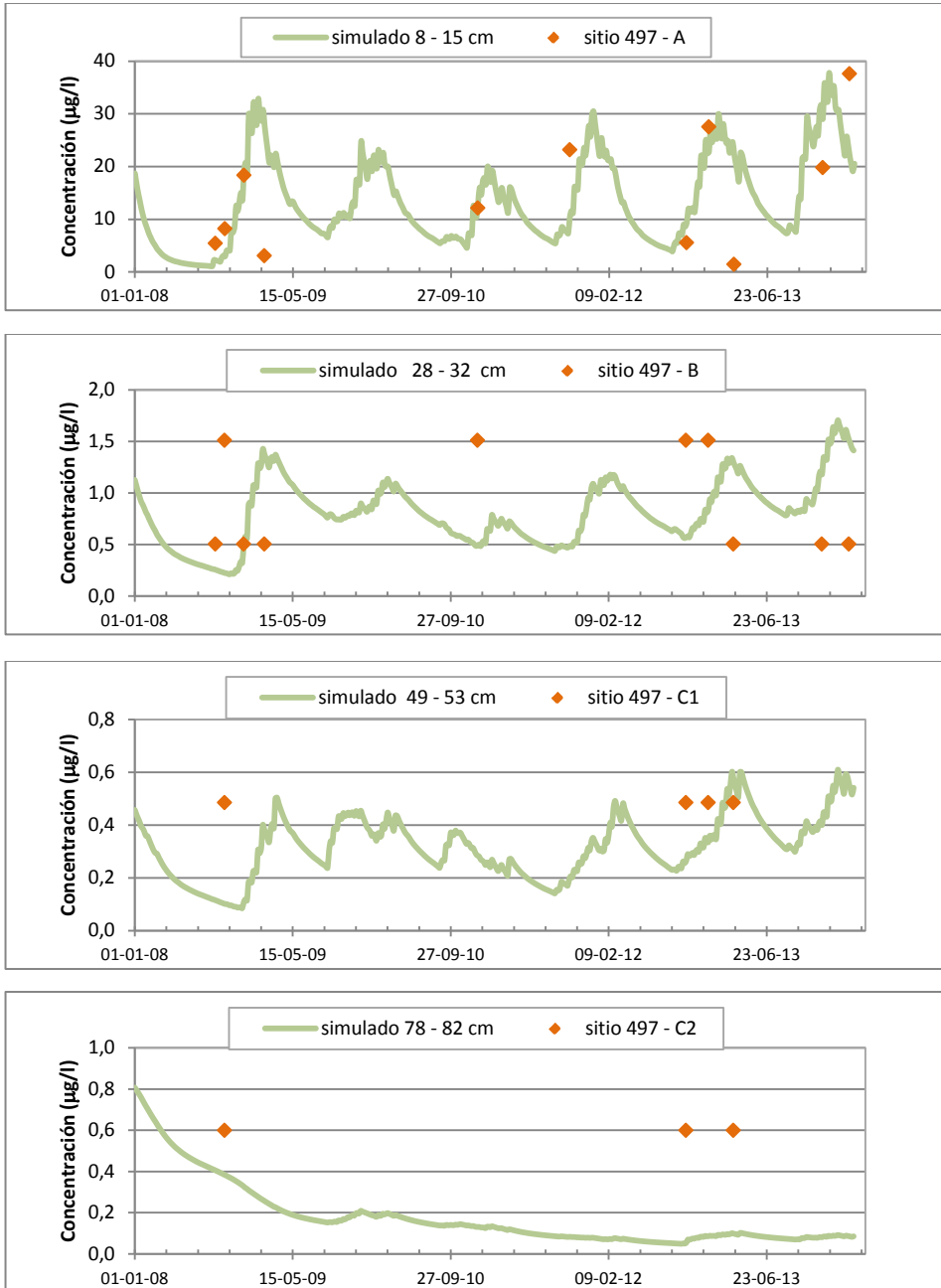


Figura 5.17. Concentración de clorpirifós simulado-observado en horizontes del suelo Tipo 2.

Tanto la concentración observada como simulada es inferior en el suelo Tipo 2, en todos los horizontes del suelo.

5.6. Análisis de sensibilidad

Este análisis se realiza con el fin de evaluar la influencia de los parámetros en las predicciones del modelo y de alguna manera ayuda a inferir la incertidumbre que aportan los parámetros. Es un aspecto importante, que contribuye a la credibilidad del modelo y sus predicciones como señalan Trucano *et al.* (2006).

Se analizó la sensibilidad del modelo mediante la técnica de variación de un parámetro. Se eligió esta técnica en lugar del método de Monte Carlo, debido a que en este última, la linealización de la relación entre parámetros y resultados puede producir sesgos en modelos altamente no lineales como los de transporte de plaguicidas de acuerdo a lo demostrado por Dubus *et al.* (2003).

La medición de la sensibilidad se realizó con un índice que mide la tasa de variación relativa (*ROV*) entre la variación en los resultados simulados por el modelo (output *O*) y la variación en los cambios en los parámetros de entrada (input *I*). La tasa *ROV* está definida por Dubus *et al.* (2003) como:

$$ROV = \frac{\text{variación resultado}}{\text{variación parámetro}} \quad (5.1)$$

donde la variación relativa del resultado se calcula respecto a un caso base O_b (*i.e.* el resultado del modelo calibrado), producido con parámetros de entrada calibrados I_b :

$$\text{variación resultado} = \frac{O - O_b}{O_b} * 100 \quad (5.2)$$

$$\text{variación parámetro} = \frac{I - I_b}{I_b} * 100 \quad (5.3)$$

Los valores de *ROV* pueden ser positivos o negativos, y puede tomar varios valores en el caso de un parámetro que varía con la profundidad. Para el análisis de sensibilidad del modelo, no es relevante el signo del cambio, ni tampoco todos los valores posibles que pueda tomar *ROV*. Por esto se calcula el índice *MAROV* que representa la máxima variación absoluta que produce la modificación de un parámetro de entrada, definido como:

$$MAROV = \text{Max}_i |ROV|, \quad i = 1 \text{ a } n \quad (5.4)$$

Capítulo 5

donde n representa el número de valores diferentes del parámetro.

Se modificaron los parámetros del modelo referidos al flujo y transporte de plaguicidas en el suelo, y no se modificaron los relacionados a la vegetación debido a que su influencia es muy pequeña en el transporte de plaguicidas (Dubus *et al.*, 2003).

Se utilizó la masa acumulada de soluto lixiviado simulado al final del período, para estimar la sensibilidad del modelo a cambios individuales en los parámetros de entrada. La variación de los parámetros se realizó en un rango de valores medidos en el campo y encontrados en la bibliografía, lo cual refleja además la incertidumbre en su determinación. En los casos donde no se encontraron referencias adecuadas, se cambió en un porcentaje dentro de rangos esperables para el parámetro.

Los 38 parámetros analizados se presentan en el anexo G pero una síntesis estadística de índices *MAROV* se indica en la tabla 5.32, mientras que en las figs. 5.18 y 5.19 se representa la distribución de los 14 parámetros más sensibles en suelo Tipo 1 y Tipo 2 para metil azinfos y clorpirifós, junto con la sensibilidad al riego AMIR.

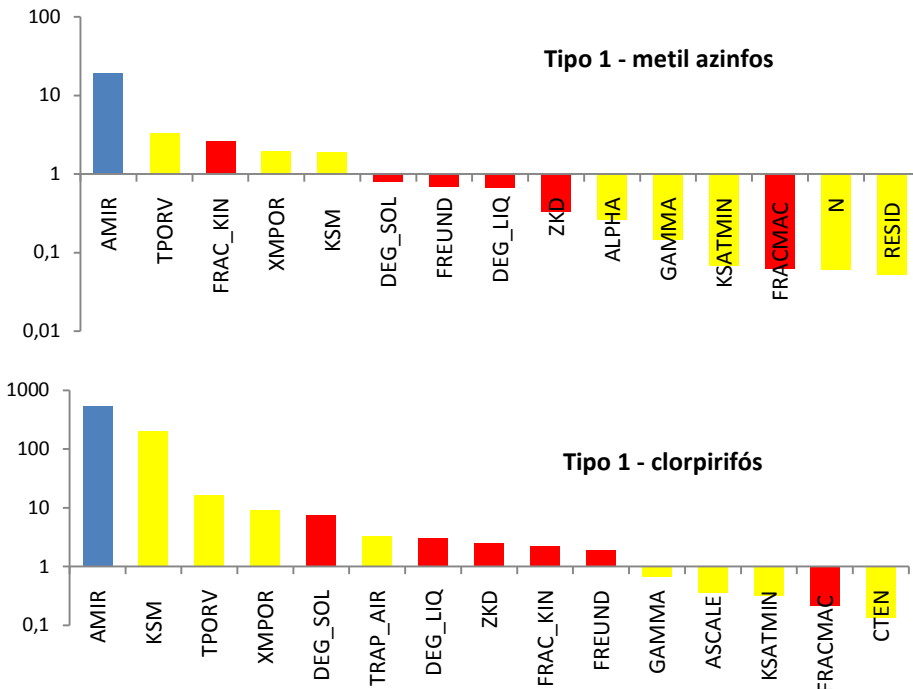


Figura 5.18. Índice *MAROV* de sensibilidad de 15 parámetros del modelo en suelo Tipo 1, para metil azinfos y clorpirifós. DEG_SOL (DEGMAS + DEGMIS), DEG_LIQ (DEGMAL + DEGMIL). (azul: parámetro de riego, amarillo: parámetro hidrodinámico, rojo: parámetro de transporte de plaguicida).

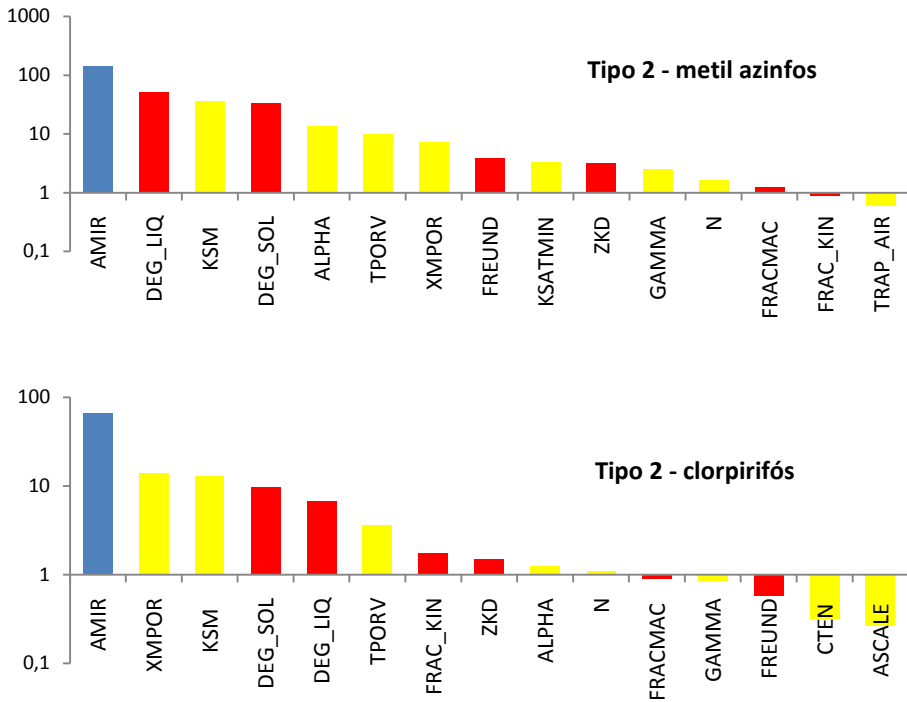


Figura 5.19. Índice *MAROV* de sensibilidad de 15 parámetros del modelo en suelo Tipo 2, para metil azinfos y clorpirifós. DEG_SOL (DEGMAS + DEGMIS), DEG_LIQ (DEGMAL + DEGMIL). (azul: parámetro de riego, amarillo: parámetro hidrodinámico, rojo: parámetro de transporte de plaguicida).

En las figuras precedentes, se observa que el suelo Tipo 1 es poco sensible (*MAROV* < 10, Dubus *et al.* (2003)) a la parametrización de metil azinfos y mucho a clorpirifós. El suelo Tipo 2 presenta un comportamiento menos contrastante en relación a los compuestos.

En los dos suelos, la conductividad hidráulica en microporos saturados (KSM) y la porosidad TPORV y XMPOR son los parámetros que más incertidumbre aportan a la predicción de lixiviados. Larsbo (2005) analizando un suelo franco y uno arcilloso, indica la sensibilidad de estos parámetros al lixiviado pero además la influencia de KSM en las concentraciones en el perfil.

Los parámetros relacionados con la degradación del compuesto DEG son más sensibles en suelo Tipo 2 que Tipo 1, tanto en número de orden como en magnitud. Los análisis realizados por Dubus y Brown (2002) señalan lo contrario, mayor sensibilidad de la degradación en suelos de textura gruesa (semejantes a Tipo 1).

Capítulo 5

FRAC_KIN es un parámetro sensible, dentro de los 14 más sensibles en los 4 casos. Sin embargo, la sorción cinética es una opción poco analizada en la mayoría de las aplicaciones revisadas. Scorza *et al.* (2007), señalan a FRAC_MAC como un parámetro sensible en suelo arcillosos.

La longitud de difusión efectiva (ASCALE) es un parámetro característico del flujo preferencial. En los tipos de suelos analizados, la sensibilidad varía con los plaguicidas, siendo mayor para clorpirifós. Para metil azinfos del suelo Tipo 1, duplicar el valor de ASCALE produce una disminución del 3.2 % en el valor lixiviado, mientras que para clorpirifós y para ambas sustancias en Tipo 2, produce aumento de lixiviado (ver datos en el anexo G).

En la tabla 5.32, de síntesis de los MAROV de los 38 parámetros analizados para cada suelo y plaguicida, se puede ver que la lixiviación de metil azinfos en el suelo Tipo 1, tiene el menor valor promedio de MAROV y también el menor rango de variación de los 4 casos.

Tabla 5.32. Síntesis de valores MAROV para 38 parámetros de MACRO 5.2.

MAROV	Tipo 1		Tipo 2	
	metil azinfos	clorpirifós	metil azinfos	clorpirifós
Promedio	0.82	20.86	8.26	3.23
Máximo	18.92	543.48	143.90	66.69
Mínimo	0.00	0.00	0.00	0.00

Para clorpirifós ocurre todo lo contrario, mayor promedio y mayor rango que el resto. Este resultado de sensibilidad MAROV puede estar magnificado, debido al bajo valor lixiviado de la simulación base (0.0003 mg/m²) tomado como referencia.

En relación a los aspectos del sistema productivo, el análisis indica que un aspecto que resulta de vital importancia en los cuatro casos, es la lámina de riego (AMIR) debido a la sensibilidad que mostró el modelo respecto al soluto lixiviado al acuífero. Existe incertidumbre en la determinación exacta de este factor debido a su alta variabilidad espacial dentro de la parcela, con valores máximos medidos de hasta 300 mm en algunos lugares. Además como se comentó en este mismo capítulo, el agua de riego se entrega en la parcela por tiempo y “puntos” de abertura de compuerta, por lo que el volumen real entregado no está cuantificado y varía de parcela en parcela. Pero en el caso de clorpirifós en suelo Tipo 1, el índice indica que una modificación de 1 mm en la lámina de riego produce un aumento de 540 veces la lixiviación de clorpirifós, lo cual parece exagerado y podría deberse a lo ya señalado respecto al valor de clorpirifós lixiviado.

Se analizó la dosis aplicada de plaguicida (CONCI), debido a la incertidumbre que hubo en la determinación de algunas fechas de aplicación que fueron inferidas con información secundaria (comunicación oral, calendario teórico de aplicaciones) por falta de anotación en el cuaderno de campo. Se aumentó 30 % la concentración en la lámina de riego a través del parámetro CONCI en las fechas de aplicación modeladas, pero no se agregaron nuevas fechas. En todos los casos el modelo se mostró poco sensible a las dosis respecto a la lixiviación al acuífero bajo las condiciones actuales del caso analizado.

6. RESULTADOS DE LA SIMULACIÓN

6.1. Balance de masas

6.1.1. Balance hidrológico

Los resultados del balance de agua del período simulado (2282 días: 1 enero 2008 a 31 marzo 2014) se presentan en la tabla 6.1, indicando las expresiones para el cálculo de los términos parciales del balance. En la fig. 6.1 se representa la evolución de los términos más importantes del balance.

Tabla 6.1. Balance hidrológico del período simulado.

Lámina acumulada	Unidad	Tipo 1	Tipo 2
Precipitación neta $P_n = P + R - I_c$	mm	9417.28	9264.60
Precipitación P	mm	1086.77	1086.77
Riego R	mm	8592.69	8440.64
Intercepción en copas I_c	mm	262.18	262.81
Infiltración $I = P_n - E_s$	mm	9417.28	9264.60
Escorrentía superficial	mm	0.00	0.00
Evapotranspiración real $E_{vr} = T + E_s + E_c$	mm	5588.67	6066.22
Transpiración real (= potencial) T	mm	3548.12	3547.49
Evaporación desde suelo E_s	mm	1778.37	2255.92
Evaporación desde copas E_c	mm	262.18	262.81
Déficit hídrico $D_h = E_v - E_{vr}$	mm	477.88	0.00
Evapotranspiración potencial E_v	mm	6066.55	6066.22
Almacenamiento promedio en el perfil	mm	693.71	965.74
Flujo a drenes parcelarios	mm	0.00	0.1747
Percolación total al acuífero	mm	4067.60	3439.49
Variación del almacenamiento en todo el perfil (micro + macroporos)	mm	+ 28.02	+ 32.80

En todo el período entraron al sistema láminas similares en Tipo 1 y Tipo 2, 9679.46 mm y 9527.41 mm, respectivamente, 88.8 % en forma de riego (apenas superior en Tipo 1) y el resto en precipitación. Del total, la vegetación interceptó 2.8 %, no hubo escorrentía superficial y el resto se infiltró en el suelo.

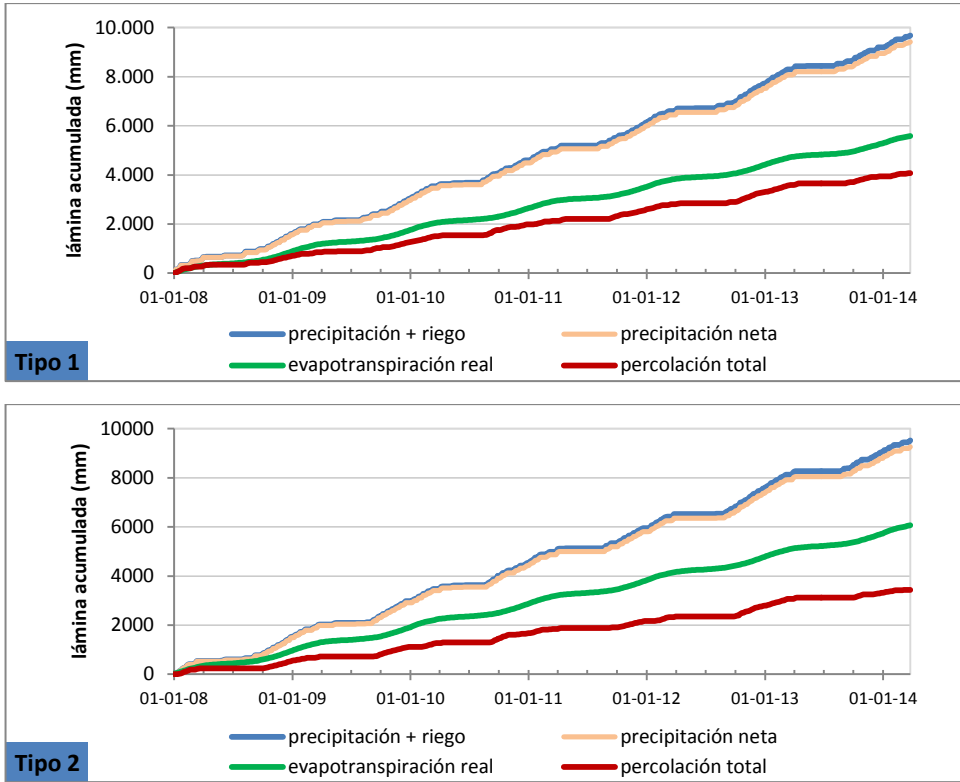


Figura 6.1. Balance de agua.

El agua infiltrada se almacena en el suelo y es utilizada por las plantas y otra parte percola al acuífero a través de macroporos y microporos. En ambos tipos de suelos, la transpiración real de las plantas fue igual a la potencial por lo que no hubo déficit. Pero en el caso del suelo Tipo 1, la evapotranspiración real fue 7.9 % menor a la potencial, hubo menor evaporación desde el suelo, posiblemente debido a ser un suelo más permeable, el agua se infiltra más rápidamente lejos de la acción de la evaporación directa. En el suelo Tipo 2, la evaporación desde el suelo y desde la cobertura vegetal se realizó a la misma tasa que la potencial. Los valores simulados de evapotranspiración real muy próximos a la potencial, se corresponden con lo indicado en la bibliografía (Allen *et al.*, 2006) para un factor de cultivo entre 0.9 a 1.05 en perales y manzanos respectivamente, en condiciones de producción con heladas, baja humedad relativa y fuerte viento.

6.1.1.1. Almacenamiento de agua en el perfil del suelo

En la tabla 6.1, el almacenamiento simulado es para todo el perfil, es decir 2 m en Tipo 1 y 2.5 m en Tipo 2. El almacenamiento promedio por metro de perfil, es mayor en Tipo 2

(386.3 mm/m) que en Tipo 1 (346.9 mm/m) reflejando los valores de porosidad mayor (parámetro XMPOR) de este tipo de suelos más finos (al menos en superficie).

La variación de almacenamiento es el resultado del balance entre entradas a través de la infiltración (igual a precipitación neta) y salidas producidas por transpiración, evaporación desde el suelo y vegetación y por percolación al acuífero. El almacenamiento simulado por el modelo durante todo el período estudiado (ver más adelante la fig. 6.7 en el ítem “variación temporal en microporos y macroporos”), varió desde un valor inicial de 690.00 mm a un valor final de 718.50 mm en microporos y desde 1.72 mm a 1.25 mm en macroporos para el suelo Tipo 1. En el suelo Tipo 2, el inicial simulado en microporos fue de 976.31 mm y de 0.07 mm en macroporos, mientras que el final fue de 1003.76 mm y de 5.42 mm, respectivamente. De acuerdo a estos valores, el almacenamiento total de agua en el perfil aumentó 4.05 % en Tipo 1 y 3.36 % en el Tipo 2 respecto al almacenamiento inicial el 1 de enero de 2008. La distribución de esta variación entre micro y macroporos se presenta en la tabla 6.2.

Tabla 6.2. Variación del almacenamiento de agua en el perfil durante el período simulado.

Variación del almacenamiento total en el perfil	mm	+ 28.02	+ 32.80
Variación en microporos	mm	+ 28.49	+ 27.45
Variación en macroporos	mm	- 0.47	+ 5.35

Se verifica que la mayor variación se produjo en los microporos, dado que tienen más capacidad de almacenamiento que los macroporos.

6.1.1.2. Percolación al acuífero libre

La curva de percolación en la fig 6.1, representa la lámina acumulada que atraviesa la capa inferior de la base del perfil en el tiempo simulado. Se observa la evolución del balance, resultando que al final del período, la percolación al acuífero representa 43.2 % en el suelo Tipo 1 y 37.1 % en el Tipo 2, respecto a la lámina neta total aplicada en la parcela. En relación a la lámina de riego, representa 47.3 % y 40.7 %, respectivamente, en perfecta consonancia con las estimaciones de eficiencia del sistema de riego en el Alto Valle.

El agua que percola hasta el acuífero lo hace a través de micro y de macroporos, que de acuerdo a lo simulado se distribuye como se indica en tabla 6.3 y fig. 6.2. En el suelo Tipo 1 la percolación total es 18.3 % mayor que en Tipo 2, predomina la percolación a través de macroporos (94.8 %) mientras que en Tipo 2 es de 73.5 % respecto al total percolado.

Tabla 6.3. Percolación en microporos y en macroporos.

	Tipo 1	Tipo 2
Percolación total al acuífero (mm)	4067.60	3439.49
Percolación microporos (mm)	210.02	912.29
Percolación macroporos (mm)	3857.58	2527.20

En la fig. 6.2, se representa también la infiltración acumulada en la superficie del suelo y la tasa de percolación al acuífero. Se observa la relación directa entre el aumento de la infiltración y la velocidad de percolación al acuífero, ambas principalmente asociadas al riego.

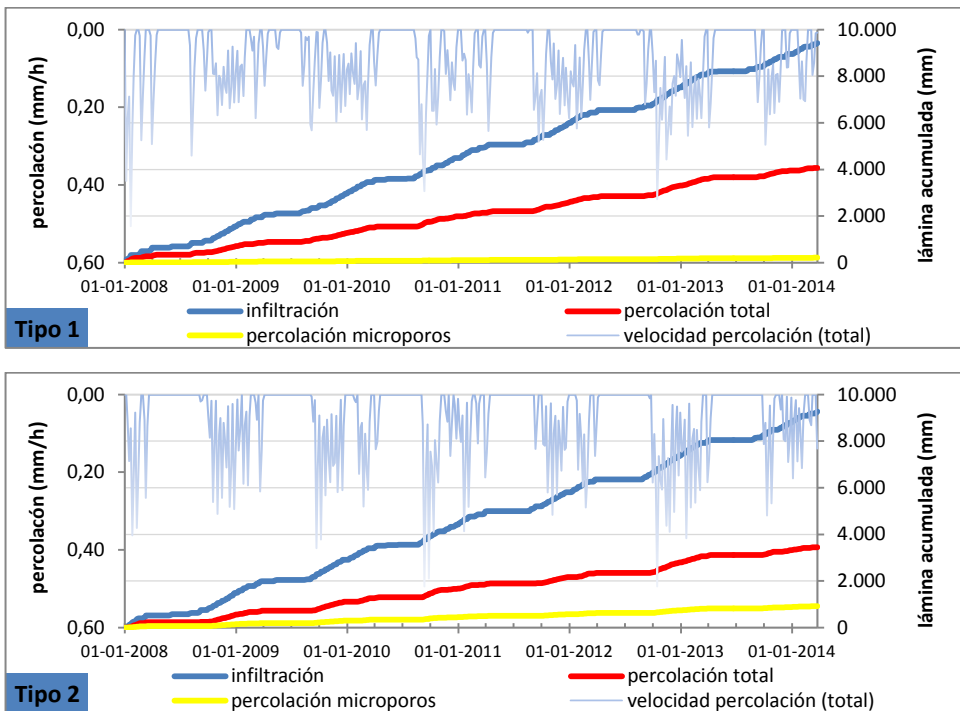


Figura 6.2. Percolación de agua al acuífero libre.

En ambos suelos la percolación a través de macroporos es la predominante, obedeciendo a varios factores. El sistema de riego, y la textura, estructura y secuencia de horizontes del suelo, determinan la dinámica del agua en el perfil y en el acuífero, como se intenta explicar en los puntos siguientes.

6.1.2. Balance de solutos

En relación al balance de plaguicidas, la tabla 6.4 presenta los valores acumulados del período (2282 días), simulados con un error global de cierre indicado por el modelo inferior a 0.01% en los cuatro casos.

Tabla 6.4. Balance de solutos del período simulado.

Solutos acumulados	Unidad	Tipo 1		Tipo 2	
		Metil azinfos	Clorpirifós	Metil azinfos	Clorpirifós
Aplicación plaguicida	mg/m ²	734.0	1996.0	528.8	1712.0
Degradación en vegetación	mg/m ²	0	8.99	108.07	235.31
Almacenado en copa	mg/m ²	0	0	4x10 ⁻⁴⁵	5x10 ⁻¹⁰
Escorrentía superficial	mg/m ²	0	0	0	0
Degradación en el perfil del suelo	mg/m ²	744.57	1887.44	425.35	1426.78
Absorción por raíces	mg/m ²	0	0	0	0
Drenaje parcelario	mg/m ²	0	0	4.4x10 ⁻⁶	5.4x10 ⁻⁶
Lixiviación en la base del perfil	mg/m ²	0.1080	1.5x10 ⁻³	0.0075	0.0146
Lixiviación al acuífero	mg/m ²	0.4550	2.5x10 ⁻⁴	0.0120	0.0222
Variación almacenamiento total en el perfil	mg/m ²	- 3.33	+27.17	- 1.37	+12.69
Diferencias	mg/m ²	- 7.80	+ 72.39	- 3.27	+ 37.18

La aplicación de clorpirifós en el período simulado es mayor que metil azinfos debido a que éste último fue restringido como ya se señaló y solo se aplicaron partidas remanentes. Las mayores aplicaciones totales se realizaron en el suelo Tipo 1, con 19.96 kg/ha de clorpirifós durante todo el período simulado, es decir un promedio anual de 3.19 kg/ha, mientras que en Tipo 2 fue de 2.74 kg/ha. Para metil azinfos, el promedio anual para todo el período es más bajo, 1.17 kg/ha en Tipo 1 y de 0.85 kg/ha en Tipo 2, siendo mayor si se consideran únicamente los años en que se aplicó.

El almacenamiento y la degradación en el suelo fueron importantes, funcionando como una barrera al paso del contaminante al acuífero. Del total aplicado, la degradación en suelo consumió entre el 80 % (metil azinfos en Tipo 2) y el 100 % (metil azinfos en Tipo 1) produciendo en este último además, la disminución del almacenamiento existente al final del período.

Es menor la degradación que se produce en la vegetación en el suelo Tipo 1 dado que al tratarse de perales y manzanas, las aplicaciones de metil azinfos finalizan cuando las

malezas en la melga aún no están plenamente desarrolladas, por lo que la intercepción (parámetro ZFINT) fue considerada nula o baja durante la simulación. En el Tipo 1 para clorpirifós, se consideró baja la intercepción debido al cortado de malezas que se realiza en la parcela 98. La mayor degradación en vegetación se produce en el suelo Tipo 2, siendo 20.4 % del total aplicado para metil azinfos y de 13.74 % para clorpirifós.

De acuerdo con el método de riego por inundación sin salida al pie, no existe salida de plaguicidas por escorrentía superficial.

La absorción de plaguicidas en raíces, se ha considerado nula durante la calibración del modelo, por lo que no se observan consumos en el período.

El movimiento simulado de plaguicidas en flujo saturado hacia los drenajes parcelarios es muy bajo en el caso del Tipo 2, y nulo en Tipo 1. Esto es así dado que la profundidad del drenaje secundario (parámetro LAYERD) se estableció en 2 m para ambos suelos.

El término “diferencias” en la tabla 6.4, hace referencia a diferencias entre entradas (aplicación) y salidas totales de solutos (lixiviación al acuífero, degradación, almacenamiento y drenajes), tomando valores positivos cuando las entradas son mayores que las salidas. Esta diferencia respecto al total aplicado en el período simulado, representa el 1 % (metil azinfos en Tipo 1), el 3.6 % (clorpirifós en Tipo 1), el 0.6 % (metil azinfos en Tipo 2) y el 2.1 % (clorpirifós en Tipo 2).

6.1.2.1. Almacenamiento de plaguicidas en el perfil del suelo

En metil azinfos los procesos totales de degradación y de transferencia son mayores que las aplicaciones, por lo tanto se consume parte del almacenado en el perfil del suelo, disminuyendo el valor final y dando un balance negativo de 3.33 mg/m² en Tipo 1 y de 1.37 mg/m² en Tipo 2. En el caso de clorpirifós, la aplicación supera el consumo y las pérdidas, por lo que el almacenamiento en el perfil aumentó dando un balance positivo de 27.17 mg/m² en Tipo 1 y de 12.69 mg/m² en Tipo 2.

La distribución entre los sitios de almacenamiento (microporos y macroporos, medio líquido y sólido) se indica en la tabla 6.5. En todos los casos, hay disminución de metil azinfos mientras que para clorpirifós, predomina el aumento. Estas variaciones (positivas y negativas) del almacenamiento en el período, podrían reflejar en parte la influencia de las condiciones iniciales de concentraciones en el perfil (de las cuales no se dispuso de valores observados). Por ello, en la tabla 6.5, se ha calculado la variación en los diferentes sitios de almacenamiento del suelo, pero considerando además para clorpirifós, un mismo mes inicial y final, con la inicial alejada de la influencia de las condiciones iniciales. Se estimó, la variación entre el 31 de diciembre 2008 y 31 de diciembre de 2013, que se presenta en cursiva en la tabla 6.5.

Tabla 6.5. Variación de solutos en el perfil (microporos y macroporos en medio líquido y en sólido).

Variación de almacenamiento	Unidad	Tipo 1		Tipo2	
		Metil azinfos	Clorpirifós	Metil azinfos	Clorpirifós
Total micro + macro, líquido + sólidos	mg/m ²	- 3.33	+ 27.17	- 1.37	+ 12.69
			+ 2.83		- 6.60
Líquido en microporos	mg/m ²	-0.2160	0.2352	-0.1450	0.0896
			-0.1210		-0.0651
Líquido en macroporos	mg/m ²	-0.0055	-0.0008	-1.2x10 ⁻⁵	0.0012
			-4.7x10 ⁻⁶		-0.0021
Sólido en microporos	mg/m ²	-2.2388	17.6139	-0.8820	8.9971
			5.0708		-5.0481
Sólido en macroporos	mg/m ²	-0.8680	9.3209	-0.3420	3.6010
			-2.1184		-1.4886

(en *cursiva*: variación entre el 31 de diciembre 2008 y 31 de diciembre de 2013).

Se observa que considerando fechas comparables y no todo el periodo simulado, en clorpirifós hay menos diferencias de almacenamiento total (+2.83 Tipo 1 y -6.60 Tipo 2) y que predominan los sitios con disminución de almacenamiento, a excepción de sólidos en microporos de Tipo 1.

6.1.2.1.1. Lixiviación al acuífero libre

Los plaguicidas que no son retenidos o degradados en la parte no saturada del suelo, llegan al acuífero y se incorporan al flujo subterráneo local de la planicie aluvial.

La simulación en los dos tipos de suelos y para los dos organofosforados, arrojó valores (tabla 6.4) muy bajos de lixiviación, cuyo máximo se observa para metil azinfos en Tipo 1, con una relación de 0.06 % de la aplicación, es decir 4.55 g/ha lixivados al acuífero en los 2282 días de simulación. Esto está en relación con valores máximos de 22 µg/l de metil azinfos medidos en agua del acuífero en el freático del suelo Tipo 1, que representa el 0.006 % de las concentraciones -350 mg/l promedio- en cada aplicación. Más datos relacionados a la medición de metil azinfos y clorpirifós en agua del acuífero libre durante el período modelado, pueden encontrarse en el anexo H.

Los resultados de la simulación de la lixiviación al acuífero se presentan en la fig. 6.3 y 6.4, para los dos plaguicidas y los dos suelos estudiados, indicando el acumulado lixivado al acuífero y el acumulado lixivado a 2 m de profundidad. La masa acumulada de plaguicidas lixivada a 2 m, se discrimina en total y microporos. Se representa también la fecha de aplicación y la dosis empleada.

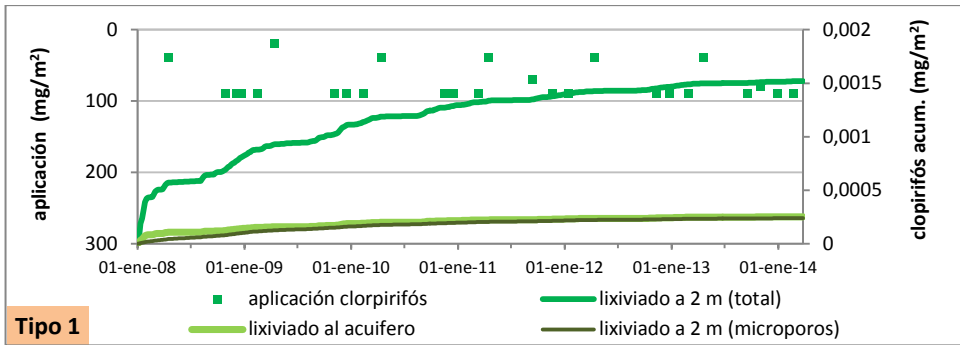
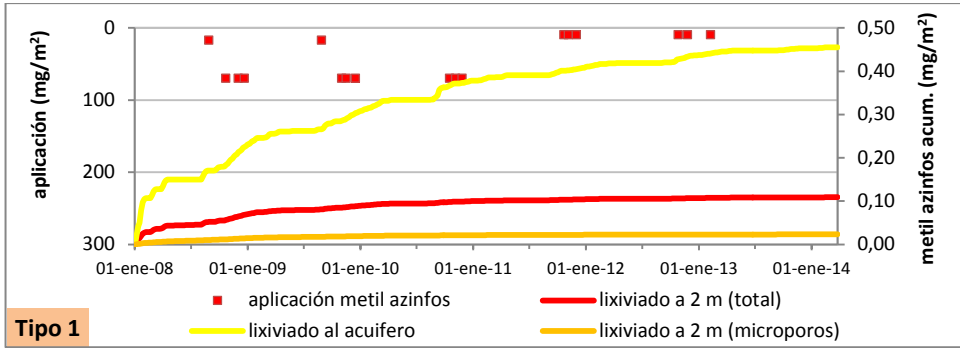
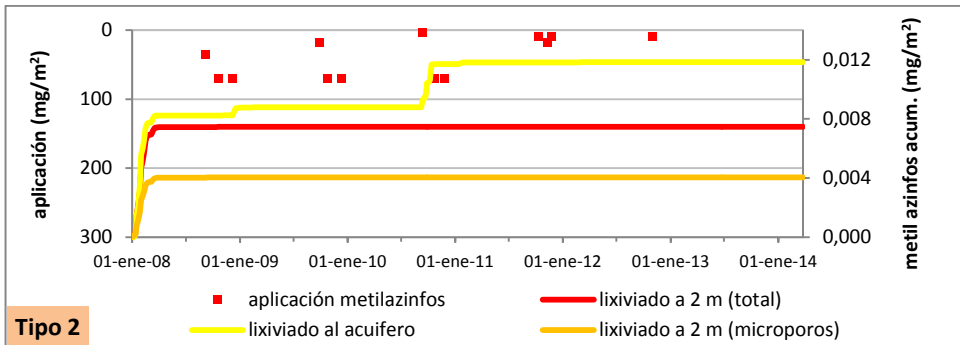


Figura 6.3. Lixiviación de plaguicidas al acuífero libre en suelo Tipo 1.



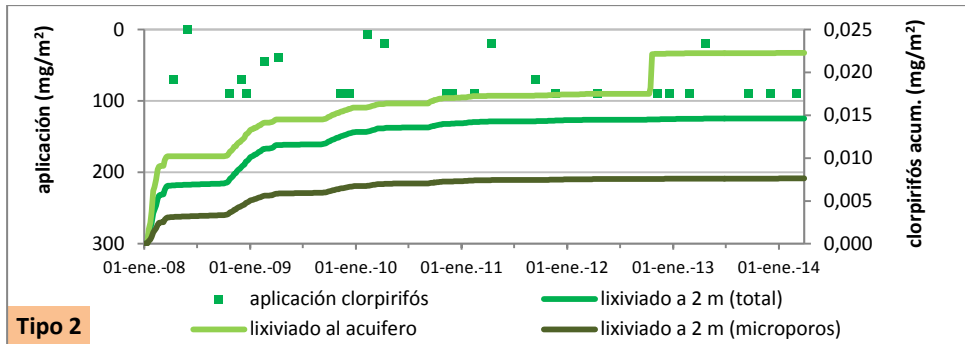


Figura 6.4. Lixiviación de plaguicidas al acuífero libre en suelo Tipo 2.

En suelo Tipo 2 y metil azinfos de suelo Tipo 1, la lixiviación al acuífero fue mayor que el lixiviado hasta 2 m, mientras que clorpirifós en Tipo 1 fue a la inversa.

En suelo Tipo 1 la curva suave de lixiviado de ambos solutos respondería a procesos de flujo homogéneo en microporos y macroporos mientras que aumentos bruscos responden únicamente a flujo preferencial. En estos suelos se obtiene un lixiviado que concuerda con las estructuras de macroporos observadas en el ensayo de campo, calibradas con ASCALE = 20 mm en superficie. En un suelo franco arenoso similar, Alaoui *et al.* (2003) indican que no reproducen adecuadamente la lixiviación esperada de acuerdo a los macroporos observados, pero utilizan ASCALE = 1 mm.

En el caso de suelo Tipo 2, tanto para metil azinfos como para clorpirifós se observa un salto en el lixiviado acumulado al acuífero, que corresponde con flujo de soluto en macroporos como se verá en la fig. 6.25.

En todos los casos se observa una disminución en la tasa de lixiviación a lo largo del período, lo cual puede ser adecuado para metil azinfos cuya aplicación fue disminuyendo pero no parece ser un comportamiento esperable para clorpirifós, que se aplicó durante todo el período. La mayor tasa de lixiviación simulada, podría obedecer a las condiciones iniciales de concentraciones de solutos en el suelo. La influencia de las condiciones iniciales, también fueron señaladas por Dubus *et al.* (2003) mediante análisis de sensibilidad en suelos franco arenosos y franco arcillosos.

Se observa que al final de la simulación no hay prácticamente lixiviado de clorpirifós pese a que si hay aplicación. A priori las causas podrían ser exceso de almacenamiento y/o degradación en las capas superiores que dejan poco excedente disponible. O bien que las tasas de degradación en los horizontes inferiores sean muy elevadas. Otra explicación podría encontrarse en la influencia de las concentraciones iniciales, como se comentó.

En síntesis, si bien la percolación de agua al acuífero es importante, no se refleja en el soluto lixiviado. El proceso existe pero la degradación y adsorción juegan un papel importante en la atenuación. Esto va en concordancia con el índice GUS para clorpirifós (0.15) que indica baja posibilidad de lixiviación. El de metil azinfos si bien también es bajo (0.95) es un poco mayor al del clorpirifós.

Más adelante, se intentará explicar a través de la dinámica del agua y de los solutos este comportamiento.

6.2. Dinámica del agua en el perfil

La modificación de entradas y salidas diarias en el sistema produce una variación en la distribución de la humedad en el perfil y la modificación del flujo de agua y de solutos, tanto a lo largo del tiempo como en los distintos horizontes de suelo. En los apartados siguientes se analizan estos procesos.

6.2.1. Absorción de agua en raíces

El agua absorbida por las raíces de las plantas varía a lo largo del año de acuerdo al estado fenológico y el clima, produciéndose la mayor absorción simulada en diciembre y enero, tal como se observa en la fig. 6.5.

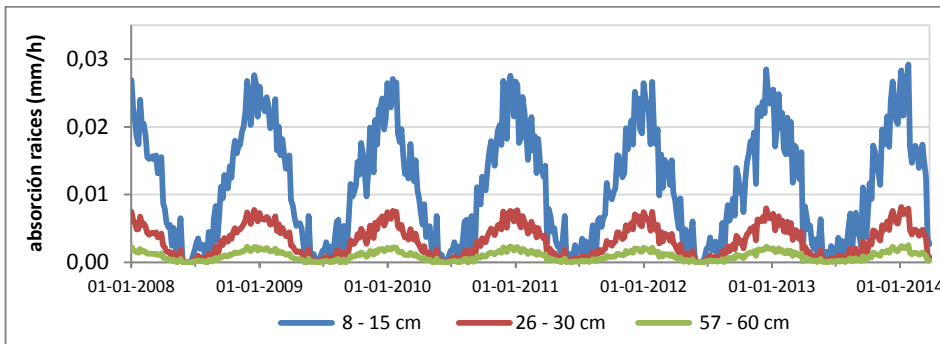


Figura 6.5. Absorción de agua por las raíces a diferentes profundidades del suelo.

De acuerdo a la distribución de raíces en el suelo (parámetro RPIN), resulta una absorción diferencial con mayor extracción en el horizonte A y va disminuyendo en profundidad hasta que más allá de 1 m (parámetro ROOTDEP) ya no hay absorción.

Ambos tipo de suelos tienen el mismo comportamiento, dado que a manzanos y perales se les asignó los mismos parámetros fisiológicos y que en ambos tipos de suelos simulados la transpiración real resultó igual a la potencial.

6.2.2. Humedad en el suelo

El contenido de agua en el perfil se modificó en el período simulado, tanto en el tiempo como en profundidad.

6.2.2.1. Variación temporal del contenido de agua en las capas del suelo

En la fig. 6.6 se ha representado el contenido de humedad total (micro más macroporos) para distintos horizontes a lo largo del período simulado. Igual que para la calibración, se consideran representativas de cada horizonte, las capas del modelo que coinciden aproximadamente con los horizontes muestreados. Además se ha representado una capa más profunda, influenciada por la oscilación del nivel freático en la base del perfil.

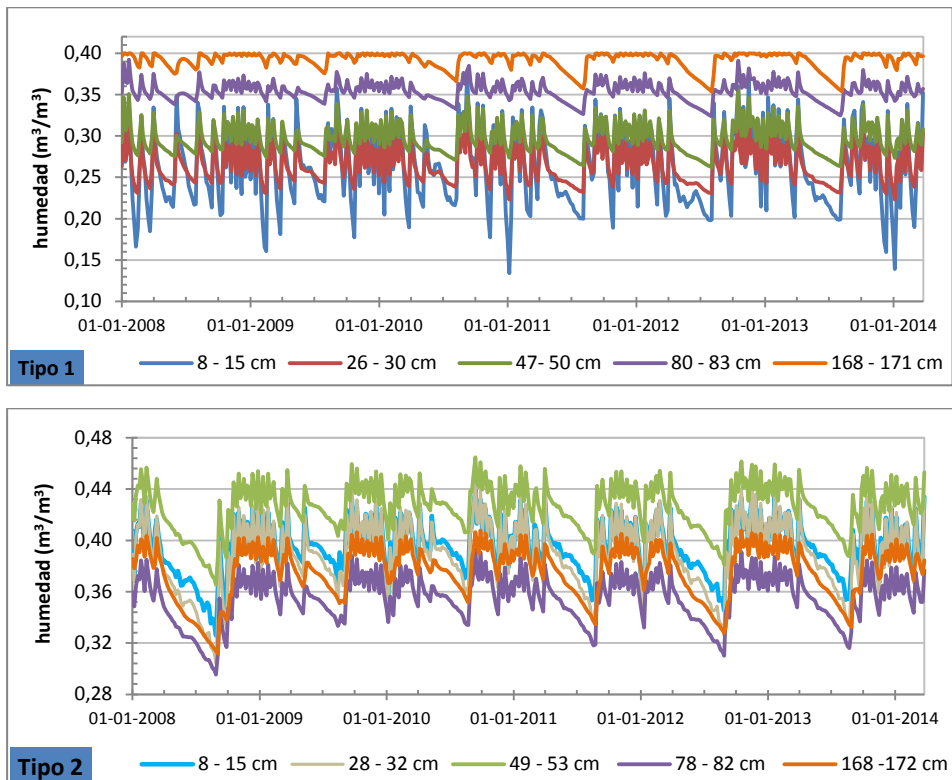


Figura 6.6. Variación temporal de la humedad en los horizontes del perfil de los suelos Tipo 1 y Tipo 2.

El patrón general de variación en el tiempo en ambos suelos y sus horizontes es similar: picos de aumento de humedad hasta saturación luego del riego y/o precipitación, y luego descensos debido a drenaje natural durante la época sin riego. La dinámica del agua en el perfil se observa muy bien en los meses de verano debido a consumo de las plantas en los horizontes superficiales que producen un descenso brusco en el contenido de humedad.

El rango de humedades simuladas en el perfil es de 13 % a 40 % en Tipo 1 y de 30 % a 46 % en Tipo 2, controlado por los rangos de los parámetros de contenido de agua en microporos (XMPOR y WILT). El parámetro XMPOR es un parámetro sensible para la estimación de la humedad en el perfil, su valor puede explicar la diferencia entre los valores observados y calibrados de acuerdo a lo observado por Alaoui *et al.* (2003).

El horizonte superior del Tipo 1 se seca más que los inferiores debido a que la alta conductividad hidráulica drena rápidamente el suelo y la demanda evapotranspiratoria consume agua generando picos cercanos al punto de marchitez permanente en el verano. En el Tipo 2, el horizonte superior franco arcilloso conserva el contenido de humedad, con valores mínimos de 33 % -que se producen en invierno- y máximos de 43 %. Esto refleja el comportamiento típico de suelos de texturas gruesas y finas que tienen diferentes capacidades de retención de agua.

En profundidad, la humedad aumenta en el suelo Tipo 1 mostrando la capa inferior, representada en la fig. 6.6 (168-172 cm), una menor oscilación manifestando la influencia del nivel freático. En el Tipo 2, los tres horizontes superiores (A, B y C1) retienen más humedad que el subsuelo que tiene una porosidad de microporos menor.

Este comportamiento del contenido de humedad, es observado por Jarvis (1995) en un suelo franco limoso, que presenta cambios bruscos de humedad en superficie mientras que a 130-150 cm de profundidad las condiciones son más estables. También Marín Benito *et al.* (2014) reproducen con MACRO esta dinámica en un suelo franco arcilloso.

6.2.2.2. Variación temporal en microporos y macroporos

La humedad total presente se distribuye entre los sitios de almacenamiento posibles en el suelo, es decir espacios de microporos y de macroporos. La fig. 6.7, muestra esta distribución en micro y macroporos del agua almacenada en todo el perfil del suelo (2 m para el Tipo 1 y 2.5 m para el Tipo 2), a lo largo del período simulado. Nótese que la unidad de medida es altura de la lámina de agua (mm) almacenada.

En esta figura, se observa que se conserva el patrón de variación de picos relacionados a la recarga por lluvia y riego y de descensos cuando no hay recarga superficial. Pero, se puede identificar un comportamiento diferente, los macroporos tienen una respuesta

inmediata al aumento y disminución de la infiltración, mientras que las oscilaciones son más suaves en microporos, reflejando una respuesta más lenta. Este comportamiento es más notable en la curva de descenso donde los macroporos se vacían y lo hacen en un lapso de tiempo breve mientras que los microporos de la matriz lo hacen lentamente, siempre con la misma pendiente de descarga y en ningún momento llega a agotarse el agua del perfil.

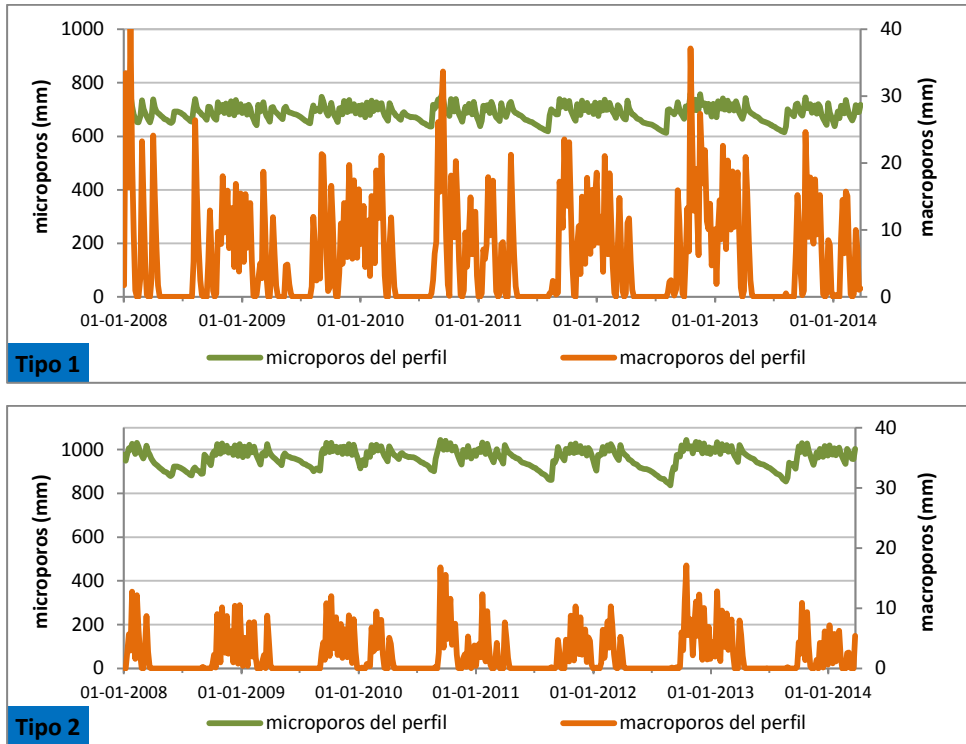


Figura 6.7. Variación temporal del almacenamiento en micro y macroporos del perfil para los suelos Tipo 1 y Tipo 2.

Si bien los espesores simulados no son los mismos, se puede observar que la relación de almacenamiento en micro y macroporos, no es proporcional. En el Tipo 1, el valor promedio almacenado en el período en macroporos es de 6.31 mm y de 687.40 mm en microporos, es decir el agua en macroporos representa 0.92 % del agua de microporos. En Tipo 2, el promedio almacenado en macroporos es 2.19 mm, que en relación a 963.54 mm de microporos representa el 0.23 %.

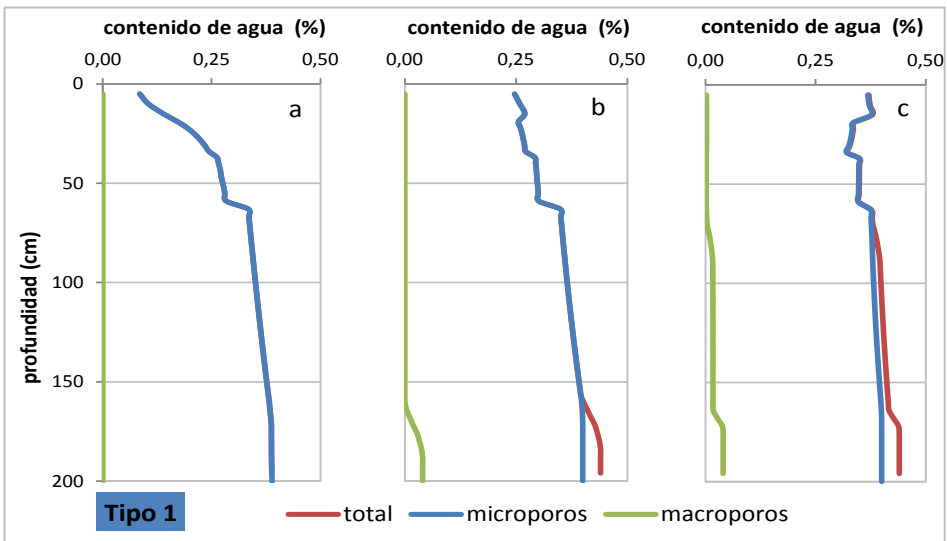
Aunque los macroporos no permanecen saturados, la macroporosidad en el suelo Tipo 2 disminuye de 4.1 % en el horizonte A a 1.6 % en profundidad, mientras que en Tipo 1 es mayor, 5.6 % en superficie a 4.0 % en C2. Se recuerda que el contenido de macroporos

en el suelo, no es un parámetro explícito, sino que el modelo lo calcula como la diferencia entre porosidad total (TPORV) menos la porosidad en el límite entre micro y macroporos (XMPOR). Sin embargo, dada la importancia de la macroporosidad, puede ser estimada *a priori* mediante funciones de pedotransferencia como la de FOOTPRINT.

6.2.2.3. Variación de la humedad (total, micro y macroporos) en el perfil para diferentes condiciones de contenido de agua en la capa superior

La dinámica de la humedad del suelo varía en profundidad respondiendo a las acciones en el borde superior e inferior y a las extracciones de agua dentro del perfil. Se analizó la variación de esta humedad total para condiciones de humedad extremas (mínimas y máximas) y promedio, simuladas en la capa superficial de los dos suelos estudiados. La fig. 6.8, muestra la variación diaria promedio en profundidad de la humedad total y en micro y macroporos.

La curva simulada refleja en los quiebres los límites de los horizontes del suelo y sus propiedades diferentes.



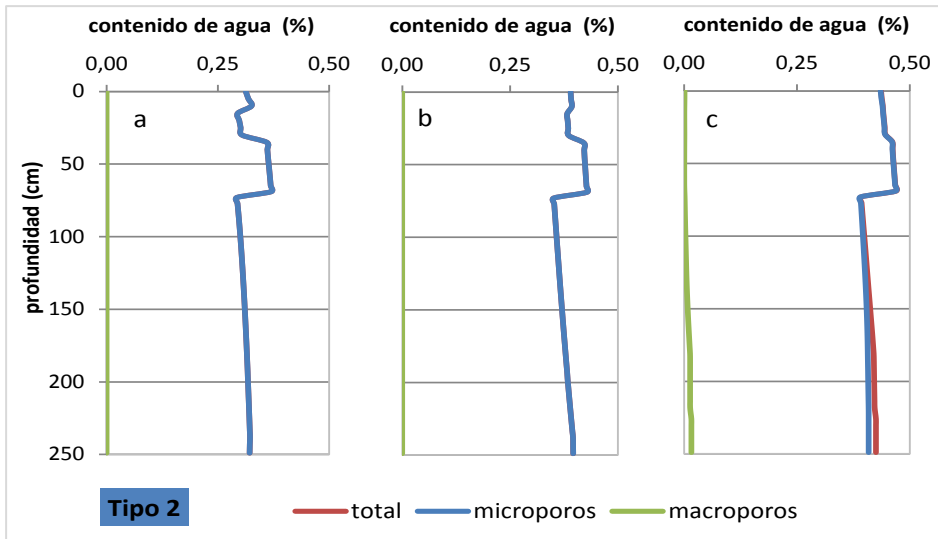


Figura 6.8. Variación de la humedad (total, microporos y macroporos) en el perfil de los suelos Tipo 1 y Tipo 2, para condición de menor humedad en la capa superior (a), promedio (b) y máxima (c).

Se observa que en superficie la variación de humedad es mayor que en profundidad en ambos tipos de suelo. En el Tipo 1 el impacto de las condiciones en el borde superior, se refleja en los 3 horizontes superiores y a partir de los 60 cm de profundidad es estable, mientras que en el Tipo 2 todo el perfil responde al cambio de humedad pero suavemente. El horizonte A para la condición de mínima humedad alcanza un valor cercano al punto de marchitez permanente (WILT). En condiciones similares a suelos Tipo 1 y Tipo 2, pero con cultivo de maíz en la llanura del Po, Bonfante *et al.* (2010), observaron la misma dinámica de humedad con datos medidos y simulados durante 16 y 11 días, respectivamente, después de una fuerte lluvia.

Tal como se indicó anteriormente, la participación de macroporos es muy pequeña en relación a la humedad de microporos, pero es más importante en las capas profundas debido a la saturación producida por ascenso del nivel freático. Esto se observa en ambos tipos de suelos. En esta condición la humedad máxima está dada por el parámetro TPORV (44.12 % Tipo 1 y 42.53 % Tipo 2).

A la escala promedio diaria simulada, solo se observa agua en macroporos en condiciones de máxima humedad en superficie y de saturación por ascenso freático. Esto es válido para el suelo Tipo 1, pero en el Tipo 2 solo se evidencia la influencia del agua subterránea.

En condiciones de baja humedad en el perfil, las capas inferiores reciben aporte del agua subterránea por ascenso freático permitiendo que macroporos y microporos tengan alto contenido de humedad.

6.2.3. Tensión del agua en el suelo

En los puntos anteriores, se analizó el contenido de humedad total y la distribución entre microporos y macroporos en el suelo. El agua se encuentra a tensiones diferentes en ambos sitios. En los macroporos se encuentra a tensiones menores que las definidas por el parámetro CTEN como límite entre micro y macroporos. MACRO no presenta resultados de la presión en macroporos.

En microporos, la tensión con la que el agua es retenida a las partículas de la matriz del suelo varía con el contenido de humedad, aumenta la tensión cuando disminuye el contenido de agua en el suelo y viceversa. Esta relación simulada se observa en la fig. 6.9, válida como ejemplo para todo el espesor no saturado del perfil del suelo.

Se observa que la tensión matriz varía a lo largo del año según la disponibilidad de agua en el perfil.

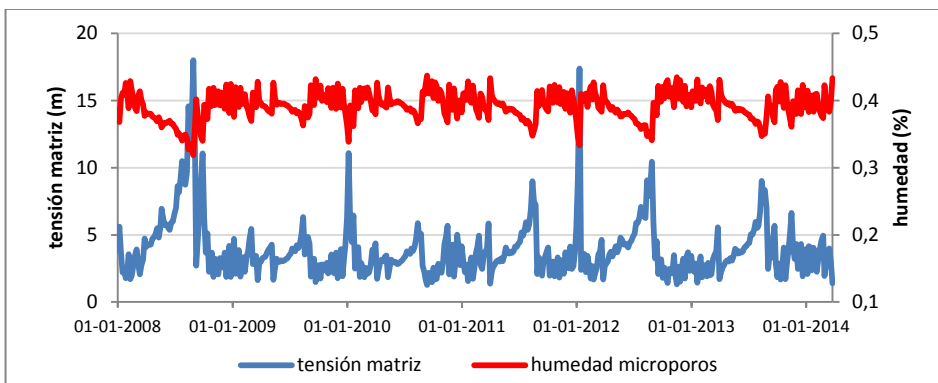


Figura 6.9. Variación de la tensión matriz en relación al contenido de humedad en microporos del suelo.

El comportamiento en profundidad muestra que, en el horizonte superior del suelo la tensión aumenta progresivamente hasta que ingresa agua por precipitación neta (riego en la fig. 6.10), en ese momento disminuye abruptamente. Las tensiones máximas en superficie pueden alcanzar valores de punto de marchitez permanente. En los horizontes subyacentes, el efecto del ingreso de agua por el borde superior se va atenuando debido a procesos de evaporación directa del suelo, absorción por raíces y procesos de intercambio de humedad en la matriz, resultando condiciones de humedad

(y tensión) estables (aproximadamente a 1 m según la fig. 6.10). Por debajo de esta profundidad, comienza a disminuir la tensión, con valores menores a CTEN indicando que los macroporos están cercanos a la saturación. Cerca de la base, las variaciones de tensión obedecen a las fluctuaciones del nivel del acuífero ya comentado.

La forma de esta curva está controlada por los parámetros ALPHA y N del modelo.

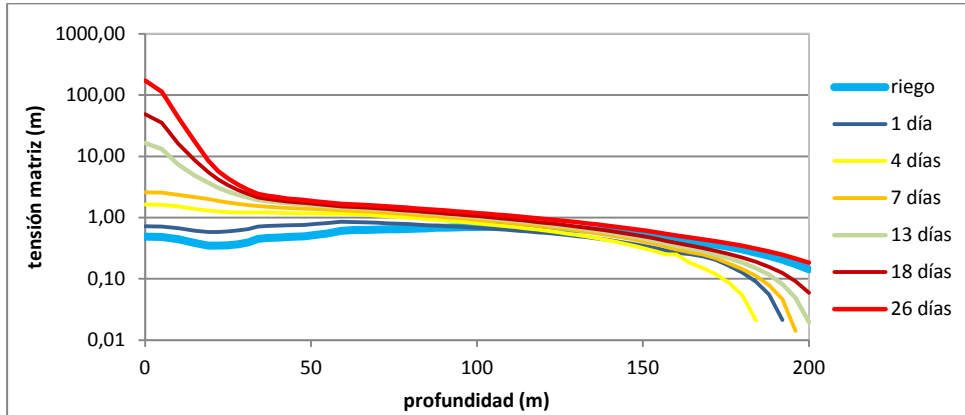
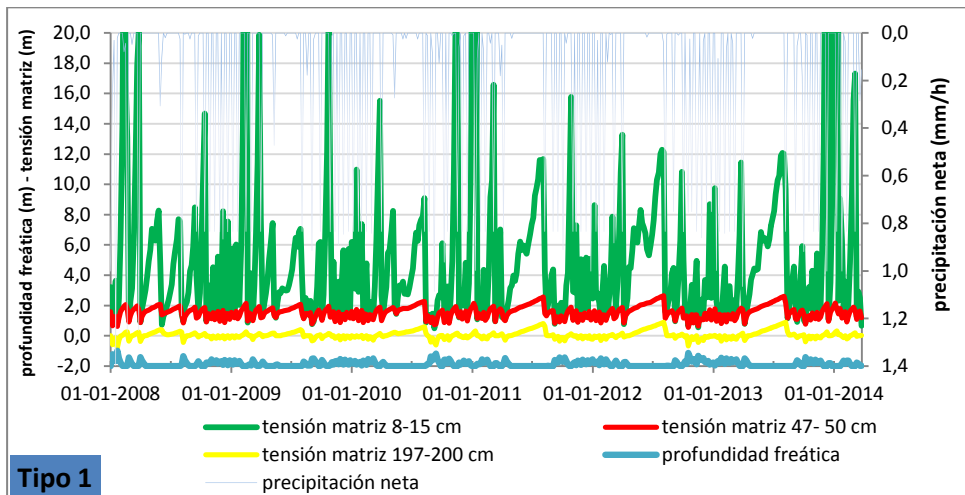


Figura 6.10. Variación de la tensión matriz en el perfil en relación al riego y el nivel freático.

Esta dinámica general de la tensión del agua es la descrita por la teoría de suelos no saturados en Miyasaki (2006), Murray y Sivakumar (2010), entre otros. Presenta algunas diferencias en los dos suelos estudiados, mostrados en la fig. 6.11, donde se han representado las tensiones en 3 capas del suelo junto con precipitación neta en la parte superior y profundidad del nivel freático en la parte inferior.



Tipo 1

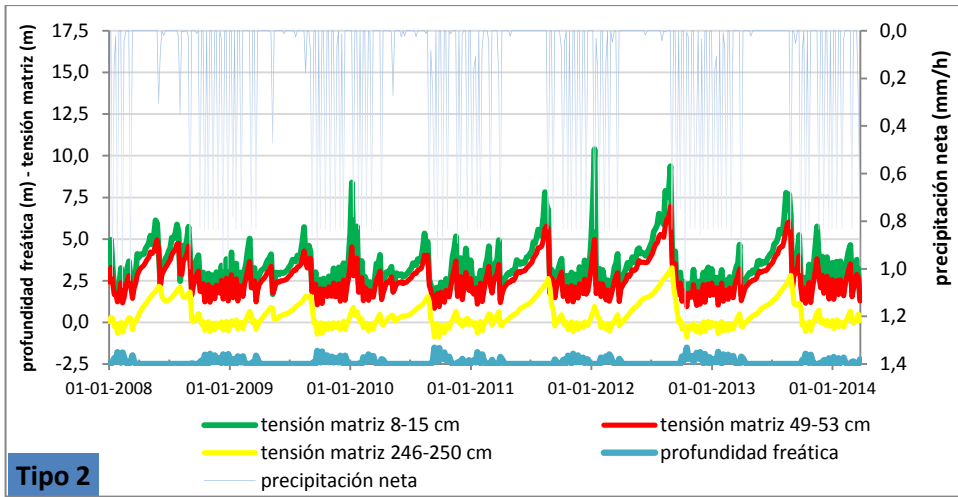


Figura 6.11. Tensión matriz a tres profundidades de los suelos Tipo 1 y Tipo 2 en relación a la precipitación neta y la profundidad freática (Nota: en el Tipo 1 hay 3 picos fuera de escala: 77m en 14 feb 2009, 164 m 10 enero 2011 y 135 m el 9 enero 2014).

En el Tipo 1, la respuesta a la precipitación neta es más rápida en el horizonte superior. Debido a la conductividad hidráulica elevada (KSM), la evaporación directa y la absorción, las tensiones aumentan hasta valores cercanos al punto de marchitez permanente (esto sucede algunos días de verano, fuera de escala en la figura). En el suelo Tipo 2, no se observan valores de tensión tan elevadas y las diferencias de comportamiento entre las dos capas superiores es menor que en Tipo 1.

En la capa de la base de los perfiles, se observa que las tensiones simuladas permanecen muy bajas (próximas a cero) revelando la influencia del nivel freático durante gran parte del año en el suelo Tipo 1. Esta influencia, fue medida con tensiómetros colocados a 1.4 m en suelos franco arenosos con capa freática ubicada a 2 m de profundidad por Bonfante *et al.* (2010), mostrando además para este tipo de suelo, igual dinámica que la indicada en la fig. 6.6 de variaciones del contenido de humedad en los horizontes superiores del suelo.

En el Tipo 2, las variaciones son mayores, los niveles freáticos descienden a más de 2.5 m de profundidad -en la época sin riego- y las tensiones aumentan; luego disminuyen al aumentar el nivel freático hasta hacerse positivas cuando la base del perfil está saturada. Marín Benito *et al.* (2014) en un suelo franco arcilloso también reproducen mayores variaciones de la tensión en los horizontes superiores que en los inferiores.

6.2.4. Movimiento del agua

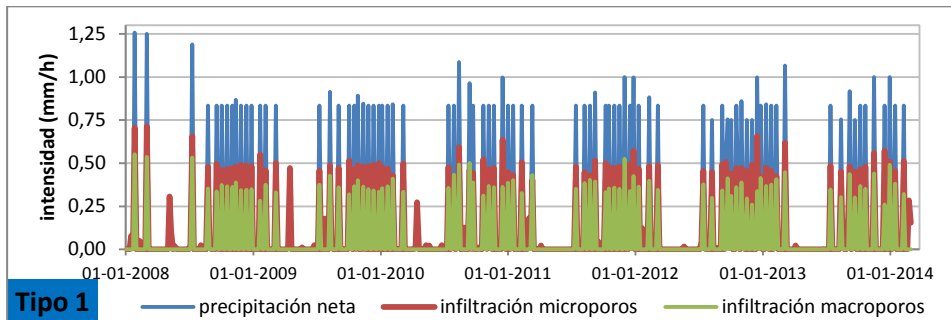
6.2.4.1. Infiltración en microporos y macroporos

El agua disponible –precipitación neta- se infiltra a través de la capa superior del suelo con una velocidad total que puede ser explicada con una componente de microporos y otra de macroporos. En la fig. 6.12, se grafica la intensidad de la lluvia neta y la distribución en ambas fracciones, en los dos tipos de suelo.

La precipitación neta es similar, con una intensidad dada principalmente por el manejo del riego y con picos aislados producidos por las precipitaciones. De acuerdo a lo simulado, esta agua que se infiltra, lo hace casi en la misma proporción a través de micro y de macroporos, en ambos tipos de suelos, aunque en el Tipo 1, la tasa de infiltración en microporos es algo más elevada que en macroporos.

Estas observaciones pueden variar para simulaciones a otra escala de tiempo.

En la fig. 6.12, se observan episodios de lluvia neta que producen infiltración en microporos pero no en macroporos. Esto es así por definición del modelo, cuando las capas superficiales están saturadas, el agua se infiltra al suelo a través de microporos a capacidad controlada por el parámetro KSM, luego se consume por evaporación desde el suelo, y por último los excedentes se conducen a través de macroporos. Es por eso que, para tasas de infiltraciones menores a la tasa de infiltración en microporos, solo éstos están activos.



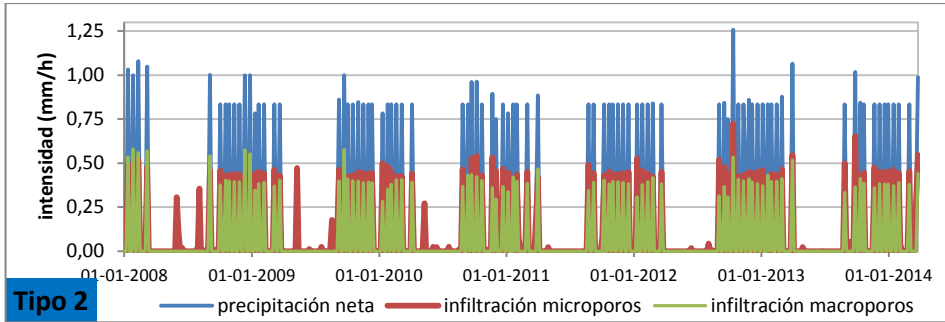


Figura 6.12. Distribución de la infiltración total entre micro y macroporos de los suelos Tipo 1 y Tipo 2.

6.2.4.2. Flujo en microporos y en macroporos

El agua infiltrada en el suelo, desciende por el perfil a través de microporos y macroporos. El tipo de flujo predominante está controlado por los parámetros de borde (CTEN, XMPOR) y por KSM, mientras que el intercambio entre ellos lo controla el parámetro de difusión efectiva ASCALE.

En promedio se observa para las simulaciones realizadas, que en microporos hay flujo en el perfil hasta 20 días posteriores al riego, mientras que en macroporos no supera los 3 días el relacionado al riego, lo mismo que el intercambio.

En las figs. 6.13 y 6.16, se representan los flujos en micro y macroporos, el intercambio entre ellos y la humedad asociada a estos flujos para los suelos estudiados.

En el momento previo al riego, la simulación indica que no hay flujos en el perfil. Luego del riego, el flujo se produce en microporos y macroporos con intercambio entre ellos de acuerdo a la diferencia de saturación de los poros. El intercambio positivo indica flujo de macro a microporos. Se observa que cuando aumenta el intercambio positivo, aumenta el flujo en microporos.

En el perfil Tipo 1, esto ocurre hasta los 75 cm de profundidad. Desde 75 cm hasta 120 cm, los macroporos no están activos, y además solo estuvieron activos durante unos pocos episodios (figura 6.14), por lo tanto el flujo se produjo mayoritariamente por microporos, predominando un movimiento en equilibrio. Luego de los 120 cm de profundidad, disminuye el flujo en microporos y aumenta en macroporos. Los macroporos vuelven a estar activos relacionados al ascenso de la superficie freática (a 1.51 m de profundidad en esa fecha), aumentando su contenido de humedad hasta la saturación en la base. Esta relación de flujo en macroporos con el ascenso del nivel freático se puede observar en la fig. 6.15, simulada en la capa 148 a 151 cm del suelo

Tipo 1, pero que también se observa en el Tipo 2 y en las capas de la zona profunda de ambos perfiles.

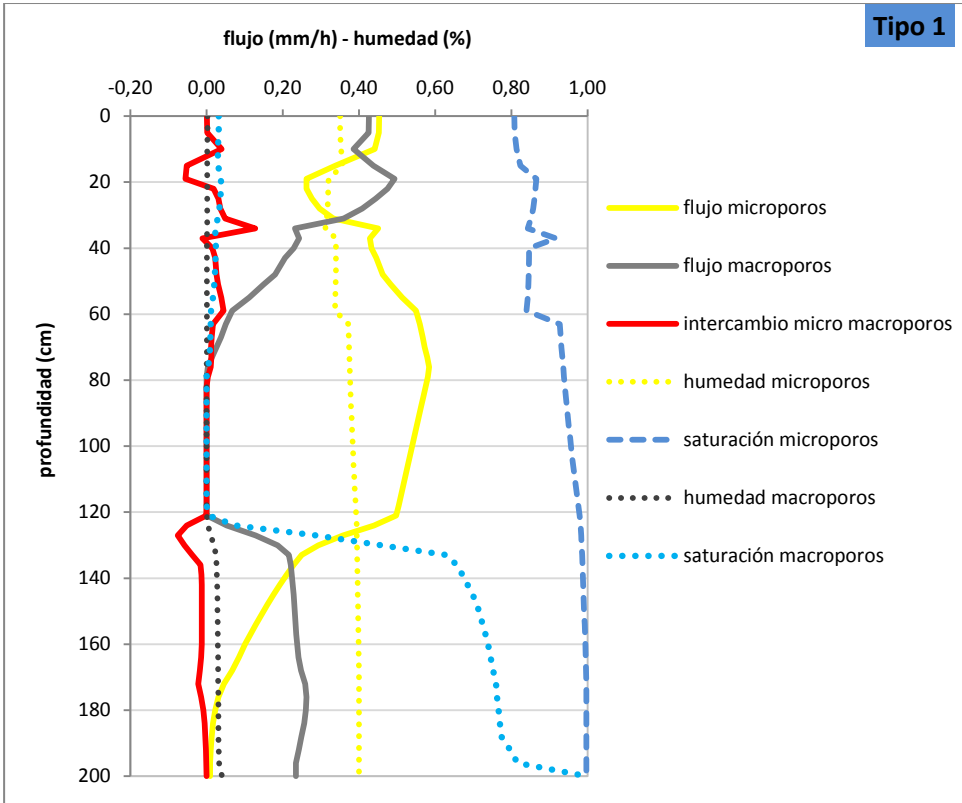
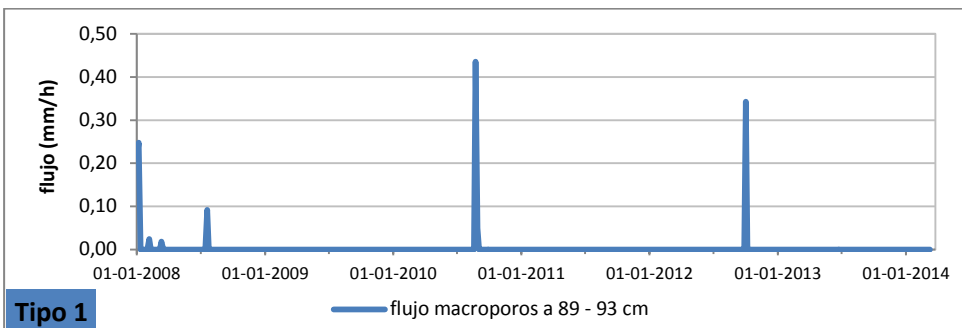


Figura 6.13. Flujos en microporos y macroporos en el perfil Tipo 1 después de un riego (2 septiembre 2009). Nivel freático a 1.51 m.



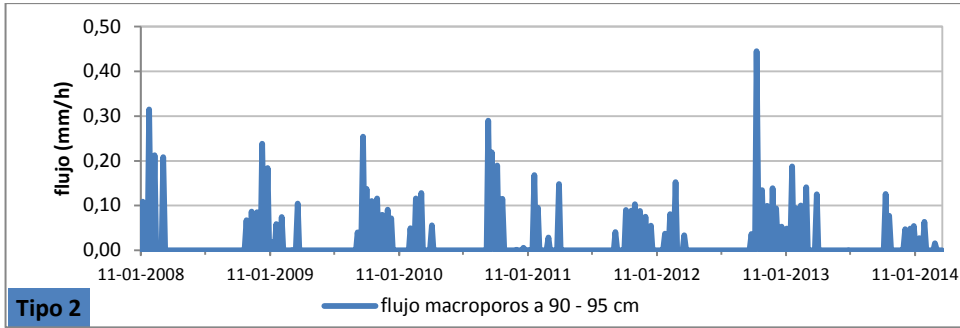


Figura 6.14. Flujo en macroporos en suelo Tipo 1 (89 – 93 cm de profundidad) y en Tipo 2 (90 – 95 cm).

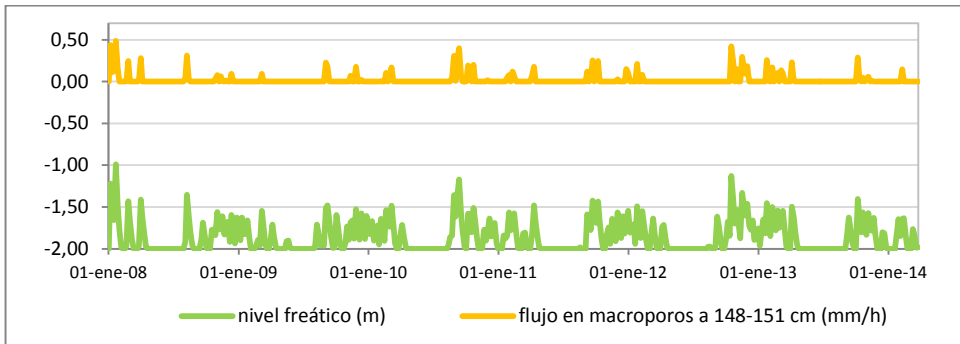


Figura 6.15. Relación del flujo en macroporos a 1.5 m de profundidad con la saturación en la base del perfil Tipo 1.

En el suelo Tipo 2 (fig. 6.16), el funcionamiento tiene características similares, pero mostrando una zona de intercambio en la parte superior hasta los 70 cm (límite horizonte C1 y C2), y por debajo una zona con flujo en microporos decreciente y flujo en macroporos estable, donde los macroporos aumentan el contenido de humedad y la velocidad de flujo es mayor que en microporos. En la base del perfil los macroporos están saturados. El nivel freático simulado se ubica a 1.78 m de profundidad para la fecha analizada. En todo el perfil los macroporos están activos en algún momento relacionado al riego y son más numerosos que en el Tipo 1 (fig. 6.14).

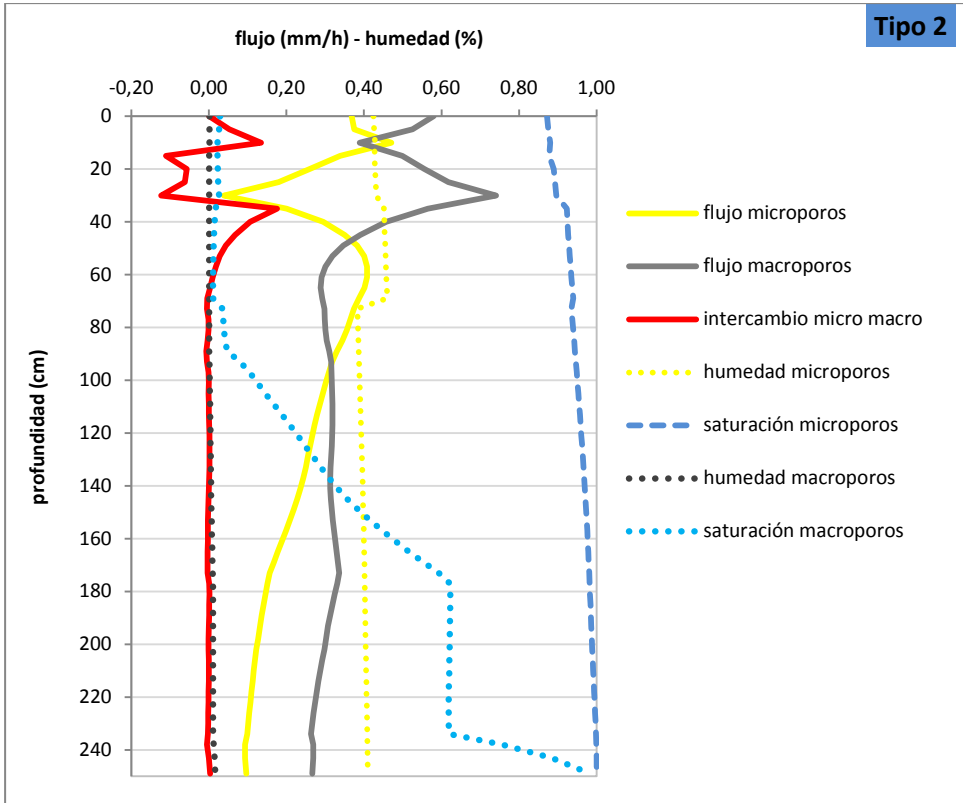


Figura 6.16. Flujo en microporos y macroporos en el perfil Tipo 2 después de un riego (día 29-ene-08). Nivel freático a 1.78 m.

El intercambio solo se produce en momentos donde los flujos son importantes, relacionados a situaciones de riego principalmente. Esto coincide con Alaoui *et al.* (2003), que observan el incremento en las tasas de intercambio con el aumento en las intensidades simuladas. Estos autores obtienen además, mayores tasas en los horizontes más gruesos (arenas) que en los más finos (franco arenoso). Esta tendencia no se ha podido comprobar, si no, más bien lo contrario, es decir mayor intercambio en el perfil de textura más fina.

La percolación en la capa inferior del perfil está controlada por el parámetro BGRAD. En estas condiciones de nivel freático dentro del perfil del suelo, la percolación está definida por el flujo que atraviesa la base del perfil tanto a través de microporos como de macroporos. El parámetro BGRAD se redefine para BGRADMIC y BGRADMAC en función de los valores KSATMIN y KSM (ver MACRO 5.2 GUI).

6.3. Dinámica de los plaguicidas en el perfil del suelo

6.3.1. Concentración de plaguicidas

6.3.1.1. Variación temporal del almacenamiento en el perfil (microporos y macroporos)

Los plaguicidas se mueven en el perfil del suelo mientras se van degradando y distribuyendo en los sitios de almacenamiento disponibles. Considerando el conjunto del perfil, la suma de almacenamientos en micro y en macroporos simulada es la que se muestra en la fig. 6.17 para los dos tipos de suelos y los dos plaguicidas analizados. El valor de almacenamiento se obtiene multiplicando la concentración por el espesor de la capa discretizada.

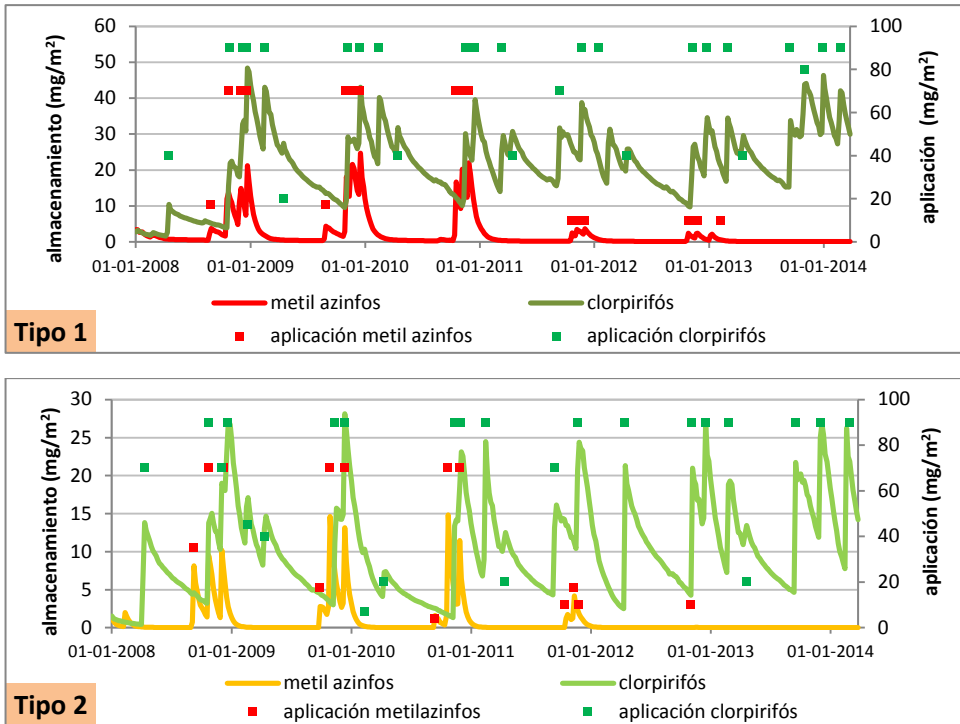


Figura 6.17. Almacenamiento total de metil azinfos y de clorpirifós acumulado en el perfil del suelo Tipo 1 y en suelo Tipo 2.

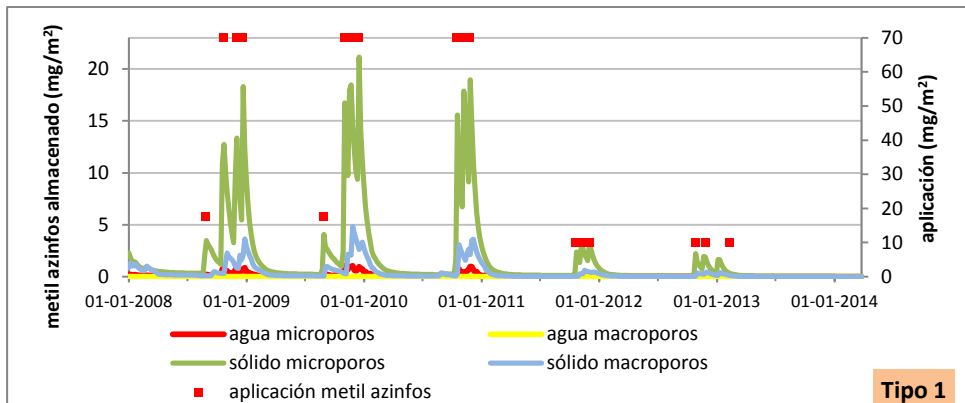
Los almacenamientos al comienzo de la simulación son bajos, reflejando las condiciones iniciales.

En el suelo Tipo 1, el almacenamiento simulado es prácticamente el doble, tanto de clorpirifós como de metil azinfos, que en el Tipo 2, aun cuando las aplicaciones no guardan esta relación, mostrando una diferencia en la dinámica de los suelos.

Los picos simulados coinciden con la fecha de fumigación del plaguicida, y aunque las dosis empleadas de producto activo son similares en metil azinfos y en clorpirifós, el comportamiento es diferente. Debido al mayor coeficiente de adsorción ZKD en clorpirifós, se produce aproximadamente el doble de acumulación que metil azinfos en el mismo suelo. Similar situación se presenta en los dos tipos de suelos. Los sitios de sorción cinética y de almacenamiento en macroporos controlados por los parámetros FRAC_KIN y FRACMAC respectivamente, son iguales en ambos tipos de suelos, por lo tanto no contribuyen al diferente patrón.

En el caso de metil azinfos, las menores dosis aplicadas junto con la mayor movilidad, se ven reflejadas en la ausencia de soluto en el perfil entre períodos de aplicación. A esta situación colabora, el lapso de tiempo transcurrido entre temporadas de aplicación. En la fig. 6.17, también se ve reflejada la disminución a partir de 2011 y la eliminación definitiva en 2014.

La distribución simulada de solutos en los sitios de almacenamiento del suelo se muestra en las figs. 6.18 y 6.19. La parte sólida de microporos es la que retiene más solutos por adsorción en las partículas, en ambos tipos de suelos, dado que en conjunto tienen mayor superficie específica. Para clorpirifós aumenta la cantidad almacenada en sólidos de macroporos, en ambos tipos de suelo. El agua de macroporos y de microporos almacena muy poco soluto en relación a la parte sólida.



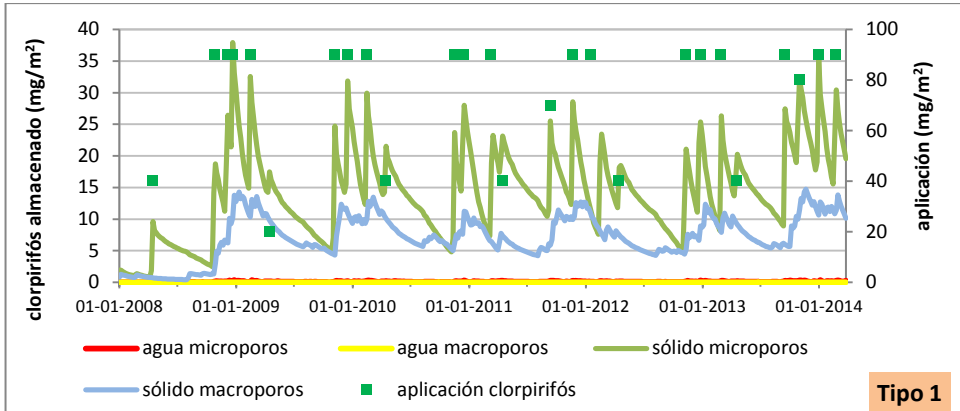


Figura 6.18. Distribución de metil azinfos (arriba) y clorpirifós (abajo) en micro y macroporos, fase líquida y sólida, en suelo Tipo 1. (Nota: el soluto almacenado en macroporos es muy bajo).

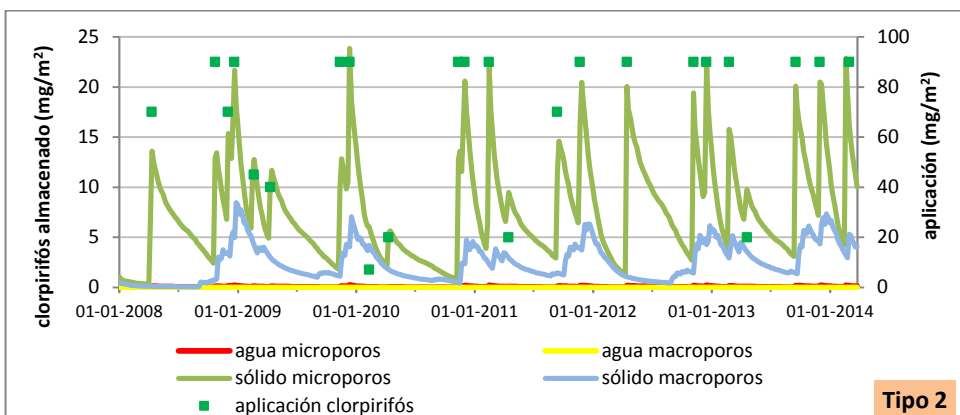
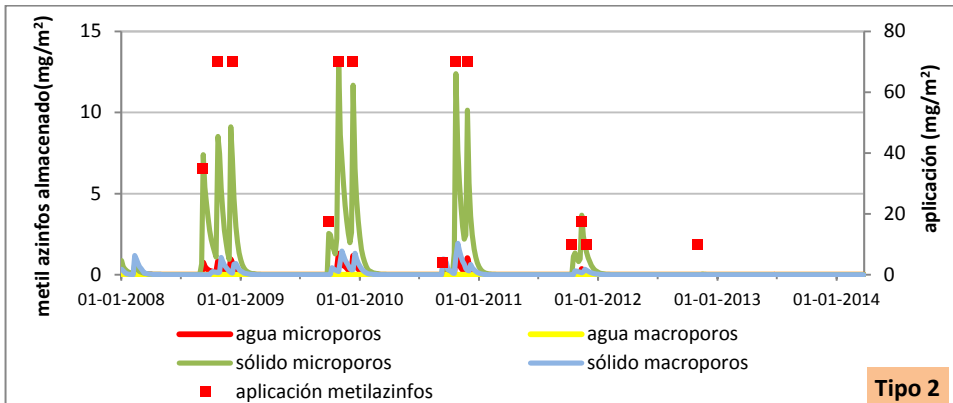


Figura 6.19. Distribución de metil azinfos (arriba) y clorpirifós (abajo) en micro y macroporos, fase líquida y sólida, en suelo Tipo 2. (Nota: el soluto almacenado en macroporos es muy bajo).

Este patrón de distribución en los sitios también es observado por Jarvis (1995) en un suelo franco arenoso con aplicación de herbicidas. Las mayores concentraciones se encuentran en la parte sólida de microporos, luego se localizan en la parte sólida de macroporos y en menor grado en el agua de microporos. El soluto contenido en el agua de macroporos es insignificante.

6.3.1.2. Variación de la concentración en el perfil del suelo luego de una aplicación

La concentración total (micro + macro, líquido y sólido) de los plaguicidas simulados en cada capa del modelo, fue utilizada para la calibración de metil azinfos y la validación con clorpirifós, empleando sólo cuatro capas para representar los cuatro horizontes de cada suelo. En este apartado se analizan las concentraciones a lo largo del perfil, en ambos tipos de suelos luego de una aplicación (fig. 6.20). Las fechas son diferentes debido a que, de los resultados, se seleccionó una aplicación seguida de riego en el lapso de 1 a 4 días.

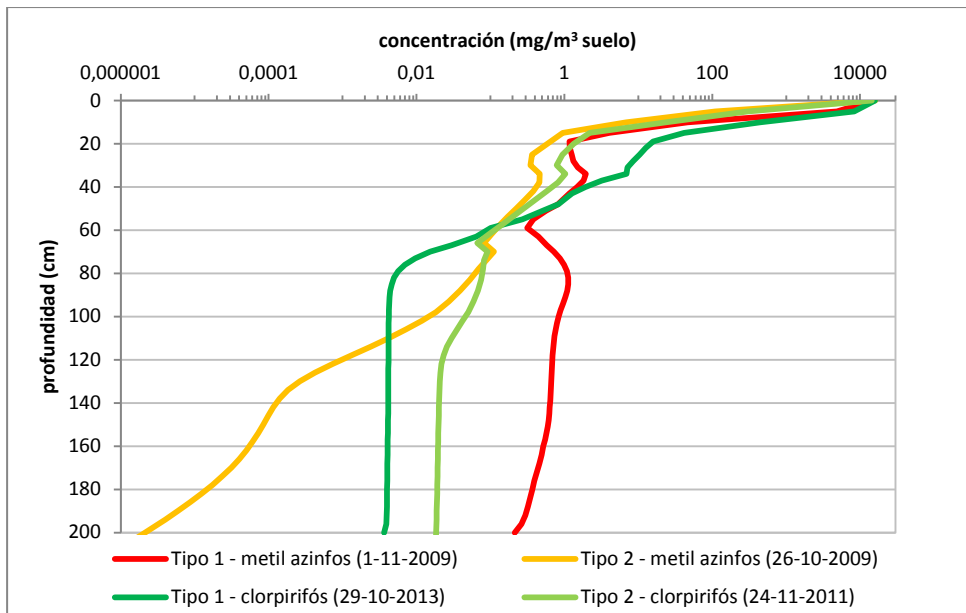


Figura 6.20. Concentración de metil azinfos y clorpirifós en el perfil de suelos Tipo 1 y Tipo 2, luego de una aplicación de plaguicida.

Lejos de la aplicación, los valores simulados de metil azinfos en ambos suelos son muy pequeños mientras que para clorpirifós no lo son tanto. Esto puede deducirse de las figs. 6.17 a 6.19.

Capítulo 6

En ambos suelos y plaguicidas ocurren los mayores valores en superficie, disminuyendo rápidamente las concentraciones en los primeros centímetros del suelo. Esto se debe a la elevada tasa de degradación del horizonte A y en menor medida al flujo hacia capas inferiores. Las concentraciones de solutos simulados a 50 cm de profundidad tienen valores inferiores a 1 mg/m^3 de suelo, que representan menos del 0.1 por mil de las concentraciones de superficie. Incluso para el suelo Tipo 2 y metil azinfos en Tipo 1, esto sucede dentro del horizonte A.

En el suelo Tipo 1, la concentración de clorpirifós es la que muestra un patrón más suave de disminución en los horizontes A y B hasta el horizonte C2, desde donde la concentración permanece constante hasta la base del perfil. Más allá de los 60 cm de profundidad, las concentraciones simuladas son muy bajas, tal como se comentó en el apartado de calibración y validación, por debajo de los niveles de detección de los métodos de laboratorio empleados.

Este comportamiento general refleja también las tasas de degradación para cada horizonte de suelo, asumidas para los plaguicidas durante la simulación. Los bajos valores alcanzados de metil azinfos en el Tipo 2 en el horizonte C2, en parte obedecen a los bajos valores lixiviados desde los horizontes superiores, y en otra parte a la tasa de degradación mayor de este horizonte (mayor que la tasa en C2 del Tipo 1) y al menor valor del coeficiente de adsorción (ZKD).

6.3.1.3. Variación temporal del almacenamiento en la fase líquida y la fase sólida de microporos y de macroporos en el perfil del suelo luego de una aplicación

Luego de una aplicación de plaguicida, el soluto se mueve con el agua a través de microporos y macroporos quedando en parte adsorbido a la parte sólida de las partículas que forman las paredes de los conductos. En las figs. 6.21 y 6.22, se muestra la variación simulada de esta distribución un día después de la aplicación de 70 mg/m^2 de metil azinfos y en tres fechas posteriores (1, 3 y 6 meses) que reflejan la disminución hasta un punto cercano a la estabilización del almacenamiento. No hubo aplicaciones entre estas fechas.

Un día después de la aplicación en el suelo Tipo 1, el almacenamiento simulado tiene valores elevados en la capa superior y disminuye en profundidad hasta valores mínimos, llegando a una profundidad de equilibrio (60 cm) a partir de la cual, la concentración va disminuyendo lentamente con la profundidad sin influencia directa del momento de aplicación del plaguicida.

Los valores máximos de superficie ocurren al día siguiente de la aplicación, siendo de 11.76 mg/m^2 en sólidos de microporos y de 0.58 mg/m^2 en líquido de microporos,

mientras que 0.04 mg/m^2 en sólidos de macroporos y la mínima de $5.5 \cdot 10^{-4} \text{ mg/m}^2$ en líquido de macroporos. En líquidos y sólidos de macroporos, el valor mayor de un día después, que se observa entre 10 y 15 cm de profundidad (base del horizonte A) podría deberse al rápido vaciamiento de macroporos de la superficie luego del riego.

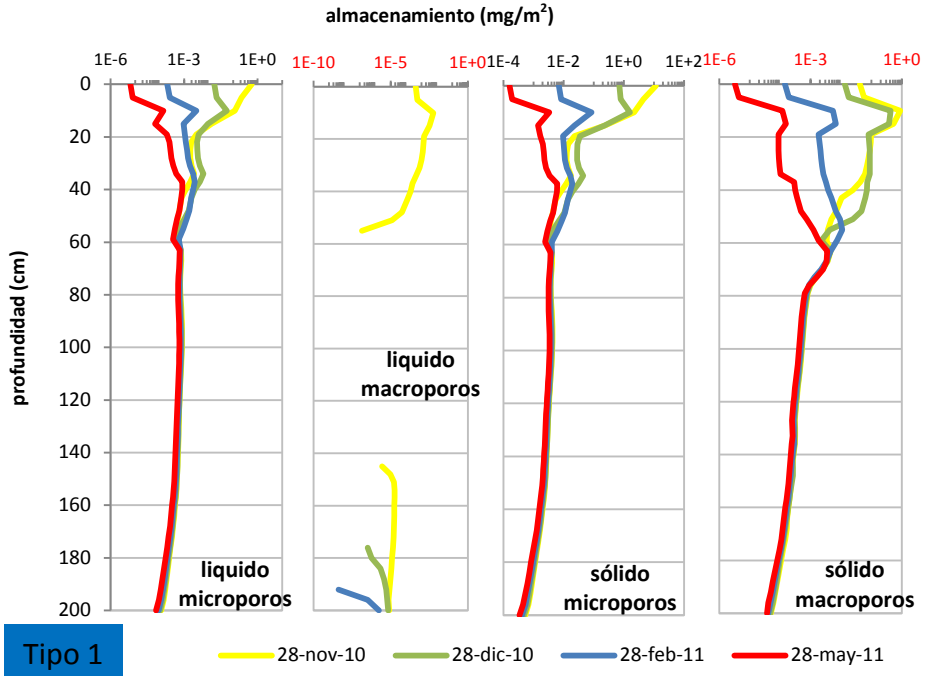


Figura 6.21. Variación temporal del almacenamiento de metil azinfos en el perfil Tipo 1.

En todas las fechas se observa que la mayor tasa de disminución de almacenamiento, respecto a la primera (28 noviembre 2010), ocurre en el horizonte A (0-15 cm), producida por degradación, además del drenaje. En microporos, se observa que en el horizonte B (15-37 cm) y el C1 (37-60 cm), disminuye el almacenamiento, tanto en líquido como en sólido, de manera más atenuada. Al principio B, C1 y C2 almacenan menos metil azinfos que A y a partir de los tres meses, almacenan igual o más.

Los valores mínimos en la superficie a los 6 meses de la aplicación son $1.6 \cdot 10^{-4} \text{ mg/m}^2$ en sólidos de microporos, de $6.0 \cdot 10^{-6} \text{ mg/m}^2$ en líquido de microporos, mientras que $3.2 \cdot 10^{-6} \text{ mg/m}^2$ en sólidos de macroporos y nula en líquido de macroporos.

En profundidad, los valores mínimos ocurren en la última fecha, pero registran muy poca variación durante los 6 meses. Se observan mayores valores en sólidos de microporos ($3.4 \cdot 10^{-4} \text{ mg/m}^2$), pero sin diferencias significativas con los otros sitios de almacenamiento: $7.2 \cdot 10^{-5} \text{ mg/m}^2$ en líquido de microporos y $3.7 \cdot 10^{-5} \text{ mg/m}^2$ en sólidos de

macroporos. En líquido de macroporos el valor es ínfimo, $2.8E-20 \text{ mg/m}^2$, por lo que no se representa en la figura.

En síntesis, las diferencias entre los sitios de almacenamiento son importantes en el horizonte A, se van atenuando en profundidad y son prácticamente inexistentes en el horizonte C2. Las diferencias más significativas entre los horizontes obedecen a las tasas de adsorción y de degradación. La variabilidad con la profundidad, en especial en los primeros 0.60 m, podría estar indicando flujo preferencial, tal como lo observaron Keesstra *et al.* (2012) durante ensayos de campo en 4 calicatas de un suelo franco arenoso con mediciones de herbicida a diferentes profundidades en el perfil.

En relación al suelo Tipo 2, en la fig. 6.22, se observa también que los máximos almacenamientos un día después, ocurren en microporos –líquido y sólido, y que en macroporos ocurre debajo de la superficie a 10-15 cm en el horizonte A.

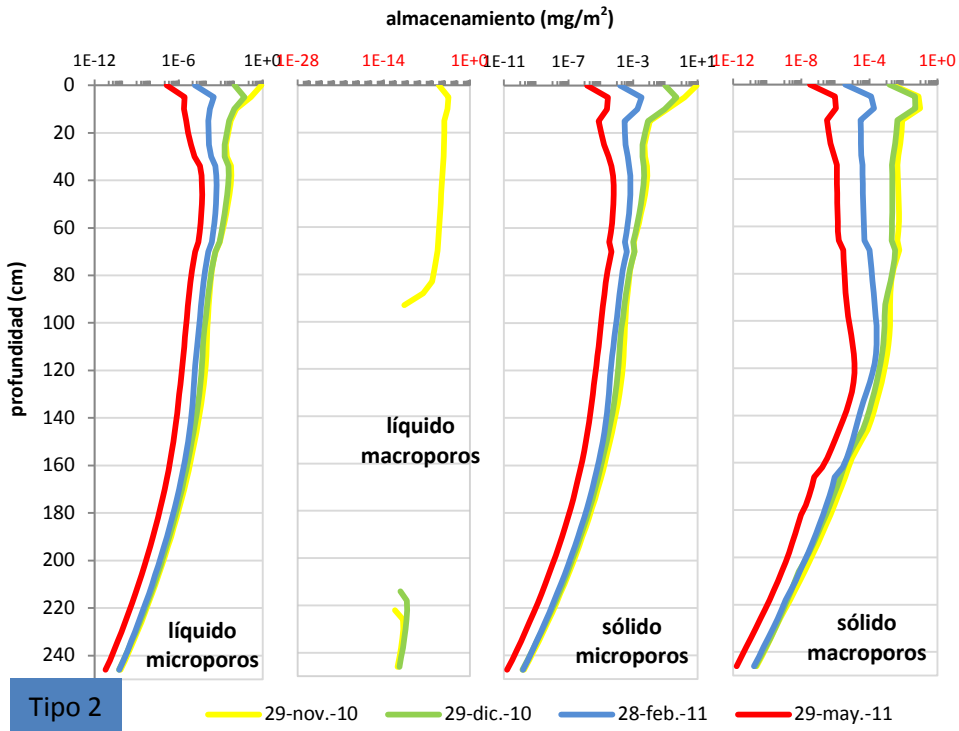


Figura 6.22. Variación temporal del almacenamiento de metil azinfos en el perfil Tipo 2.

Aquí también se observa que a partir de la aplicación, macroporos y microporos van disminuyendo el almacenamiento, de manera más pronunciada en superficie y más gradual en profundidad, controlados por el parámetro DEG y ZKD.

Los valores máximos de superficie ocurren un día después de la aplicación en microporos, siendo de 8.44 mg/m^2 en sólidos de microporos y de 0.83 mg/m^2 en líquido de microporos, mientras que $2.1\text{E-}3 \text{ mg/m}^2$ en sólidos de macroporos y la mínima de $9.2\text{E-}6 \text{ mg/m}^2$ en líquido de macroporos.

Los valores mínimos se observan a los 6 meses, $1.4\text{E-}6 \text{ mg/m}^2$ en sólidos de microporos y de $1.4\text{E-}7 \text{ mg/m}^2$ en líquido de microporos, mientras que $3.2\text{E-}8 \text{ mg/m}^2$ en sólidos de macroporos y la mínima de 0 mg/m^2 en líquido de macroporos.

Los valores mínimos en profundidad se observan a los 6 meses, $1.6\text{E-}11 \text{ mg/m}^2$ en sólidos de microporos y $5.9\text{E-}12 \text{ mg/m}^2$ en líquido de microporos, mientras que $1.6\text{E-}12 \text{ mg/m}^2$ en sólidos de macroporos y la mínima de $2.8\text{E-}28 \text{ mg/m}^2$ en líquido de macroporos.

Luego de la aplicación en cada suelo los valores en cada sitio de almacenamiento son similares en ambos tipos de suelos, pero a los seis meses el almacenamiento es 10 a 100 veces menor en superficie de suelo Tipo 2 que en Tipo 1. En profundidad la disminución es más pronunciada aún en Tipo 2 llegando a valores de $1.0\text{E-}12$ contra $1.0\text{E-}5$ en Tipo 1, y de $1.0\text{E-}28$ en líquido de macroporos Tipo 2 contra $1.0\text{E-}20$ en Tipo 1. Si bien estos valores son muy inferiores a los niveles de detección de los métodos de laboratorio utilizados, este patrón refleja los valores calibrados del parámetro de degradación DEG de metil azinfos. En Tipo 1 los valores son menores en C2 que en C1, mientras que en Tipo 2, C2 y C1 son iguales. Por lo tanto se continúa degradando soluto en C2 y la curva tiene la pendiente que se muestra en fig. 6.22. La razón de haber utilizado estos valores de DEG en Tipo 2, obedece a que solo se disponía de dos determinaciones en muestras de suelo que no detectaron presencia de metil azinfos. Por lo tanto, tampoco disponiendo de valores de bibliografía de sitios semejantes ni de ensayos locales, se consideró adecuado dejar el mismo valor DEG en horizontes C1 y C2 del Tipo 2. Otro parámetro que determina que los valores simulados en profundidad en Tipo 2 sean menores que Tipo 1, es el parámetro de adsorción ZKD que es la mitad en Tipo 2.

Un aspecto distintivo del comportamiento en estos dos suelos simulados, es la disminución del almacenamiento en todo el perfil del Tipo 2 (curvas más o menos paralelas en profundidad para las distintas fechas) mientras que en el Tipo 1 la variación se produce en los 3 horizontes superiores y permanece estable a partir de los 60 cm. En este último se observa el movimiento descendente del frente de avance hasta 3 meses después de la fumigación, sobretodo en sólidos de micro y macroporos hasta el límite de los horizontes C1 y C2.

Como ya se comentó, en ambos suelos la fracción con mayor acumulación de soluto es la fase sólida de microporos, tanto en valores picos alcanzados en superficie como en

profundidad, debido a la tasa de adsorción definida en el parámetro ZKD. La de menor almacenamiento es la fase líquida de macroporos, en todas las capas del perfil, obedeciendo a flujos rápidos que vacían los poros y a una relativa menor superficie específica para adsorción.

6.3.2. Movimiento de plaguicidas

6.3.2.1. Infiltración de plaguicidas en micro y en macro en la superficie del terreno

En la superficie del terreno el plaguicida aplicado ingresa con el agua a través de microporos y de macroporos. En la fig. 6.23, se observa la distribución de metil azinfos entre macro y micro para el caso de suelo Tipo 1. Este patrón es similar en suelo Tipo 2 y también para clorpirifós por lo que no se representan gráficamente.

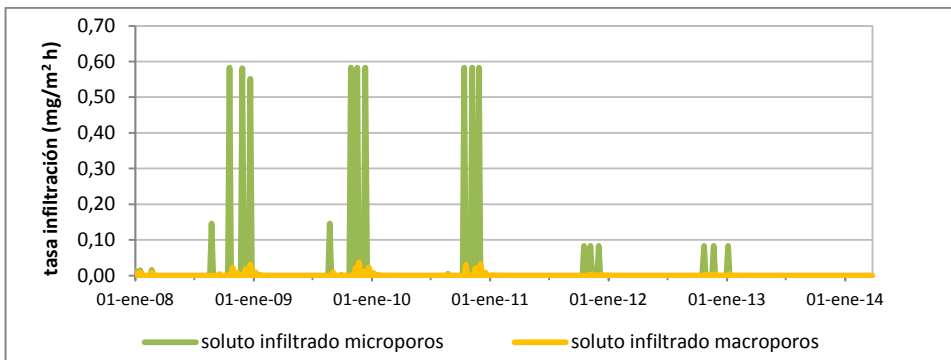


Figura 6.23. Tasa de infiltración de metil azinfos en micro y macroporos de Tipo 1.

El agua que llega a la superficie del suelo (lluvia neta), se infiltra a la tasa de microporos y solo si se supera la capacidad de infiltración en microporos y la evaporación del suelo, se produce flujo en macroporos. En el caso de solutos, la proporción es menor, debido a que una buena parte de soluto queda adsorbida en microporos y no forma parte del flujo hacia macroporos. Pero también, la profundidad de mezcla ZMIX = 1 interviene dado que con valores más bajos existiría mayor disponibilidad de solutos para ser percolados hacia el subsuelo.

6.3.2.2. Flujo de agua y solutos en microporos y macroporos a 1 m de profundidad

Para analizar la importancia relativa del flujo preferencial que pueda conducir plaguicidas de forma rápida hasta el acuífero a través de macroporos, se analizó el flujo

de agua y de solutos a 1 m de profundidad. Este valor, se ha seleccionado debido a que la degradación a esta profundidad es muy baja, por lo que se estima que el soluto que llega a 1 m está en condiciones de alcanzar el acuífero en algún momento. Por otro lado, el nivel freático que parte del año fluctúa en la base del perfil, produce una dinámica de mezcla y transporte adicional en esa zona que se suma y se confunde con el proceso de lixiviación desde la superficie. Por último, es el nivel que se ha fijado en FOCUS, por lo que puede ser un buen nivel de referencia a efectos de cotejar resultados.

En la fig. 6.24 se presenta el flujo de agua y de soluto (metil azinfos y clorpirifós) en macroporos del suelo Tipo 1. En Fig. 6.25 lo mismo para suelo Tipo 2.

Los macroporos están activos esporádicamente pero los picos de flujo de solutos se corresponden con ellos.

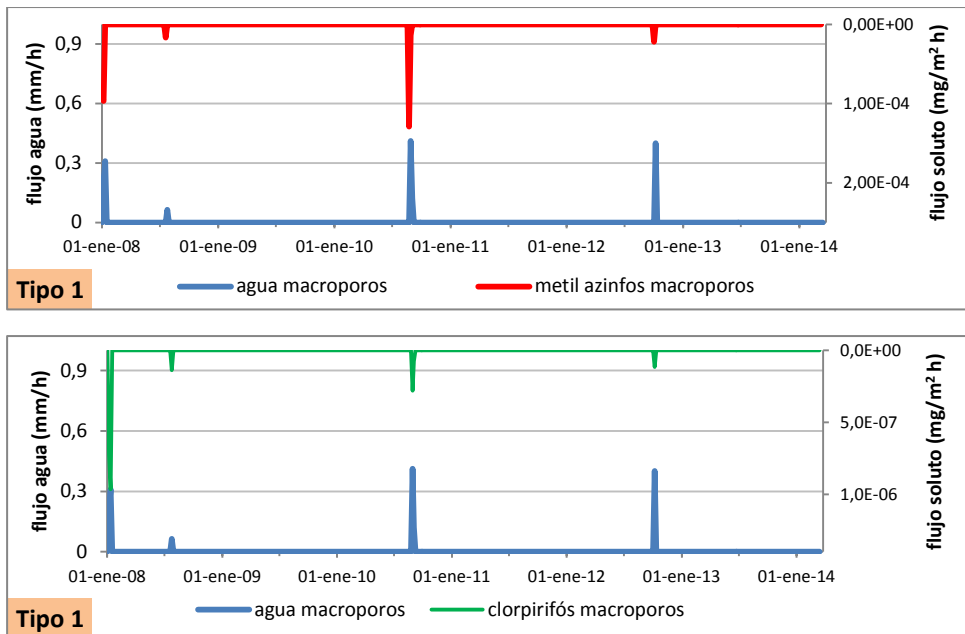


Figura 6.24. Flujo de agua y de solutos en macroporos a 1 m de profundidad en suelo Tipo 1.

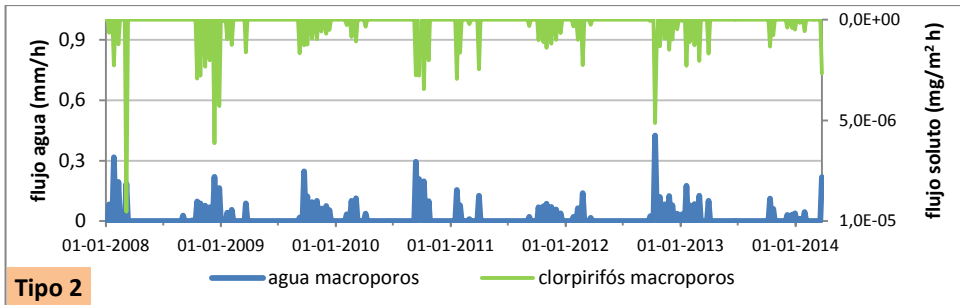
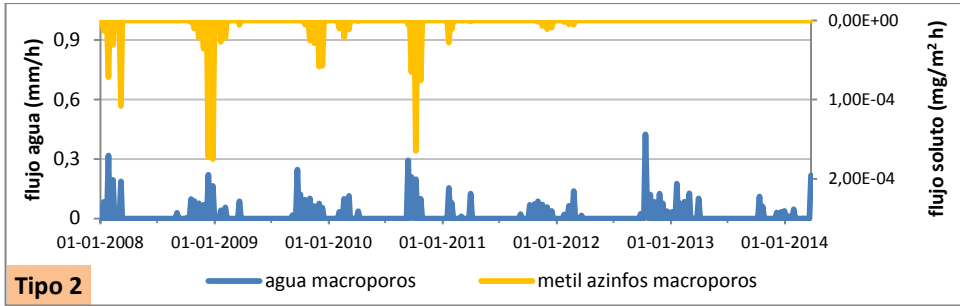
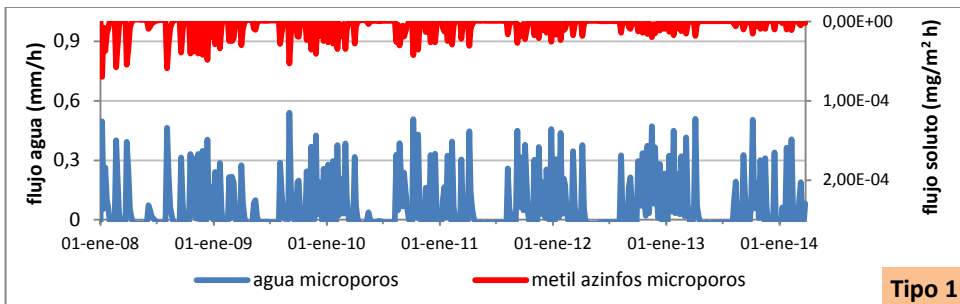


Figura 6.25. Flujo de agua y de solutos en macroporos a 1 m de profundidad en suelo Tipo 2.

Se observa que las velocidades máximas de flujo de agua son similares pero son más numerosos los momentos de actividad en Tipo 2. En las figs. 6.13 a 6.16, se había mostrado la mayor actividad de macroporos en todo el perfil de Tipo 2.

Debido principalmente a la adsorción en las capas superficiales, el flujo de clorpirifós es menor que el de metil azinfos a 1 m de profundidad.

El análisis del flujo y transporte a través de microporos a esa profundidad, indica que el flujo principal de agua y de solutos se realiza a través de microporos (figs. 6.26 y 6.27).



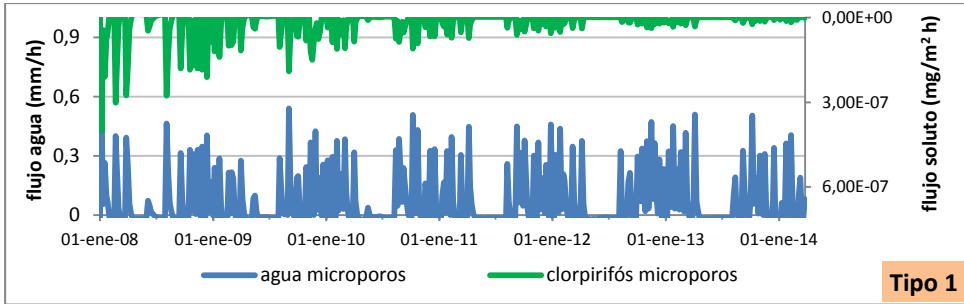


Figura 6.26. Flujo de agua y solutos en microporos a 1 m de profundidad en suelo Tipo 1.

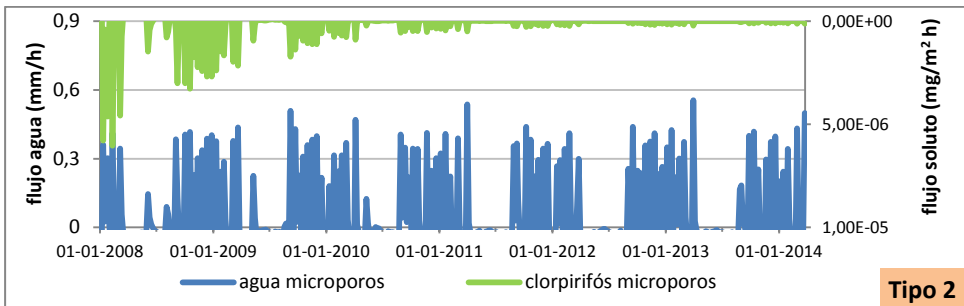
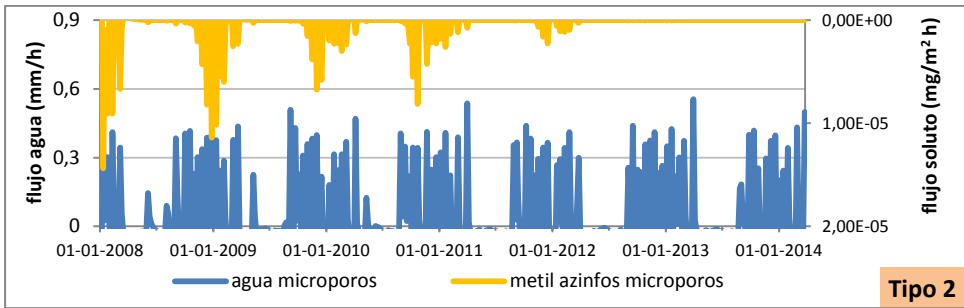


Figura 6.27. Flujo de agua y solutos en microporos a 1 m de profundidad en suelo Tipo 2.

En microporos se observa la respuesta a la disminución de aplicación a partir de 2011. En macroporos también se observa dado que dos episodios de percolación parecidos producen diferentes flujos de metil azinfos.

Los mayores valores de flujos de solutos se observan en macroporos en todos los casos.

Para metil azinfos puede decirse que el patrón de flujo (en micro y macroporos) disminuyendo hacia el final del periodo simulado coincide con lo esperado. No es el caso de clorpirifós transportados en microporos, dado que la disminución no obedece a un cambio de disponibilidad en la superficie del suelo. En macroporos no se observa esta disminución.

Capítulo 6

Debido a la importancia del flujo y transporte de plaguicida a 1 m de profundidad sobre el lixiviado total que llega al acuífero, se buscaron algunas causas posibles que expliquen la disminución del flujo de clorpirifós en microporos de ambos tipos de suelos. Este efecto podría explicarse recordando que la validación dio valores simulados muy bajos en los horizontes bajos, menores que los observados. Además, los valores simulados en los horizontes C1 y C2 en la validación, también tienen una tendencia decreciente reflejando la influencia de las condiciones iniciales. Pero, los observados están por debajo del nivel de detección. Es decir que, con los datos disponibles, es imposible proponer una solución a este problema. El parámetro DEG, que es sensible a la lixiviación en los 4 casos -aunque más en el suelo Tipo 2-, podría explicar esta disminución observada en figs. 6.26 y 6.27 en relación a clorpirifós.

Por otro lado, de los parámetros que afectan el transporte de solutos (tabla 5.23), el volumen de agua excluido para el transporte (AEXC) fue calibrado en 5 %, pero en la literatura se encuentra también con valor cero (Larsbo, 2005). En nuestro caso, el análisis de sensibilidad para AEXC = 0 %, da un valor MAROV inferior a 0.04 (anexo G). En el Tipo 1 con metil azinfos el signo positivo del ROV indica que se produce un aumento de lixiviado mientras que en los otros tres casos disminuye la lixiviación.

En cuanto a la dispersividad (DV), el modelo ajusta un único valor para todo el perfil. Se calibró en 2 cm en suelo franco arenoso y 5 cm en franco arcilloso. Tomando los valores encontrados por otros autores 3 cm en ambos suelos (Larsbo, 2005; Beulke *et al.*, 2002; Dubus *et al.*, 2003), el MAROV da 0.11 en Tipo 2 clorpirifós y menor en el resto. La respuesta al cambio de DV es coherente entre los 4 casos: un aumento de DV produce disminución de lixiviado y viceversa. Este comportamiento no coincide con Beulke *et al.* (2002) quienes calibran valores altos para suelos con flujo preferencial. Sin embargo, autores como Alaoui *et al.* (2003) que atribuyen poca influencia de DV en el lixiviado, coincidiría con el bajo valor MAROV de los 4 casos analizados. El valor de DV no tiene mucha importancia si el suelo presenta suficiente flujo en macroporos.

Por último, la profundidad de mezcla (ZMIX) calibrada en 1 mm se llevó a 0.1 mm de acuerdo a valores de bibliografía (FOCUS, 2015), con lo que se obtuvo un MAROV máximo de 0.04 en lixiviación de metil azinfos en el Tipo 2. El efecto del cambio estuvo relacionado también con el soluto, el descenso de ZMIX que produce un aumento de lixiviación de metil azinfos y disminución de clorpirifós. Es decir el aumento de ZMIX podría ajustar mejor los valores de flujo de clorpirifós. Pero solo algunos autores como Merdun y Quisenberry (2004) calibran en 2.8 mm, muchos otros autores utilizan valores inferiores o iguales a 1 mm (v.g. FOCUS (2000 y 2015); Larsbo (2005)).

La disminución de ASCALE (tabla 5.19) en profundidad en ambos suelos, a valores compatibles con flujo homogéneo cercanos a 1 mm (Jarvis, 1998) aumentaría el flujo en

microporos y estaría en consonancia con valores de 1 a 5 mm utilizados con éxito por Merdun y Quisenberry (2004) en suelos arenosos a franco arenosos. Por otro lado, los valores de KSM calibrados son relativamente altos comparado con los calibrados por estos autores, pero podrían aumentarse hasta 40 mm/h como lo hicieron en suelos arenosos Saxena *et al.* (1994), para aumentar el flujo en microporos. KSM es un parámetro más sensible que ASCALE en los dos suelos simulados.

Está claro que la disminución en la tasa de flujo de soluto observada en las figs. 6.26 y 6.27, define que la lixiviación total acumulada al acuífero durante todo el período simulado, resulta menor que la que resultaría si no existiera esta disminución.

La cuestión es si las condiciones iniciales de concentración en el suelo (SOLINIT) impuestas al modelo para la validación de clorpirifós, reflejan realmente las condiciones iniciales. Si las condiciones iniciales impuestas fueran más elevadas que las reales, el modelo estaría simulando adecuadamente la parte final del período, reflejando el estado de equilibrio dinámico del sistema. Es decir, mínimo flujo de soluto a través de microporos en ambos perfiles. Pero si esta fuera la situación más parecida a la realidad, está indicando que los valores medidos en el acuífero provendrían del flujo en macroporos, que efectivamente existe también para clorpirifós. Por otro lado, recordando el comportamiento geoquímico de clorpirifós, reflejado en el valor de coeficiente de distribución, es esperable que sea retenido en los dos horizontes superiores y luego sea lixiviado a través del flujo preferencial en macroporos y grietas. Esta situación parece bien reflejada en la fig. 6.25.

6.4. Alternativas para disminuir la lixiviación al acuífero

6.4.1. Planteo de alternativas

Disminuir los plaguicidas lixiviados al acuífero es posible con la implementación de prácticas agrícolas adecuadas. Existen diversas recomendaciones de prácticas agrícolas, de las cuales se plantean y se simulan las que son factibles de implementar en las condiciones productivas actuales en el Alto Valle.

Alternativa 1: momento de aplicación del plaguicida. La lixiviación puede ser muy sensible al patrón de aplicación, especialmente al momento de la aplicación en relación con el clima prevaleciente (Jarvis y Stenemo, 2002). En zonas áridas la precipitación no es un factor tan importante, pero sí lo es el riego. El sistema de riego de frutales en el área de estudio, prevé el riego cada 14 días durante la época productiva, siendo *a priori* el día anterior al riego el más desfavorable para fumigar debido a que la degradación del

producto se encuentra en su fase inicial. La condición de menor riesgo sería la aplicación del plaguicida 3-4 días posteriores al riego, lo cual es posible -desde lo operativo- sólo en algunos suelos donde la pulverizadora pueda transitar por la melga sin problemas.

Las dosis y el momento de aplicación de los plaguicidas analizados están definidas principalmente por el seguimiento del valor de carpogrado. Se ha observado que, en general, a partir de la fecha de alerta se realiza una aplicación dentro de los 10 días posteriores.

Se han simulado entonces, una alternativa que representaría el peor escenario, cuando se fumiga 1 día antes del riego por manto y otra que representaría el mejor escenario respecto al riego, fumigación 10 días antes del riego. Para ello, se han cambiado los días de fumigación pero no las dosis aplicadas (*i.e.* dosis de 2000 l/ha con una concentración promedio de 350 g de producto activo por cada 1000 l de agua).

Alternativa 2: incorporación de materia orgánica en el suelo. Mediante labores agrícolas se puede incorporar paja o estiércol hasta una profundidad de 20 – 30 cm, cuya descomposición genera humus que aumenta la capacidad de adsorción del suelo y aumenta el valor de K_d del plaguicida, por lo que mayor cantidad quedará retenida en los horizontes A y B, posibilitando la degradación del plaguicida. Este agregado se modela con aumento del parámetro carbono orgánico (CO), en nuestro caso, se elevó al doble el contenido en los horizontes A y B del suelo y la modificación del parámetro ZKD.

Desde el punto de vista práctico, la incorporación de materia orgánica hasta profundidad de 30 – 40 cm, introduce otras modificaciones físicas, químicas y biológicas en el suelo, entre los que se pueden mencionar: disminución de la densidad aparente, aumento de la macroporosidad (y de bioporos), aumento de la capacidad de retener agua y la porosidad del suelo. También mejora el intercambio de iones y favorece el desarrollo de microorganismos que colaboran con la degradación de las sustancias. Otros parámetros del modelo también son afectados, Besien *et al.* (1997) indican que disminuye la longitud de difusión (ASCALE) y el factor de tortuosidad de macroporos (ZN).

La densidad aparente puede aumentar 10 % por compactación debido al tránsito en la melga, principalmente en los primeros 50 cm del suelo según ensayos *in situ* con 12 pasadas de tractor realizados por Botta *et al.* (2003). En el Alto Valle del Río Negro se han realizado estudios en monte frutal para analizar el efecto del tránsito y la labranza que se viene realizando desde décadas atrás, comprobando un aumento en la resistencia a la penetración dependiendo de la textura del suelo (Irisarri *et al.*, 2000). El

crecimiento radicular también es afectado negativamente por el tránsito y es más importante en suelos de textura fina (Aruani y Behmer, 2004).

Besien *et al.* (1997) obtienen buenos resultados en la modelación de la incorporación de materia orgánica en suelos arcillosos fuertemente estructurados con cultivo de cereales. Se midió la lixiviación de isoproturón a drenes. La incorporación de materia orgánica fue simulada aumentando el valor de ZKD en la capa de 100 a 200 mm. El resultado indica una reducción del 40 % en la concentración máxima de isoproturón cuando se duplica el ZKD pero un efecto menor sobre el lixiviado total (reducción de 0.56 % a 0.50 % del total aplicado).

Esta alternativa se ha simulado duplicando el contenido actual de carbono orgánico (CO) en el modelo, que resulta en la duplicación del coeficiente de adsorción (ZKD) de acuerdo a la tabla 6.6.

Tabla 6.6. Parámetros en la Alternativa 2 (duplicar contenido de carbono orgánico).

Suelo	Horizonte	Parámetros calibrados			Parámetros Alternativa 2		
		CO (%)	ZKD MAz cm ³ /g.	ZKD Clor cm ³ /g	CO (%)	ZKD MAz cm ³ /g	ZKD Clor cm ³ /g
Tipo 1	A	2.52	16.00	90.34	5.04	32.00	180.68
	B	0.77	6.40	74.75	1.54	12.80	149.50
Tipo 2	A	2.03	16.24	162.40	2.06	32.48	324.80
	B	0.39	3.12	31.20	0.78	6.24	62.40

MAz: metil azinfos, Clor: clorpirifós

Alternativa 3: manejo del tiempo de aplicación junto con incorporación de carbono orgánico en el suelo. La implementación simultánea de ambas prácticas es posible, y se simulan con los mismos valores de parámetros de las alternativas anteriores, consideradas de manera conjunta.

Otra alternativa que podría considerarse para disminuir el lixiviado sería mejorar la eficiencia de aplicación del riego por manto. Esto sería posible disminuyendo la lámina de riego controlando el volumen entregado en la parcela, mejorando la nivelación del terreno o cambiando el sistema de riego en manto por alternativas más eficientes como goteo o aspersión. Esta alternativa no se ha simulado por diversos motivos. Primero resulta poco factible poder cambiar el sistema tradicional de riego por un sistema más eficiente que implica una fuerte inversión en la instalación del riego, renovación de las variedades frutales y adecuación cultural de los productores. Esto es así al menos en el corto plazo. Por otro lado, métodos más eficientes con menos percolación de agua, no producen el lavado de sales del perfil necesario en regiones áridas. Por último, la alta sensibilidad del modelo al parámetro lámina de riego, pone de manifiesto que una

Capítulo 6

disminución de la lámina produce un buen resultado en la disminución de la lixiviación al acuífero.

Las alternativas de manejo productivo elegidas, son simuladas por el modelo mediante la modificación de los parámetros a efecto de representar la situación propuesta.

6.4.2. Escenario de lixiviación más desfavorable

La situación modelada tanto en Tipo 1 como en Tipo 2, representa un caso dentro de los posibles casos que pueden darse por combinación de días de fumigación y riego a lo largo del año. Es factible que existan situaciones donde, para un mismo tipo de suelo, la lixiviación sea mayor o menor.

Se consideró entonces, tomar como base para el análisis de alternativas, el peor escenario que ocurriría – a iguales dosis y riego -, cuando la fumigación se realiza un día antes del riego. Los resultados de esta situación son los que se muestran en la tabla 6.7 y en la fig. 6.28 se ven las diferencias entre ambas.

Tabla 6.7. Lixiviado al acuífero en las condiciones actuales y en el escenario más desfavorable.

Suelo - plaguicida	Unidad	Escenario actual	Escenario más desfavorable
Tipo 1 - metil azinfos	mg/m ²	0.455253	0.456316
Tipo 1 - clorpirifós	mg/m ²	0.000253	0.000216
Tipo 2 - metil azinfos	mg/m ²	0.011839	0.012709
Tipo 2 - clorpirifós	mg/m ²	0.022276	0.028347

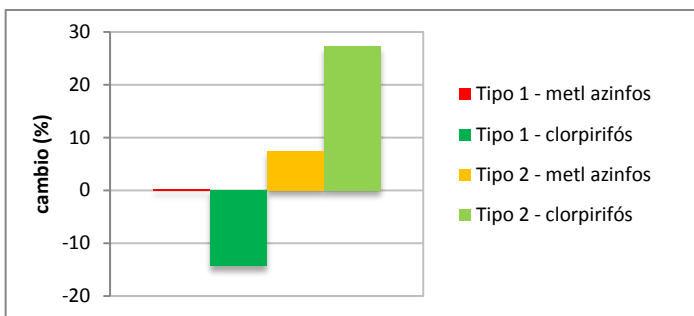


Figura 6.28. Diferencias entre el estado actual y el escenario más desfavorable (en relación a la fecha de riego y fumigación).

En las nuevas condiciones planteadas se observa que, en el suelo Tipo 2 el lixiviado podría ser mayor aún bajo la misma lámina de riego total y cantidad total de plaguicida aplicado. En clorpirifós aumentaría 27 % y en metil azinfos 7 %. En el suelo Tipo 1, el

impacto no es tan claro. Parece no haber modificaciones o muy poco aumento (0.2 %) en relación a metil azinfos pero una disminución en clorpirifós del 14 %, lo cual podría deberse a artefactos numéricos sobre lixiviados de clorpirifós muy bajos en el suelo Tipo 1.

El aumento simulado, se origina en el menor lapso de tiempo de la degradación que ocurre en la sustancia. Si bien la hidrofobicidad debido a la materia orgánica cuando está seca no es simulada en MACRO, en nuestro caso, un día antes del riego hay menor contenido de humedad en el suelo y menor conductividad hidráulica pero mayor capacidad de infiltración, por lo que durante el riego, se favorecería el flujo de agua hacia macroporos y arrastre de solutos que se encuentren en superficie.

6.4.3. Impacto de las alternativas sobre el lixiviado al acuífero

Las alternativas planteadas para disminuir la lixiviación al acuífero, fueron simuladas con el modelo, incorporando las modificaciones en los parámetros ya señaladas.

Se consideró el escenario más desfavorable como base para evaluar el efecto de las alternativas y se obtuvieron los valores de lixiviado de la tabla 6.8.

En las tres alternativas simuladas el suelo Tipo 2 responde mejor al cambio, disminuyendo la lixiviación tanto de metil azinfos como de clorpirifós, mientras que el Tipo 1 es menos sensible para metil azinfos. Un comportamiento especial tiene clorpirifós, donde el agregado de materia orgánica produce una pequeña disminución pero el alejamiento de la fumigación 10 días del riego (alternativa 1) produce 17 % de aumento en el lixiviado. Esto podría deberse a efectos numéricos sobre bajos valores lixiviados.

Tabla 6.8. Lixiviación al acuífero para las alternativas simuladas.

Suelo - plaguicida	Unidad	Escenario más			
		desfavorable	Alternativa 1	Alternativa 2	Alternativa 3
Tipo 1 - metil azinfos	mg/m ²	0.456316	0.455228	0.447570	0.446858
Tipo 1 - clorpirifós	mg/m ²	0.000216	0.000253	0.000216	0.000253
Tipo 2 - metil azinfos	mg/m ²	0.012709	0.011987	0.009625	0.009318
Tipo 2 - clorpirifós	mg/m ²	0.028347	0.026513	0.019559	0.019199

Alternativa 1: momento de aplicación del plaguicida, Alternativa 2: incorporación de materia orgánica en el suelo, Alternativa 3: manejo del tiempo de aplicación junto con incorporación de carbono orgánico en el suelo.

El cambio porcentual de lixiviado en relación al escenario más desfavorable se presenta en la fig. 6.29, para cada tipo de suelo y plaguicida.

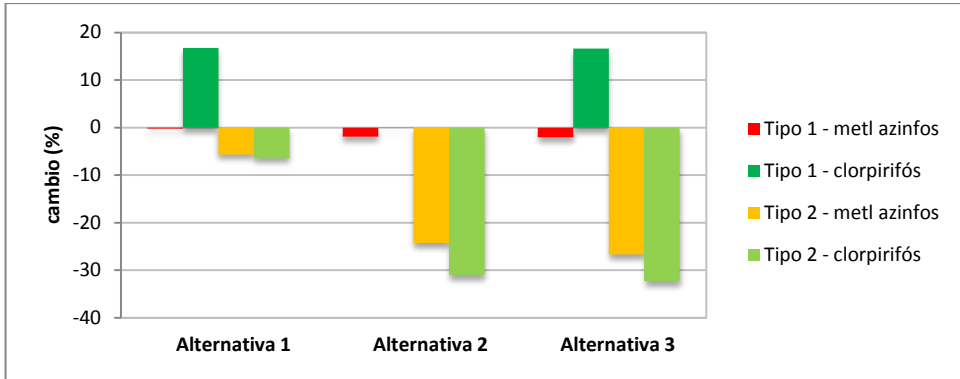


Figura 6.29. Impacto de las alternativas simuladas sobre la lixiviación de plaguicidas al acuífero, en relación al escenario más desfavorable. (Alternativa 1: momento de aplicación del plaguicida, Alternativa 2: incorporación de materia orgánica en el suelo, Alternativa 3: manejo del tiempo de aplicación junto con incorporación de carbono orgánico en el suelo).

La alternativa de incorporar materia orgánica sola o combinada con manejo del tiempo de aplicación del plaguicida produce una buena disminución en el suelo Tipo 2, mientras que apenas disminuye el lixiviado de metil azinfos en Tipo 1.

7. CONCLUSIONES

La contaminación debida a la aplicación de plaguicidas para la producción agrícola es un fenómeno de alto impacto en la calidad del agua subterránea en muchos países. En este contexto, el objetivo de esta investigación fue aportar elementos para la comprensión del movimiento del agua y del destino de los plaguicidas en suelos bajo producción frutícola tradicional en el Valle del Río Neuquén.

La primera etapa consistió en realizar una síntesis de los conocimientos actuales respecto al flujo preferencial en medio poroso no saturado como proceso que posibilita la contaminación de los acuíferos. Esto permitió identificar los factores del sistema productivo y seleccionar cuatro sitios en la llanura aluvial del Río Neuquén, caracterizados mediante sus propiedades físicas en el perfil y muestreados para determinar las propiedades hidráulicas en laboratorio. La presencia de metil azinfos y clorpirifós se determinó en muestras de agua y de suelo. Las características del flujo preferencial se analizó con ensayos de colorimetría *in situ* y el procesamiento de imágenes. Finalmente se diseñó el modelo para aplicar el programa MACRO de porosidad dual que representa la dinámica de los fenómenos esperados.

A continuación se sintetizan las principales contribuciones de este trabajo a la comprensión del mecanismo de flujo preferencial en estos suelos y del efecto del sistema productivo sobre la lixiviación al acuífero.

Existencia de flujo preferencial

Se identificaron dos tipos de perfiles de suelos con propiedades texturales e hidráulicas diferentes. Uno es un tipo franco arenoso en superficie con horizontes subyacentes de texturas más finas (franco limoso y franco arcilloso), y el otro franco arcilloso sobre texturas más gruesas (franco limoso).

Las observaciones con ensayos de colorimetría *in situ* permitieron reconocer el flujo preferencial que ocurre en los horizontes superiores de ambos tipos de suelos. Además del flujo en bioporos común a ambos suelos, predominan las digitaciones en el horizonte franco arenoso, y el flujo en grietas e inter agregados en el franco arcilloso. Los resultados indican que los ensayos de colorimetría son un instrumento adecuado para la determinación en el campo del tipo y magnitud del flujo preferencial en este tipo de suelos.

Modelación del transporte de plaguicidas y su incertidumbre

La modelación ha permitido comprender la dinámica del flujo y transporte de plaguicidas en suelos con riego por inundación de frutales. Permitió relacionar las propiedades físicas de los suelos con el comportamiento de los plaguicidas y avanzar en la explicación de la dinámica de los procesos.

La limitada disponibilidad de datos para la aplicación de este modelo de porosidad dual, fue compensada por la calibración manual, cuyo proceso permitió ajustar los parámetros basados en el conocimiento de las propiedades de los componentes del sistema y de sus relaciones complejas.

Además de la lámina de riego, el modelo resultó más sensible (índice MAROV mayor a 10) a los parámetros hidráulicos del suelo (porosidad total y de microporos y conductividad hidráulica en microporos) y a los de degradación de los plaguicidas.

Se ha determinado que la estimación de la curva de tensión humedad en laboratorio, permite obtener algunas propiedades hídricas que reproducen razonablemente la dinámica de humedad y de lixiviación con MACRO. En el caso de conductividad en microporos, los valores calibrados fueron menores que los obtenidos con funciones de pedotransferencia, en ambos tipos de suelos. Esto ratifica la dificultad en la determinación de este parámetro y que se lo utilice frecuentemente como variable de ajuste para la calibración. En el suelo franco arenoso los parámetros de la función de van Genuchten, obtenidos con funciones de pedotransferencia fueron adecuados mientras que en el suelo franco arcilloso, hubo que utilizar datos de bibliografía. La conductividad hidráulica saturada determinada con métodos de campo (anillo doble), se considera suficiente dado que el modelo, en estos suelos, no fue muy sensible.

Por otro lado, la información de vida media y adsorción de los plaguicidas recogidos de las bases de datos existentes, han sido suficientes para estimar los parámetros del modelo. Los valores calibrados de vida media siguen, en el caso de metil azinfos, las recomendaciones de FOCUS pero no es así en clorpirifós. El valor de degradación de clorpirifós puede ser mejorado a través de ensayos en condiciones similares a las de campo, dado que siendo un parámetro muy sensible puede utilizarse para compensar u ocultar otros problemas de calibración del modelo. Aunque la adsorción es un parámetro muy variable, resultó menos influyente en la masa lixiviada que la tasa de degradación. Esto, que se verificó para ambos suelos y plaguicidas, sugiere que es necesario realizar esfuerzos en experimentos destinados a obtener valores de vida media ajustados a las condiciones locales.

Dinámica del flujo preferencial de agua y plaguicidas en el suelo

Se verifica que el flujo por vías preferenciales es el mecanismo predominante de infiltración y de percolación de agua al acuífero en ambos tipos de suelos. En macroporos el flujo se produce en condiciones no saturadas en la parte superior del suelo, mientras que en la base del perfil el ascenso del nivel freático produce un movimiento cercano a la saturación. En suelo tipo franco arenoso, la actividad de los macroporos varía con la profundidad, entre 0.75 y 1.2 m de profundidad predomina el flujo en microporos mientras que por debajo, la transferencia de agua de microporos a macroporos, determina que estos últimos estén más activos. En el suelo franco arcilloso, el flujo en macroporos se produce en todo el perfil.

El movimiento de los plaguicidas ocurre también con una dinámica mixta, tanto a través de microporos de la matriz como de macroporos. La distribución de los plaguicidas en el perfil, permite reconocer el efecto positivo de los horizontes A y B en la atenuación de la lixiviación, debido a la mayor degradación y adsorción de estos horizontes. La dinámica temporal, corrobora esta afirmación. Sin embargo el aumento de la persistencia de los plaguicidas con la profundidad, hace posible encontrar solutos lixivados en el acuífero y en los drenajes.

Respecto a la distribución de los plaguicidas, la partición se realiza preferentemente en la parte sólida de microporos en ambos tipos de suelos. En el suelo franco arenoso se observan los máximos almacenamientos totales de ambos plaguicidas debido a la mayor cantidad de aplicaciones.

Lixiviación de plaguicidas al acuífero

De acuerdo a lo esperado, los excesos de riego que llegan al acuífero son mayores en el suelo franco arenoso (47 %) que en el franco arcilloso (41 %). Los plaguicidas llegan al acuífero a través de macroporos y microporos, pero en el franco arcilloso el transporte por vías preferenciales es más importante que en el franco arenoso para los dos plaguicidas estudiados.

Las predicciones realizadas por el modelo están condicionadas por el sesgo de los parámetros sobre todo aquellos que son más sensibles, como lo es la degradación. En el caso de suelos franco arenosos con aplicación de clorpirifós, se obtuvieron muy bajos valores de lixivados al acuífero, probablemente debido al valor asumido del parámetro de degradación.

Alternativas para disminuir la lixiviación

Se verificó la relación directa entre la lámina de riego aplicada y la lixiviación de plaguicidas al acuífero. Sin embargo, aun siendo la disminución de la lámina de riego la mejor alternativa ambiental, es imposible implementarla en un sistema productivo tradicional con riego por manto, sin realizar el control del volumen entregado a los regantes.

Por otro lado, se confirma la importancia del tiempo que transcurre entre la aplicación y el riego y se comprueba que es posible disminuir la lixiviación mediante la aplicación de plaguicidas lo más alejada del momento de riego.

Otra alternativa que resulta atractiva, es la incorporación de materia orgánica en el suelo, dado que aumenta el tiempo de retención y de degradación del plaguicida en el suelo. Si bien se verificó la disminución de la lixiviación al acuífero, la aplicación de esta alternativa requerirá investigar la influencia del estado de la materia orgánica sobre la capacidad de adsorción de los suelos y sobre la degradación debido a la actividad microbiológica.

La combinación del momento de la aplicación del plaguicida y de la incorporación de materia orgánica produce una mejora inferior a la suma de las alternativas individuales, por lo que la incorporación de materia orgánica resulta la alternativa más eficaz.

Líneas de investigación futuras

El modelo como instrumento de conocimiento de la dinámica de los plaguicidas en los suelos de la región ha permitido corroborar las hipótesis planteadas y realizar predicciones respecto a propuestas de manejo. Sin embargo, quedan algunas incertidumbres acerca del funcionamiento del sistema estudiado que deberán ser corroboradas con más y mejores series de datos de medición de plaguicidas para la calibración, entre ellos determinación de flujos lixiviados. La aplicación a otros suelos y otras sustancias permitirá validar y ampliar estos resultados. La determinación de los parámetros *in situ* y en laboratorio es una tarea que deberá realizarse en este paso, sin olvidar los parámetros de riego, a efecto de disminuir la incertidumbre en las predicciones.

En este estudio se ha determinado el transporte bajo condición de riego por gravedad en melgas sin salida al pie. Existen otras formas de riego en la región de estudio (por ejemplo melga con salida al pie) cuya dinámica debe ser evaluada debido al transporte de plaguicidas fuera del área de riego por escorrentía superficial.

De acuerdo a los resultados obtenidos es posible simplificar la aplicación del modelo, parametrizándolo para los suelos de la región. En esta labor es aconsejable definir escenarios de suelos-producción.

Con base en los parámetros más importantes definidos en este estudio, es factible avanzar en la determinación de la susceptibilidad al flujo preferencial de los suelos aptos para la producción agrícola. Se ha trabajado con unidades homogéneas, pero para captar la heterogeneidad espacial de los suelos de la planicie aluvial, es conveniente avanzar en el mapeo de los parámetros hidráulicos de los horizontes A y B. El análisis debe potenciarse con el empleo de Sistemas de Información Geográfica, siendo posible modelar el norte de la Patagonia con MACRO distribuido basado en SIG.

Finalmente, se espera que, con la presentación de este trabajo se pondrán en tensión los elementos aportados y se contribuirá de esta manera a mejorar los conocimientos que se tienen de la dinámica de plaguicidas en la región. Esto contribuirá a mejorar la evaluación del riesgo de contaminación de acuíferos y de agua superficial en la zona productiva de la Patagonia.

REFERENCIAS

- Abbaspour, K. C., van Genuchten, M. T., Schulin, R., Schlappi, E., 1997. A sequential uncertainty domain inverse procedure for estimating subsurface flow and transport parameters. *Water Resources Research*, 33, 1879–1892.
- Addiscott, T. M., 1977. A simple computer model for leaching in structured soils. *J. Soil Sci.*, 28, 554–563.
- Addiscott, T. M., Phillippa, J. H., Whitmore, A. P., 1986. Application of simple leaching models in heterogeneous soils. *Geoderma*, 38, 194–285.
- Ahuja, L. R., Hebson, C., 1992. *Root Zone Water Quality Model*. GPSR Technical Report nº 2, USDA, ARS, Fort Collins, CO.
- Aiassa, G., 2008. *Caracterización de procesos de infiltración en estado no saturado sobre suelos limosos compactados*. (Doctoral dissertation, Tesis. Doctor en Ciencias de la Ingeniería. Córdoba, Argentina. Universidad Nacional de Córdoba. Facultad de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales). 399 p.
- Alaoui, A., Eugster, W., 2004. Dual-porosity modeling of groundwater recharge: testing a quick calibration using in situ moisture measurements, Areuse River Delta, Switzerland. *Hydrogeology Journal*, 12, 464–475.
- Alaoui, A., Lipiec, J., Gerke, H. H., 2011. A review of the changes in the soil pore system due soil deformation: A hydrodynamic perspective. *Soil and Tillage Research*, 115–116, 1–15.
- Alaoui, A., Germann, P., Jarvis, N., Acutis, M., 2003. Dual-porosity and kinematic wave approaches to assess the degree of preferential flow in an unsaturated soil. *Hydrological Sciences Journal*, 48 (3), 455-472.
- Allaire, S. E., Roulier, S., Cessna, A. J., 2009. Quantifying preferential flow in soils: A review of different techniques. *Journal of Hydrology*, 378, 179–204.
- Allen, R., Pereira, L., Raes, D., Smith, M., 2006. *Evapotranspiración del Cultivo. Guías para la determinación de los requerimientos de agua de los cultivos*. Estudio FAO Riego y Drenaje 56. Organización de las Naciones Unidas para la Alimentación y la Agricultura (FAO). Roma, Italia. 298p.
- Altfelder, S., Streck, T., Richter, J., 2000. Nonsingular sorption of organic compounds in soil: The role of slow kinetics. *Journal of Environmental Quality*, 29(3), 917-925.
- Anderson, M. P., Woessner, W. W., 1992. *Applied groundwater modeling: simulation of flow and advective transport*. Academic Press. 381 p.
- Aruani, C., Behmer, S., 2004. Efecto de la granulometría y la compactación del suelo sobre la distribución de raíces en manzano. *Revista de Investigaciones Agropecuarias*, INTA, Argentina, 33(02), 43 – 53.
- Barenblatt, G. I, Zheltovlu, P., Kochina, I. N., 1960. Basic concepts in the theory of seepage of homogeneous liquids in fissured rocks. *J. Appl.Math.Mech.*, 24, 1286-1303.
- Baylac, M., Fernandez, N., Larreguy, A., Landriscini, G., 2001. *Efecto de las Aguas Claras en el Sistema de Riego del Alto Valle*. Dirección Provincial de Aguas, Río Negro.

Referencias

- Bear J., Cheng, A. H. D., 2008. *Modeling groundwater flow and contaminant transport*. Springer, New York.
- Bergström, L. F., Jarvis, N. J., 1994. Evaluation and comparison of pesticide leaching models for registration purposes: overview. *Journal of Environmental Science Health Part A*, 29(6), 1061–1072.
- Besien, T.J., Jarvis, N.J., Williams, R.J., 1997. Simulation of water movement and isoproturon behaviour in a heavy clay soil using the MACRO model. *Hydrology and Earth System Sciences*, 1, 835-844.
- Besson, A., Javaux, M., Biielders, C.L., Vanclooster, M., 2011. Impact of tillage on solute transport in a loamy soil from leaching experiments. *Soil & Tillage Research*, 112, 47–57.
- Beulke, S., Renaud, F., Brown, C. D., 2002. *Development of guidance on parameter estimation for the preferential flow model MACRO 4.2*. Cranfield Centre for EcoChemistry Final Report, DEFRA Project PL0538, Contract No. JA3749E. 68 p.
- Beven, K., 1993. Prophecy, reality and uncertainty in distributed hydrological modelling. *Advances in water resources*, 16(1), 41-51.
- Beven, K., Binley, A., 1992. The future of distributed models: model calibration and uncertainty prediction. *Hydrological processes*, 6(3), 279-298.
- Beven, K., Germann, P., 1982. Macropores and water flow in soils. *Water Resources Research*, 18(5), 1311-1325.
- Beven, K., Germann, P., 2013. Macropores and water flow in soils revisited, *Water Resour. Res.*, 49, 3071–3092.
- Boesten, J. J., van der Linden, A. M. A., 1991. Modeling the influence of sorption and transformation on pesticide leaching and persistence. *Journal of Environmental Quality*, 20(2), 425-435.
- Boland, H. P., Gil, M. I., Labollita, H. A., Laurenzano, B., Novelli, M., Ramos, J., Reyes, P., 2007. Monitoreo de Agroquímicos en áreas bajo riego de los Ríos Limay, Neuquén y Negro. *Actas del XXI Congreso Nacional del Agua*. Tucumán, Argentina. 19 p.
- Bonfante, A., Basile, A., Acutis, M., De Mascellis, R., Manna, P., Perego, A., & Terribile, F., 2010. SWAP, CropSyst and MACRO comparison in two contrasting soils cropped with maize in Northern Italy. *Agricultural Water Management*, 97(7), 1051-1062.
- Botta, G., Balbuena, R., Draghi, L., Rosatto, H.r., Claverie, J., 2003. Compactación de suelos. Efectos del tránsito del tractor en sistemas de labranza convencional. *AgroCiencia*, 9, 99-106.
- Bouilil, K., Pinet, F., Bimonte, S., Carluer, N., Lauvernet, C., Cheviron, B., Miralles, A., Chanet, J. P., 2013. Guaranteeing the quality of multidimensional analysis in data warehouses of simulation results: application to pesticide transfer data produced by the MACRO Model. *Ecological Informatics*, 16, 41-52.
- Brown, C. D., Marshall, V. L., Carter, A. D., Walker, A., Arnold, D., Jones, R. L., 1999. Investigation into the effect of tillage on solute movement to drains through a heavy clay soil. *Soil use and management*, 15(2), 84-93.

- Brown, C. D., Baer, U., Günther, P., Trevisan, M., Walker, A., 1996. Ring test with the models LEACHP, PRZM- 2 and VARLEACH: variability between model users in prediction of pesticide leaching using a standard dataset. *Pesticide Sci.*, 47, 249-258.
- Campolongo, F., Cariboni, J., Saltelli, A., 2007. An effective screening design for sensitivity analysis of large models. *Environmental modelling & software*, 22(10), 1509-1518.
- Carsel, R. F., Parrish, R. S., 1988. Developing joint probability distributions of soil water retention characteristics. *Water Resources Research*, 24(5), 755-769.
- Celia, M. A., Bouloutas, E. T., Zarba, R. L., 1990. A general mass-conservative numerical solution for the unsaturated flow equation. *Water resources research*, 26(7), 1483-1496.
- Chen, C., Wagenet, R. J., 1992. Simulation of water and chemicals in macropore soils. Part 1. Representation of the equivalent macropore influence and its effect on soil water flow. *Journal of Hydrology*, 130, 105-126.
- Chin, D. A., 2006. *Water-quality Engineering in Natural Systems: Fate and Transport Processes in the Water Environment*. John Wiley & Sons. 628 p.
- Christiansen, J. S., Thorsen, M., Clausen, T., Hansen, S., Refsgaard, J. C., 2004. Modelling of macropore flow and transport processes at catchment scale. *Journal of Hydrology*, 299, 136-158.
- CIL (Consortio Inconas Latinoconsult), 1988. *Estudio para el aprovechamiento integral del Río Negro*. Informe técnico. Agua y Energía Eléctrica S.E. Convenio Agua y Energía de la Provincia de Río Negro. 349 p.
- Cichón, L., Garrido, S., 2012. Implicancia de los cambios en el manejo sanitario de frutales de pepita en el Alto Valle. *Sanidad 67*. INTA, EEA Alto Valle. 15 p.
- Clothier, B. E., Smettem, K. R. J., 1990. Combining laboratory and field measurements to define the hydraulic properties of soil. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 54, 299-304.
- Clothier, B.E., Green, S.R., Deurer, M., 2008. Preferential flow and transport in soil: progress and prognosis. *European Journal of Soil Science*, 59 (1), 2-13.
- Clothier, B. E., Vogeler, I., Magesan, G., 2000. The breakdown of water repellency and solute transport through a hydrophobic soil. *Journal of Hydrology*, 231, 255-264.
- Clothier, B. E., Heng, L., Magesan, G. N., Vogeler, I., 1995. The measured mobile-water content of an unsaturated soil as a function of hydraulic regime. *Aust. J. Soil Res.*, 33, 397-414.
- Coakley, J. A., 2003. Reflectance and albedo, surface. *Encyclopedia of the Atmosphere*, JR Holton and JA Curry, eds.(Academic, 2003), 1914-1923.
- Coppola, A., Kutílek, M., Frind, E. O., 2009. Transport in preferential flow domains of the soil porous system: Measurement, interpretation, modelling, and upscaling (Preface). *Journal of Contaminant Hydrology*, 104, 1-3.
- Corwin, D. L., Waggoner, B. L., Rhoades, J. D., 1991. A functional model of solute transport that accounts for bypass. *J. Environ. Qual.*, 20 (3), 647-658.
- Cullum, R. F., 2009. Macropore flow estimations under no-till and till systems. *Catena*, 78, 87-91.
- Daniele, C., Natenzon, C., 1994. Las Regiones Naturales de la Argentina: Caracterización y Diagnóstico. En *El Sistema Nacional de Áreas Naturales Protegidas de la Argentina*.

Referencias

- Diagnóstico de su Patrimonio y su Desarrollo Institucional*. Daniele, C, Burkart, R, Del Valle Ruiz, L, Natenzon, C y Ardura, F. Buenos Aires, Argentina. APN, 132 p.
- Dobler, C., Hagemann, S., Wilby, R. L., Stötter, J., 2012 Quantifying different sources of uncertainty in hydrological projections in an Alpine watershed. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 16, 4343–4360.
- Dobos, E., 2003. *Albedo*. Encyclopedia of Soil Science.
- Dubus, I. G., Brown, C. D., 2002. Sensitivity and first-step uncertainty analyses for the preferential flow model MACRO. *J. Environ. Qual.*, 31 (1), 227–240.
- Dubus, I. G., Beulke, S., Brown, C. D., 2002. Calibration of pesticide leaching models: critical review and guidance for reporting. *Pest management science*, 58(8), 745-758.
- Dubus, I. G., Brown, C. D., Beulke, S., 2003. Sensitivity analyses for four pesticide leaching models. *Pest management science*, 59(9), 962-982.
- Dubus, I. G., Reichenberger, S., Allier, D., Azimonti, G., Bach, M., Barriuso, E., Wurm, M., 2009. FOOTPRINT—Functional tools for pesticide risk assessment and management. www. eu-footprint. org. *Final report of the EU project FOOTPRINT (SSPI-CT-2005-022704)*.
- Dufilho, A. C., Vázquez, S., Loewy, M., 2011. Migración de metil azinfos en el perfil del suelo e impactos en acuífero libre aluvial somero. *VII Congreso Argentino de Hidrogeología*. Salta, Argentina. 9 p.
- Dufilho, C., Ruiz, C., Bruce, A., 2012. Vulnerabilidad del acuífero a la contaminación con plaguicidas en cultivos hortícolas en el valle del Río Neuquén, Patagonia Argentina. *XI Congreso Latinoamericano de Hidrogeología*. Cartagena de Indias, Colombia. 5 p.
- Dufilho, A.C., Stangaferro, S.R., Horne, F., Olivera, D.A., 1996. Aplicación de un modelo matemático y un SIG para simular el flujo subterráneo en el valle superior del Río Negro. *XVI Congreso Nacional del Agua*. San Martín de los Andes, Argentina. TN° 96.
- Emermann, S. H., 1995. The tipping bucket equations as a model for macropore flow. *Journal of Hydrology*, 171, 23–47.
- FACA (Facultad de Ciencias Agrarias), 2004. *Asesoramiento y Capacitación para la adopción de técnicas racionales de manejo del agua, en pequeños y medianos productores frutícolas del Alto Valle de Río Negro*. Informe Final Proyecto de Extensión. Facultad de Ciencias Agrarias, Universidad Nacional del Comahue.
- Fait, G., Balderacchi, M., Ferrari, F., Ungaro, F., Capri, E., Trevisan, M., 2010. A field study of the impact of different irrigation practices on herbicide leaching. *European Journal of Agronomy*, 32, 280–287.
- Feddes, R. A., Bresler, E., Neuman, S. P., 1974. Field test of a modified numerical model for water uptake by root systems. *Water Resources Research*, 10(6), 1199-1206.
- Fér, M., Kodešová, R., 2012. Estimating hydraulic conductivities of the soil aggregates and their clay-organic coatings using numerical inversion of capillary rise data. *Journal of Hydrology*, 468, 229-240.
- Flury, M., 1996. Experimental evidence of transport of pesticides through field soils—a review. *Journal of environmental quality*, 25(1), 25-45.

- Flury, M., Wai, N. N., 2003. Dyes as tracers for vadose zone hydrology. *Rev. Geophys.*, 41(1), 1002, doi:10.1029/2001RG000109. 37.
- Flury, M., Fluhler, H., Jury, W., Leuenberger, J., 1994. Susceptibility of soils to preferential flow of water: a field study. *Water Resources Research*, 30, 1945-1954.
- FOCUS (FORum for the Coordination of the pesticide fate model and their Use), 1995. *The final report of the work of the regulatory modeling work group of FOCUS* (FORum for the Coordination of pesticide fate models and their Use). EU Doc. 4952/VI/95, 123 p.
- FOCUS (FORum for the Coordination of the pesticide fate model and their Use), 2000. *FOCUS groundwater scenarios in the EU review of active substances*. Report of the FOCUS Groundwater Scenarios Workgroup, EC Document Reference SANCO/321/2000 rev.2, 202 p]. Appendices A to D - specification of the FOCUS scenarios and parameterisation of MACRO, PELMO and PRZM.
- FOCUS (FORum for the Coordination of the pesticide fate model and their Use), 2000. MACRO Parameterisation for the FOCUS Groundwater Scenarios. Version 1.0. In *FOCUS groundwater scenarios in the EU plant protection product review process*. Report of the FOCUS Groundwater Scenarios Workgroup, EC Document Reference Sanco/321/2000, DG SANCO, EU Commission, Brussels, 197 p.
- FOCUS (FORum for the Coordination of the pesticide fate model and their Use), 2015. Appendix C, Version control 2.0 (updated with release of FOCUS_MACRO 5.5.4). Parameterisation of drainage input. Documentation in FOCUS Surface, FOCUS web page.
- Foster, M. B. J., Alexander, E. C. Jr., Misra, D., Nieber, J. L., 1994. *Measurement of Flow Through the Unsaturated Zone Using a Prototype Funnel Lysimeter*. Technical Report Number 139. Minnesota Water Resources Research Center. University of Minnesota St. Paul, Minnesota. 71 p.
- Freeze, R. A., Cherry, J. A., 1979. *Groundwater*. Prentice Hall, N.J. 604 p.
- Funbapa - Fundación Barrera Zoofitosanitaria Patagónica, 2010. *Anuario estadístico*. Disponible en: www.funbapa.org.ar.
- Galeazzi, J., Lutz, C., 2006. Distribución de frecuencias de la evapotranspiración en el Alto Valle De Rio Negro. *III Jornadas de Actualización en Riego y Fertirriego*. INTA, Mendoza. 9 p.
- Gerke, H. H., 2006. Review article: preferential-flow descriptions for structured soils. *J. Plant Nutr. Soil Sci.*, 169, 1–19.
- Gerke, H. H., Köhne, J. M., 2002. Estimating hydraulic properties of soil aggregate skins from sorptivity and water retention. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 66 (1), 26–36.
- Gerke, H. H., van Genuchten, M. Th., 1993. A dual-porosity model for simulating the preferential movement of water and solutes in structured porous media. *Water Resources Research*, 29, 305–319.
- Germann, P. F., 1985. Kinematic wave approach to infiltration and drainage into and from soil macropores. *Trans. ASAE*, 28, 745–749.
- Germann, P. F., Beven, K., 1985. Kinematic wave approximation to infiltration into soils with sorbing macropores. *Water Resources Research*, 21 (7), 990–996.

Referencias

- Gevao B., Mordaunt C., Semple H.T., Pearce T.G., Jones K.C., 2000. Bioavailability of nonextractable (bound) pesticide residues to earthworms. *Environ Sci Technol*, 35, 501-507.
- Giannouli, D. D., Antonopoulos, V. Z., 2015. Evaluation of two pesticide leaching models in an irrigated field cropped with corn. *Journal of environmental management*, 150, 508-515.
- Gil, M.I, Aschkar, G., Pozzo Ardizzi, M., Pellejero, G., Abrameto, M., 2005. Evaluación de residuos de plaguicidas en aguas del Río Negro en sitios estratégicos para la captación de agua potable. *Revista Pilquen*, VII, 7. 9 p.
- Glass, R. J., Steenhuis, T. S., Parlange, J.-Y., 1988. Wetting front instability as a rapid and far-reaching hydrologic process in the vadose zone. *Journal of Contaminant Hydrology*, 3(Issues 2-4), 207-226.
- Gwo, J. P., Jardine, P. M., Wilson, G. V., Yeh, G. T., 1995. A multiple-pore-region concept to modeling mass transfer in subsurface media. *Journal of Hydrology*, 164, 217-237.
- Hall, L., 2008. Determining the Influence of Discharge Observations on Ground-water Model Calibration. ProQuest, 200 p.
- Hamby, D.M., 1994. A review of techniques for parameter sensitivity analysis of environmental models. *Environ Monit Assess*, 32, 135-154.
- Hendrickx, J. M. H., Flury, M., 2001. Uniform and preferential flow, mechanisms in the vadose zone. En *Conceptual Models of Flow and Transport in the Fractured Vadose Zone*, National Research Council, National Academy Press, Washington, DC, 149-187.
- Hoffmann-Riem, H., Van Genuchten, M. T., Flühler, H., 1999. A general model of the hydraulic conductivity of unsaturated soils. In *Proceedings of the International Workshop on Characterization and Measurement of the Hydraulic Properties of Unsaturated Porous Media* (Vol. 1, 31-42). University of California, Riverside.
- Horne, F., Dufilho, A. C., Stangaferro, S., Polla, G., Galeazzi, J., 1997. *Estudio de Drenaje de Colonia Centenario, Provincia del Neuquén*. Convenio Facultad de Ciencias Agrarias (U.N.Comahue) - Latinoconsult S.A. 2 tomos.
- Hutson, J. L., Wagenet, R. J., 1995. A multiregion model describing water flow and solute transport in heterogeneous soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 59, 743-751.
- Irisarri, J., 2006. *Cartografía de los suelos. Estudio Regional de Suelos de la Provincia del Neuquén*. GEF Neuquén. Versión digital.
- Irisarri, J., Di Prinzio, A., Behmer, S., 2000. Propiedades de los suelos en su continuidad (paisaje fragmentado) por el tráfico de la maquinaria agrícola. *XVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo*. Mar del Plata, Argentina. 4 p.
- Janssen, P. H. M., Heuberger, P. S. C., Sanders, R., 1992. *UNCSAM 1.1: a software package for sensitivity and uncertainty analysis*. Report nr. 959101004, National Institute of Public Health and Environmental Protection (RIVM), Bilthoven, Netherlands.
- Jarvis, N. J., 1989. A simple empirical model of root water uptake. *Journal of Hydrology*, 107(1), 57-72.
- Jarvis, N. J., 1991. *MACRO – A Model of water movement and source transport in macroporous soils*. Reports and Dissertations 9, Dept. Soil Sci., Swedish Univ. Agric. Sci., Upsala, 58 p.

- Jarvis, N. J., 1994. *The MACRO Model (Version 3.1). Technical Description and Sample Simulations*. Reports and Dissertations 19. Department of Soil Science, Swedish University of Agricultural Science, Uppsala, Sweden, 51 p.
- Jarvis, N. J., 1995. Simulation of soil water dynamics and herbicide persistence in a silt loam soil using the MACRO model. *Ecological Modelling*, 81(1), 97-109.
- Jarvis, N., 1998. Modeling the Impact of Preferential Flow on Nonpoint Source Pollution. In H. Magdi Selim, Liwang Ma (Eds), *Physical Nonequilibrium in Soils Modeling and Application*. Ann Arbor Press, Chelsea, Michigan, Ch. 7, 195 – 222.
- Jarvis, N. J., 2001. *The MACRO Model (Version 4.3) Technical Description*. Department of Soil Science, Swedish University of Agricultural Science, Uppsala, Suecia, 41 p.
- Jarvis, N., 2002. Macropore and preferential flow. *Encyclopedia of Agrochemicals*. Ed. J. Plimmer, 3, 1005-1013.
- Jarvis, N. J., 2007. A review of non-equilibrium water flow and solute transport in soil macropores: Principles, controlling factors and consequences for water quality. *European Journal of Soil Science*, 58(3), 523-546.
- Jarvis, N., 2008. Near-saturated hydraulic properties of macroporous soils. *Vadose Zone Journal*, 7(4), 1302-1310.
- Jarvis, N. J., Dubus, I. G., 2006. *State-of-the-art review on preferential flow*. Report DL#6 of the FP6 EU-funded FOOTPRINT project [www.eu-footprint.org], 60 p.
- Jarvis, N.J., Messing, I., 1995. Near-saturated hydraulic conductivity in soils of contrasting texture as measured by tension infiltrometers. *Soil Sci. Soc. Amer. J.*, 59, 27-34.
- Jarvis, N., Stenemo, F., 2001. *Guidance Document and Manual for the Use of MACRO DB V. 2.0*. Department of Soil Sciences, Swedish University of Soil Sciences, Uppsala, Sweden.
- Jarvis, N.J., Brown, C.D., Granitz, E., 2000. Sources of error in model predictions of pesticide leaching: a case study using the MACRO model. *Agricultural Water Management*, 44 (1/3), 247-262.
- Jarvis, N., Etana, A., Stagnitti, F., 2008. Water repellency, near-saturated infiltration and preferential solute transport in a macroporous clay soil. *Geoderma*, 143, 3–4, 223–230.
- Jarvis, N.J., Hollis, J.M., Nicholls, P.H., Mayr, T., Evans, S.P., 1997. MACRO_DB: a decision-support tool to assess the fate and mobility of pesticides in soils. *Environmental Modelling & Software*, 12, 251-265.
- Jarvis, N. J., Moeys, J., Hollis, J. M., Reichenberger, S., Lindahl, A. M. L., Dubus, I. G., 2009. A conceptual model of soil susceptibility to macropore flow. *Vadose Zone Journal*, 8(4), 902-910.
- Jarvis, N., Larsbo, M., 2012. MACRO (V5.2): Model Use, Calibration, And Validation. Transactions of the ASABE Vol. 55(4): 1413-1423.
- Jaynes, D. B., Logsdon, S. D., Horton, R., 1995. Field method for measuring mobile/immobile water content and solute transfer rate coefficient. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 59, 352–356.
- Jiménez Hernández, M. E., de la Losa Román, A., Valverde Asenjo, M. I., Moreno Merino, L., Castaño Castaño, S., 2009. Caracterización de las propiedades hidráulicas de la ZNS:

Referencias

- determinaciones en laboratorio y ensayos "in situ" en una parcela agrícola de Arganda del Rey (Madrid). En *Estudios en la Zona no Saturada del Suelo*. Vol. IX, O. Silva et al. Ed. Barcelona, 18 a 20 de Noviembre, p 1-8. <http://www.zonanosaturada.com/> jornadas de investigación de la zona no saturada.
- Katterer, T., Schmied, B., Abbaspour, K.C., Schulin, R., 2001. Single and dual-porosity modelling of multiple tracer transport through soil columns: effects of initial moisture and mode of application. *Eur. J. Soil Sci.*, 52, 1–12.
- Keesstra, S. D., Geissen, V., Mosse, K., Piirainen, S., Scudiero, E., Leistra, M., van Schaik, L., 2012. Soil as a filter for groundwater quality. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 4(5), 507-516.
- Kodešová, R., Vignozzi, N., Rohošková, M., Hájková, T., Kočárek, M., Pagliai, M., Kozák, J., Šimůnek, J., 2009. Impact of varying soil structure on transport processes in different diagnostic horizons of three soil types. *Journal of Contaminant Hydrology*, 104 (1–4), 107-125.
- Köhne, J. M., Köhne, S., Šimůnek, J., 2009a. A review of model applications for structured soils: a) Water flow and tracer transport. *Journal of Contaminant Hydrology*, 104(1), 4-35.
- Köhne, J. M., Köhne, S., Šimůnek, J., 2009b. A review of model applications for structured soils: b) Pesticide transport. *Journal of Contaminant Hydrology*, 104(1-4):36-60.
- Kramers, G., Richards, K. G., Holden, N. M., 2009. Assessing the potential for the occurrence and character of preferential flow in three Irish grassland soils using image analysis. *Geoderma*, 153(3), 362-371.
- Kroes, J. G., van Dam, J. C., Groenendijk, P., Hendriks, R. F. A., Jacobs, C. M. J., 2009. *SWAP version 3.2. Theory description and user manual*. Alterra, Wageningen University 284 p. <http://www.swap.alterra.nl/>
- Kung, K. J., 1990. Preferential flow in a sandy vadose zone: 1. Field observation. *Geoderma*, 46, 51-58
- Kuzmanovski, V., Trajanov, A., Leprince, F., Džeroski, S., Debeljak, M., 2015. Modeling water outflow from tile-drained agricultural fields. *Science of The Total Environment*, 505, 390-401.
- Larsbo, M., 2005. *An improved dual-permeability model of solute transport in structured soils. Model development and parameter identification in laboratory and field experiments*. Doctoral thesis. Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala. 46 p.
- Larsbo, M., Jarvis, N., 2003. *Macro 5.0. A model of water flow and solute transport in macroporous soil*. Technical description. Swedish University of Agricultural Sciences. 48 p.
- Larsbo, M., Jarvis, N., 2005. Simulating solute transport in a structured field soil: uncertainty in parameter identification and predictions. *J. Environ. Qual.*, 34, 621–634.
- Larsson, M. H., Jarvis, N. J., 1999. Evaluation of a dual-porosity model to predict field-scale solute transport in a macroporous soil. *Journal of Hydrology*, 215, 153–171.
- Larsson, M.H., Jarvis, N.J., 2000. Quantifying interactions between compound properties and macropore flow effects on pesticide leaching. *Pest Manag. Sci.*, 56 (2), 133–141.
- Lawes, J. B., Gilbert, J. H., Warington, R., 1882. *On the amount and composition of the rain and drainage water collected at Rothamsted*. Williams, Clowes and Sons Ltd., London.

- Leeds-Harrison, P. B., Youngs, E. G., Uddin, B., 1994. A device for determining the sorptivity of soil aggregates. *Eur. J. Soil Sci.*, 45, 269–272.
- Leeds-Harrison, P. B., Shipway, C. J. P., Jarvis, N. J., Youngs, E. G., 1986. The influence of soil macroporosity on water retention, transmission and drainage in a clay soil. *Soil Use and Management*, 2(2), 47-50.
- Loague, K.M., Green, R.E., 1991. Statistical and graphical methods for evaluating solute transport models: overview and application. *J. Contam. Hydrol.*, 7, 51-73.
- Loewy, R., Carvajal, L., Novelli, M., Pechen de D'Angelo, A., 2006. Azinphos methyl residues in shallow groundwater from the fruit production region of northern Patagonia, Argentina. *Journal of Environmental Sciences Health*, 41(6), 869-81.
- Loewy, R.M., Kirs, V., Carvajal, G., Venturino, A., Pechen de D'Angelo, A.M., 1999. Groundwater contamination by azinphos methyl in the Northern Patagonic Region (Argentina). *The Science of the Total Environment.*, 225 (3), 211–218.
- Luckner, L., Van Genuchten, M. T., Nielsen, D. R., 1989. A consistent set of parametric models for the two-phase flow of immiscible fluids in the subsurface. *Water Resources Research*, 25(10), 2187-2193.
- Malone, R., Ma, L., Ahuja, L., Rojas, K, 2001. Validation of the Root Zone Water Quality Model (RZWQM): A Review. In *ASAE Annual International Meeting*.
- Marín-Benito, J. M., Pot, V., Alletto, L., Mamy, L., Bedos, C., Barriuso, E., Benoit, P., 2014. Comparison of three pesticide fate models with respect to the leaching of two herbicides under field conditions in an irrigated maize cropping system. *Science of The Total Environment*, 499, 533-545.
- Martin, E., 2010. *Métodos para medir la humedad del suelo para la programación del riego*. Arizon Cooperative Extension – The University of Arizona, 8 p.
- Merdun, H., 2005. Types and Modeling of Preferential Flow. *KSU Journal of Science and Engineering*, 8(1), 76-83.
- Merdun, H., Quisenberry, V. L., 2004. Simulation of water and solute transport with MACRO model in Cecil loamy sand soil. *Australian Journal of Soil Research*, 42(8), 939-951.
- Messing, I., Jarvis, N. J., 1990. Seasonal variation in field-saturated hydraulic conductivity in two swelling clay soils in Sweden. *Journal of soil science*, 41(2), 229-237.
- Millington, R. J., Quirk, J. P., 1961. Permeability of porous solids. *Transactions of the Faraday Society*, 57, 1200-1207.
- Miyasaki, T., 2006. *Water Flow in soils*. CRC Press. 435 p.
- Movia, C., P., Ower, G., Pérez G., H., 1982. *Estudio de la vegetación natural de la Provincia del Neuquén*. Gobierno de la Provincia del Neuquén. 174 p.
- Mualem, Y., 1976. A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. *Water resources research*, 12(3), 513-522.
- Munyankusi, E., Gupta, S. C., Moncrief, J. F., Berry, E. C., 1994. Earthworm macropores and preferential transport in a long-term manure applied Typic Hapludalf. *Journal of Environmental Quality*, 23, 773–784.

Referencias

- Murray, E. J., Sivakumar, V., 2010. *Unsaturated Soils: a Fundamental Interpretation of Soil Behaviour*. Wiley-Blackwell, UK, 304 p.
- Nieber, J. L., 1996. Modeling finger development and persistence in initially dry porous media. *Geoderma*, 70, 207 – 209
- Nieber, J. L., Misra, D., 1995. Modeling flow and transport in heterogeneous, dual-porosity drained soils. *Irrigation and Drainage Systems*, 9(3), 217-237.
- Nilsson, B., Sidle, R. C., Klint, K. E., Bøggild, C. E., Broholm, K., 2001. Mass transport and scale-dependent hydraulic tests in a heterogeneous glacial till—sandy aquifer system. *Journal of Hydrology*, 243(3–4), 162–179.
- Nordenström, G., 2002. Los grados día como instrumento de predicción, control de carpocapsa [primera parte]. *Rompecabezas tecnológico*, 7(31).
- Novak, V., Šimůnek, J., van Genuchten, M. Th., 2000. Infiltration of water into soils with cracks. *ASCE J. Irrig. Drain. Engng*, 126 (1), 41–47.
- Oreskes, N., Shrader-Frechette, K., Belitz, K., 1994. Verification, validation, and confirmation of numerical models in the earth sciences. *Science*, 263(5147), 641-646.
- Parlange, M. B., Hopmans, J. W., (Ed.), 1999. *Vadose Zone Hydrology*. Oxford University Press. 473 p.
- Peri, G., 2004. *La agricultura irrigada en Río Negro y su contribución al desarrollo regional*. Informe final. Banco Mundial. 115 p.
- Perillo, C. A., Gupta, S. C., Nater, E. A., Moncrief, J. F., 1998. Flow velocity effects on the retardation of FD&C Blue nº 1 Food dye in soil. *Soil Science Society of America Journal*, 62, 39-45.
- Perillo, C. A., Gupta, S. C., Nater, E. A., Moncrief, J. F., 1999. Prevalence and initiation of preferential flow paths in a sandy loam with argillic horizon. *Geoderma*, 89, 307-331.
- Philip, J. R., 1968. The theory of absorption in aggregated media. *Aust. J. Soil Res.*, 6, 1–19.
- Philip, J. R., 1975. Stability analysis of infiltration. *Soil Sci. Soc. Am. Proc.*, 39, 1042–1049.
- Polla, G. M., Horne, F. E., Dufilho, A. C., 2004. Aplicación de un modelo de calidad de agua a un tramo del Río Neuquén-Patagonia Argentina. *Agrociencia*, 8 (2), 61-71.
- PPDB (Pesticide Properties Data Base), 2014. *The FOOTPRINT pesticide properties database*. UK: University of Hertfordshire [<http://sitem.herts.ac.uk/aeru/footprint/es/index2.htm> (consulta septiembre 2014)].
- PROSAP (Programa de Servicios Agrícolas Provinciales), 1999. *Proyecto de remodelación de la red de riego y drenaje. Colonia Centenario, Neuquén*. Informe final. Ministerio de Agricultura Ganadería y Pesca, Argentina.
- Pruess, K., Wang, J. S. Y., 1987. Numerical modeling of isothermal and non-isothermal flow in unsaturated fractured rock: a review. In: Evans, D.D., Nicholson, T.J. (Eds.), *Flow and Transport through Unsaturated Fractured Rock*, Geophysics Monograph, vol. 42. American Geophysical Union, Washington, DC, p. 11–22.

- Raof, A., Nick, H.M., Hassanizadeh, S.M., Spiers, C.J., 2013. PoreFlow: a complex pore-network model for simulation of reactive transport in variably saturated porous media. *Comput Geosci*, 61, 160–174.
- Reichenberger, S., 2005. Field-scale risk assessment for diffuse-source pesticide inputs into German surface waters. Justus-Liebig-Universität.
- Ritsema, C. J., Dekker, L. W., Hendrickx, J. M. H., Hamminga, W., 1993. Preferential flow mechanism in a water repellent sandy soil. *Water Resources Research*, 29, 2183 – 2193.
- Ross, P. J., Smettem, K. R., 2000. A simple treatment of physical non equilibrium water flow in soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 64, 1926–1930.
- Saltelli, A., Ratto, M., Tarantola, S., Campolongo, F., 2005. Sensitivity analysis for chemical models. *Chemical reviews*, 105(7), 2811-2828.
- Saxena, R. K., Jarvis, N. J., Bergström L., 1994. Interpreting non-steady state tracer breakthrough experiments in sand and clay soils using a dual-porosity model. *Journal of Hydrology*, 162(3), 279-298.
- Saxton, K. E., Rawls, W. J., Romberger, J. S., Papendick, R. I., 1986. Estimating generalized soil-water characteristics from texture. *Soil Sci. Soc. Amer. J.*, 50(4), 1031-1036.
- Schroll, R., Becher, H.H., Dörfner, U., Gayler, S., Grundmann, S., Hartmann, H.P., Ruoss, J., 2006. Quantifying the effect of soil moisture on the aerobic microbial mineralization of selected pesticides in different soils. *Environmental Science & Technology*, 40, 3305-3312.
- Schumacher, W., 1864. *Die Physik des Bodens*. Wiegandt and Hempel, Berlin.
- Schwartz, R. C., Juo, A. S. R., McInnes, K. J., 2000. Estimating parameters for a dual-porosity model to describe non-equilibrium, reactive transport in a fine-textured soil. *Journal of Hydrology*, 229, 149–167.
- Scorza Júnior, R.P., Jarvis, N.J., Boesten, J.J.T.I., van der Zee, S.E.A.T.M., Roullet, S., 2007. Testing MACRO (version 5.1) for pesticide leaching in a Dutch clay soil. *Pest Manag. Sci.*, 63, 1011–1025.
- SENASA (Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Alimentaria), 2003. *Resolución Nº 256 sobre límites máximos de residuos de plaguicidas*. Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Alimentaria, Argentina.
- Seo, H. S., Šimůnek, J., Poeter, E. P., 2007. *Documentation of the HYDRUS Package for MODFLOW-2000, the U.S. Geological Survey Modular Ground-Water Model*, GWMI 2007-01, International Ground Water Modeling Center, Colorado School of Mines, Golden, Colorado, 96 p.
- Shipitalo, M. J., Edwards, W. M., Owens, L. B., Dick, W. A., 1990. Initial storm effects on macropore transport of surface-applied chemicals in no-till soil. *Soil Science Society of America Journal*, 54(6), 1530-1536.
- Sidle, R.C., Nilsson, B., Hansen, M., Fredericia, J., 1998. Spatially varying hydraulic and solute transport characteristics of a fractured till determined by field tracer tests, Funen, Denmark. *Water Resources Research*, 34(10), 2515–2527.

Referencias

- Šimůnek, J., 2006. Models of Water Flow and Solute Transport in the Unsaturated Zone. *Encyclopedia of Hydrological Sciences*. Publicado online: 15 APR 2006. Doi: 10.1002/0470848944.hsa080.
- Šimůnek, J., van Genuchten, M. Th., 2003. *Using the HYDRUS-1D and HYDRUS-2D Codes for Estimating Unsaturated Soil Hydraulic and Solute Transport Parameters*. U.S. Salinity Laboratory, USDA, ARS, Riverside, CA. p. 1523 - 1538.
- Šimůnek, J., Jarvis, N. J., van Genuchten, M. Th., Gärdenäs, A., 2003. Review and comparison of models for describing non-equilibrium and preferential flow and transport in the vadose zone. *Journal of Hydrology*, 272, 14–35.
- Šimůnek, J., van Genuchten, M. Th., Gribb, M. M., Hopmans, J. W., 1998. Parameter estimation of unsaturated soil hydraulic properties from transient flow processes. *Soil and Tillage Research*, 47 (Issues 1–2), 27–36.
- Šimůnek, J., van Genuchten, M. Th., Šejna, M., Jacques, D., 2012. *Modeling Water Flow and Contaminant Transport in Soils and Groundwater Using the HYDRUS Software Packages*. Dresden, 74 p.
- Šimůnek, J., Wendroth, O., Wypler, N., van Genuchten, M.Th., 2001. Non equilibrium water flow characterized from an upward infiltration experiment. *Eur. J. Soil Sci.*, 52 (1), 13–24.
- Skaggs, T. H., Trout, T. J., Šimůnek, J., Shouse, P. J., 2004. Comparison of HYDRUS-2D simulations of drip irrigation with experimental observations. *J Irrig Drain Eng*, 130, 304–310.
- Slawinski, C., Sobczuk, H. A., Walczak, R. T., 1996. Submodel of bypass flow in cracking soil. Part 1. Theory. *Int. Agrophys.*, 10, 189–196.
- Stagnitti F., 2002. *Modelling preferential transport*. Centre for Applied Dynamical Systems & Environmental Modelling, Deakin University, Geelong, Victoria, Australia 3217, 19 p.
- Steenhuis, T. S., Walter, M. F., 1980. Closed form solution for pesticide loss in runoff water. *Transactions of the Asae*, 23(3), 615-620.
- Steenhuis, T. S., Bodnar, M., Geohring, L. D., Aburime, S-A. E., Wallach, R., 1997. A Simple Model for Predicting Solute Concentration in Agricultural Tile Lines Shortly After Application. *Hydrology and Earth System Sciences*, 4, 823-833.
- Steffens, K., Larsbo, M., Moeys, J., Jarvis, N., Lewan, E., 2013. Predicting pesticide leaching under climate change: Importance of model structure and parameter uncertainty. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 172, 24-34.
- Steffens, K., Larsbo, M., Moeys, J., Kjellström, E., Jarvis, N., Lewan, E., 2014. Modelling pesticide leaching under climate change: parameter vs. climate input uncertainty. *Hydrol. Earth Syst. Sci.*, 18, 479-491.
- Stenemo, F., Jarvis, N., 2010. *Users guide to MACRO 5.2, a model of water flow and solute transport in macroporous soil*. Faculty of Natural Resources and Agricultural Sciences. Suecia. 47 p.
- Storti, M., 2008. *Determinación de parámetros hidrofísicos – químicos de los suelos relacionados con los procesos de degradación salina y drenaje restringido*. Tesis de Grado, ESSA, Universidad Nacional del Comahue. 110 p.

- Stull, R. B. 2000. *Meteorology for scientists and engineers: a technical companion book with Ahrens' Meteorology Today*. Brooks/Cole. United States. 502 p.
- Thoma, S. G., Gallegos, D. P., Smith, D.M., 1992. Impact of fracture coatings on fracture/matrix flow interactions in unsaturated porous media. *Water Resources Research*, 28, 1357–1367.
- Too, V. K., Omuto, C. T., Biamah, E. K., Obiero, J. P., 2014. Review of Soil Water Retention Characteristic (SWRC) Models between Saturation and Oven Dryness. *Open Journal of Modern Hydrology*, 4(04), 173.
- Tosi, A., Pechen, A., Savini, M., Loewy, R., 2009. Evaluación de riesgo por plaguicidas sobre aguas superficiales de la región norpatagónica Argentina. *Acta Toxic. Argent.*, 17(1), 1-6.
- Trucano, T. G., Swiler, L. P., Igusa, T., Oberkampf, W. L., Pilch, M., 2006. Calibration, validation, and sensitivity analysis: What's what. *Reliability Engineering & System Safety*, 91(10), 1331-1357.
- Unión Europea, 2009. Reglamento (CE) nº 1107/2009 del Parlamento Europeo y del Consejo, de 21 de octubre de 2009, relativo a la comercialización de productos fitosanitarios y por el que se derogan las Directivas 79/117/CEE y 91/414/CEE del Consejo. *Diario Oficial de la Unión Europea L 309*, 24 de noviembre de 2009.
- USDA (United States Department of Agriculture. Natural Resources Conservation Service), 2006. *Keys to Soil Taxonomy* By Soil Survey Staff. Tenth Edition.
- van Dam, J. C., 2000. *Field-scale water flow and solute transport: SWAP model concepts, parameter estimation and case studies*. PhD Thesis, Wageningen (Wageningen Agricultural University, Netherlands). 167p.
- van Dam, J. C., Huygen, J., Wesseling, J. G., Feddes, R. A., Kabat, P., van Valsum, P. E. V., Groenendijk, P., van Diepen, C. A., 1997. *Theory of SWAP, Version 2.0. Simulation of Water Flow, Solute Transport and Plant Growth in the Soil-Water-Atmosphere-Plant Environment*. Department of Water Resources, WAU, Report 71, DLO Winand Staring Centre, Wageningen, Technical Document 45.
- Vanderborght, J., Vereecken, H., 2007. Review of dispersivities for transport modeling in soils. *Vadose Zone Journal*, 6(1), 29-52.
- van Genuchten, M. T., 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society of America Journal*, 44(5), 892-898.
- van Genuchten, M. Th., 1985. A general approach for modeling solute transport in structured soils. *Mem. Int. Assoc. Hydrogeol*, 17(2), 513-526.
- van Genuchten, M. Th., Wierenga, P. J., 1976. Mass transfer studies in sorbing porous media. I. Analytical solutions. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 40, 473–481.
- van Genuchten, M. Th., Simunek, J., Leij, F., Sejna, M., 2009. *Code for Quantifying the Hydraulics Functions of Unsaturated Soils. RETC, version 6.02*. www.hydrus3d.com
- van Genuchten, M. T., Naveira-Cotta, C., Skaggs, T. H., Raoof, A., Pontedeiro, E. M., 2014. The use of numerical flow and transport models in environmental analyses. In *Application of Soil Physics in Environmental Analyses* (p. 349-376). Springer International Publishing.

Referencias

- Villholth, K. G., 1994. *Field and numerical investigation of macropore flow and transport processes*. Series paper/Inst. of hydrodynamics and hydraulics eng.
- Villholth, K. G., Jensen, K. H., 1998. Flow and transport processes in a macroporous subsurface drained glacial till soil. II. Model analysis. *Journal of Hydrology*, 207, 121–135.
- Wang, K., Zhang, R., Hiroshi, Y., 2009. Characterizing heterogeneous soil water flow and solute transport using information measures. *Journal of Hydrology*, 370, 109–121.
- Weiler, M., Naef, F., 2003. An experimental tracer study of the role of macropores in infiltration in grassland soils. *Hydrol. Process.*, 17 (2), 477–493.
- White, R.E., Heng, L.K., Edis, R.B., 1998. Transfer Function Approaches to Modeling Solute Transport in Soils. En Selim Hussein Magdi, Ma Liwang (eds.), *Physical Nonequilibrium in Soils: Modeling and Application*. Ann Arbor Press, Chelsea Michigan, 497 p.
- WHO (World Health Organization), 2010. *The WHO recommended classification of pesticides by hazard and guidelines to classification 2009*. World Health Organization. 78 p.
- Youngs, E. G., 1980. The analysis of groundwater seepage in heterogeneous aquifers/Analyse de l'infiltration des eaux souterraines dans les aquifères hétérogènes. *Hydrological Sciences Journal*, 25(2), 155-165.
- Zanetta, V., 2010. *Determinación del status sanitario y estrategias de intervención en cultivos hortícolas sobre un área piloto de la provincia de Neuquén*. Informe para el Consejo Federal de Inversiones, Argentina, 120 p.
- Zimmerman, R.W., Chen, G., Hadgu, T., Bodvarsson, G. S., 1993. A numerical dual-porosity model with semianalytical treatment of fracture/matrix flow. *Water Resources Research*, 29, 2127–2137.

ANEXOS

ANEXO A: PARÁMETROS DEL MODELO

Parámetros del perfil de suelo

NLAYER	numero de capas a simular, entre 60 y 200
Z	espesor de las capas (m)

Parámetros de cultivo

ATTEN	factor de atenuación de radiación solar en copas (-)
BETA	factor de adaptación de raíces (-)
CANCAP	intercepción en copas (mm)
CRITAIR	contenido crítico de aire en el suelo para captación de agua por raíces (%)
CROP	tipo de cultivo (-)
FAWC	fracción de agua extraída antes de reducir la transpiración (-)
HCROP	altura copa constante para perenne (m)
LAIC	índice de área foliar (-)
ROOTDEP	profundidad de raíces (m)
RPIN	distribución de raíces (%)
RSURF	resistencia de superficie ($s\ m^{-1}$)
ZALP	factor de corrección para evaporación desde copas (-)

Parámetros de condición de borde e iniciales

AREA	área drenaje sistema secundario (ha)
BGRAD	parámetro empírico que controla la percolación por la base fuera del perfil (h^{-1})
BOTEN	tensión en el borde inferior del perfil (cm)
CONCIN	concentración en borde inferior ($mass/m^3$)
SOLINIT	concentración inicial en el perfil ($mass/m^3$)
TEMPINI	temperatura inicial en el perfil ($^{\circ}C$)

Parámetros de riego

AMIR	lámina de riego aplicado en cada riego (mm)
CONCI	concentración en agua de riego ($masa/m^3$)
IRRDAY	día de riego / día de aplicación de plaguicida. Calendario juliano
IRREND	tiempo de finalización riego (h)
IRRSTART	tiempo inicio riego (h)
NIRR	cantidad de riegos (-)
ZFINT	fracción de riego interceptada por copas (-)

Anexo A

Parámetros físicos e hidráulicos

ALPHA	alfa de van Genuchten (1/cm)
ASCALE	longitud difusión efectiva (mm)
CTEN	tensión de agua en el suelo en el límite entre macroporos y microporos (cm)
GAMMA	densidad aparente del suelo (g/cm ³)
KSATMIN	conductividad hidráulica saturada (mm/h)
KSM	conductividad hidráulica en el punto límite XMPOR. Conductividad en microporos (mm/h)
N	n de van Genuchten (-).
RESID	contenido de agua residual (cuando la conductividad hidráulica es despreciable) (%)
STONE	contenido de piedras en el perfil (%)
TPORV	contenido de agua en el suelo saturado. Porosidad total – aire atrapado en saturación (%)
TRAP_AIR	aire atrapado en el suelo (%)
WILT	contenido de humedad en punto de marchitez permanente -1500 kPa (%)
XMPOR	contenido de agua condición de borde entre macroporos y microporos (%)
ZA	exponente de función potencial de conductividad hidráulica en macroporos (-)
ZM	factor de tortuosidad en microporos (-)
ZN	factor de tortuosidad/distribución de tamaños de poros en macroporos. Exponente cinemático n*(-)
ZP	tasa de contracción (-)

Parámetros de sitio

ALBEDO	albedo (-)
ANNAMP	amplitud promedio anual de temperatura (°C)
ANNTAV	temperatura anual promedio (°C)
LAYERD	profundidad de drenaje secundario (m)
PHI	latitud del sitio
RAINCO	coeficiente de corrección por lluvia (-)
RINTEN	Intensidad de precipitación característica para la zona (mm hr-1)
SNOWCO	factor de corrección por nieve (-)
SNOWMF	factor para tasa de deshielo (mm/°C/día)
RGWFLOW	tiempo de residencia para flujo subterráneo regional (días)

SPACE	espaciamiento drenes (m)
ZMET	altura de medición de la velocidad del viento sobre la superficie del suelo (m)

Parámetros de transporte de soluto en cada horizonte

AEXC	volumen de agua excluido para el transporte solutos en los microporos debido a exclusión aniónica (%)
CONC	soluto en lluvia (masa/m ³)
DIFF	coeficiente de difusión en agua libre (m ² /s)
DV	dispersividad (cm)
FSTAR	factor de concentración de soluto tomado por el cultivo en la transpiración (-)
ZMIX	profundidad de mezcla completa (mm)

Parámetros geoquímicos plaguicida

CANDEG	tasa de degradación en el dosel (d ⁻¹)
DEGMAL	coeficiente de degradación en macroporos, fase líquida.(d ⁻¹)
DEGMAS	coeficiente de degradación en macroporos, fase sólida.(d ⁻¹)
DEGMIL	coeficiente de degradación en microporos, fase líquida.(d ⁻¹)
DEGMIS	coeficiente de degradación en microporos, fase sólida.(d ⁻¹)
EXPB	exponente en la función de respuesta de degradación en agua (-)
FCONVERT	fracción de compuesto degradado a metabolito (-)
FEXT	coeficiente de escurrimiento de lavado del dosel (mm ⁻¹)
FRAC_KIN	fracción de sitios de sorción para sorción cinética (-)
FRACMAC	fracción de sorción en macroporos (-)
FREUND	exponente de Freundlich isoterma de sorción (-)
SORP_RATE	tasa de sorción cinética (1/día)
TREF	temperatura de referencia para la tasa de degradación especificada (°C)
TRESP	exponente en la función de respuesta de temperatura (°K ⁻¹)
ZKD	coeficiente de distribución de sorción. K_f de la ecuación de Freundlich (cm ³ /g)

ANEXO B: FORMATO DE DATOS DE ENTRADA AL MODELO

Formato de los archivos con datos de entrada al modelo

Los archivos deben ser de tipo ASCII con extensión .txt, en columnas separadas por tabulaciones y sin encabezados. El modelo lo convierte de formato .txt a formato .bin.

Son dos los archivos utilizados, uno con datos de precipitación y otro con datos meteorológicos necesarios para la estimación de la evapotranspiración.

1. Archivo de Precipitación (precipit.txt)

Fecha	Precipitación (mm/día)
20080101	0
20080102	0
20080103	0
20080104	0
20080105	0
20080106	0
20080107	0
.....

2. Archivo de meteorología (meteo.txt)

Fecha	Temperatura máxima °C	Temperatura mínima °C	Radiación neta W/m ²	Velocidad viento m/s	Presión de vapor kPa
20080101	27.60	15.20	750.00	2.58	1.57
20080102	32.20	11.10	756.00	1.17	1.92
20080103	33.80	12.70	674.00	0.94	2.07
20080104	35.80	20.60	671.00	2.47	1.67
20080105	29.30	18.00	669.00	3.00	1.41
20080106	26.90	14.90	724.00	2.69	1.23
20080107	29.40	15.30	732.00	1.11	1.61
.....

ANEXO C: CURVA TENSIÓN – HUMEDAD DE LOS SUELOS

Tabla C.1. Datos tensión - humedad del suelo en el perfil de la parcela 98.

Horizonte	A	B	C1	C2
Textura	franca	franco arenosa	franco arenosa	franca
Succión matriz (kPa)	Contenido de humedad (%)			
5	34.3	29.9	30.4	34.6
10	29.8	23.9	23.9	32.1
30	23.5	20.1	19.6	24.3
100	19.9	16.3	15.7	17.5
500	14.3	12.1	12.2	12.6
1500	11.6	8.5	8.5	8.1

Tabla C.2. Datos tensión humedad del suelo en el perfil de la parcela 100.

Horizonte	A	Bw	C1	C2
Textura	franca	franca limosa	franca limosa	franca arcillo limosa
Succión matriz (kPa)	Contenido de humedad (%)			
5	41.1	35.9	40.0	42.7
10	36.6	32.9	37.1	39.8
30	29.7	26.4	31.7	35.7
100	22.8	19.3	24.2	27.3
500	17.5	14.6	19.3	17.4
1500	14.6	10.2	14.7	12.0

Tabla C.3. Datos tensión - humedad del suelo en el perfil de la parcela 149.

Horizonte	A	B	C1
Textura	franca	franca	franca limosa
Succión matriz (kPa)	Contenido de humedad (%)		
5	37.3	33.8	35.2
10	29.8	30.8	33.6
30	26.6	25.0	31.6
100	19.8	18.6	21.7
500	15.5	14.9	12.9
1500	12.5	10.8	8.7

Anexo C

Tabla C.4. Datos tensión - humedad del suelo en el perfil de la parcela 497.

Horizonte	A	B w	C1	C2
Textura	franca arcillosa	franca arcillosa	franca limosa	franca limosa
Succión matriz (kPa)	Contenido de humedad (%)			
5	49.2	50.0	44.9	46.6
10	43.0	44.8	41.9	42.7
30	35.8	36.5	34.9	36.3
100	27.8	26.6	26.8	25.6
500	22.4	20.9	20.2	13.9
1500	19.9	18.1	17.7	13.4

ANEXO D: CALENDARIO DE RIEGO

Tabla D.1. Calendario de riego en suelo Tipo 1 y Tipo 2, introducido al modelo mediante los parámetros IRRIGNO, IRRDAY y AMIR.

Parámetro	Tipo 1			Tipo 2		
	IRRIGNO	IRRDAY	AMIR	IRRIGNO	IRRDAY	AMIR
	1	6	120	1	14	100
	2	20	100	2	28	100
	3	55	120	3	42	120
	4	90	110	4	70	100
	5	220	100	5	250	90
	6	240	0.1	6	251	0.1
	7	263	100	7	278	100
	8	291	100	8	292	100
	9	294	0.2	9	298	0.2
	10	304	100	10	306	100
	11	318	120	11	320	100
	12	332	100	12	334	100
	13	335	0.2	13	338	0.2
	14	346	100	14	348	120
	15	357	0.2	15	355	0.2
	16	360	100	16	362	120
	1	8	100	1	11	100
	2	22	110	2	25	98
	3	50	100	3	39	100
	4	64	110	4	67	100
	5	92	100	5	81	100
	6	218	100	6	252	100
	7	240	0.1	7	266	120
	8	246	100	8	272	0.1
	9	274	100	9	280	100
	10	302	110	10	294	100
	11	305	0.2	11	300	0.2
	12	316	100	12	308	100
	13	323	0.2	13	320	0.2
	14	330	100	14	322	100
	15	344	100	15	336	100
	16	350	0.2	16	345	0.2

Anexo D

Parámetro	Tipo 1			Tipo 2		
	IRRIGNO	IRRDAY	AMIR	IRRIGNO	IRRDAY	AMIR
	17	358	100	17	350	100
	1	7	100	1	12	100
	2	21	100	2	26	100
	3	35	100	3	40	100
	4	49	100	4	54	100
	5	63	100	5	68	100
	6	91	100	6	96	100
	7	225	100	7	242	100
	8	239	100	8	256	100
	9	253	100	9	270	100
	10	281	100	10	284	100
	11	290	0.2	11	295	0.2
	12	295	100	12	298	100
	13	312	0.2	13	307	0.2
	14	323	100	14	326	100
	15	332	0.2	15	330	0.2
	16	337	100	16	340	90
	17	351	100	17	358	100
	1	14	100	1	7	100
	2	28	100	2	21	100
	3	42	100	3	35	100
	4	70	100	4	63	100
	5	98	100	5	91	100
	6	222	100	6	240	100
	7	250	100	7	254	100
	8	264	100	8	282	100
	9	278	100	9	293	0.1
	10	295	0.1	10	296	100
	11	306	100	11	310	100
	12	312	0.1	12	315	0.1
	13	320	100	13	324	100
	14	334	100	14	332	0.1
	15	337	0.1	15	338	100
	16	348	100	16	352	100
	17	362	120	1	15	100
	1	11	100	2	29	100

Parámetro	Tipo 1			Tipo 2		
	IRRIGNO	IRRDAY	AMIR	IRRIGNO	IRRDAY	AMIR
	2	25	100	3	43	100
	3	39	100	4	57	100
	4	67	100	5	85	100
	5	95	100	6	247	100
	6	221	100	7	261	100
	7	249	90	8	275	90
	8	277	100	9	289	90
	9	291	90	10	303	100
	10	300	0.1	11	307	0.1
	11	305	90	12	317	100
	12	319	100	13	328	0.1
	13	328	0.1	14	331	100
	14	333	100	15	345	100
	15	347	90	16	346	0.1
	16	349	0.1	17	359	100
	17	361	90	1	3	0.1
	1	7	0.1	2	6	100
	2	10	100	3	20	100
	3	24	100	4	34	100
	4	38	100	5	48	100
	5	52	100	6	62	100
	6	66	100	7	90	100
	7	94	100	8	243	100
	8	223	100	9	271	100
	9	251	90	10	285	100
	10	279	100	11	299	100
	11	293	90	12	327	100
	12	307	100	13	341	100
	13	321	100	14	355	100
	14	349	120	1	4	100
	1	12	100	2	18	100
	2	26	120	3	32	100
	3	40	100	4	60	100
	4	68	100	5	88	100
	5	96	100			
número de riegos			103			102

Anexo D

Parámetro	Tipo 1			Tipo 2		
	IRRIGNO	IRRDAY	AMIR	IRRIGNO	IRRDAY	AMIR
lámina mínima		mm	0.1			0.1
lámina máxima		mm	120.0			120.0
lámina promedio		mm	83.4			82.6
total riego período		mm	8592.7			8440.6

Nota: los valores de lámina (0.1 y 0.2 mm) corresponden a aplicaciones de plaguicida (en ambos casos metil azinfos).

ANEXO E: CALENDARIO DE APLICACIÓN DE PLAGUICIDAS

Tabla E.1. Calendario de fumigaciones en suelo Tipo 1, introducido al modelo mediante el parámetro IRRDAY (día de aplicación calendario juliano).

Suelo Tipo 1	metil azinfos			clorpirifós		
	fecha	IRRDAY	dosis	fecha	IRRDAY	dosis
	27-ago-08	240	22.00	15-abr-08	106	40.00
	20-oct-08	294	70.00	25-oct-08	299	90.00
	30-nov-08	335	70.00	05-dic-08	340	90.00
	22-dic-08	357	70.00	22-dic-08	357	90.00
	27-ago-09	240	22.00	15-feb-09	46	90.00
	31-oct-09	305	70.00	14-abr-09	105	20.00
	20-nov-09	323	70.00	05-nov-09	310	90.00
	15-dic-09	350	70.00	15-dic-09	350	90.00
	16-oct-10	290	70.00	15-feb-10	46	90.00
	07-nov-10	312	70.00	14-abr-10	105	40.00
	27-nov-10	332	70.00	15-nov-10	320	90.00
	21-oct-11	295	10.00	14-dic-10	349	90.00
	07-nov-11	312	10.00	13-mar-11	73	90.00
	02-dic-11	337	10.00	13-abr-11	104	40.00
	26-oct-12	300	10.00	11-sep-11	255	76.00
	23-nov-12	328	10.00	21-nov-11	326	90.00
	07-ene-13	7	10.00	17-feb-12	48	90.00
				16-abr-12	107	40.00
				09-nov-12	314	90.00
				23-dic-12	358	90.00
				28-feb-13	60	90.00
				17-abr-13	108	40.00
				16-sep-13	260	90.00
				29-oct-13	303	80.00
				30-dic-13	364	90.00
				22-feb-14	53	90.00
número de aplicaciones			17			26
dosis mínima		mg/m ²	10.00			20.00
dosis máxima		mg/m ²	70.00			90.00
dosis promedio		mg/m ²	43.18			76.24
total aplicado		mg/m ²	734.00			1996.00

Anexo E

Tabla E.2. Calendario de fumigaciones en suelo Tipo 2, introducido al modelo mediante el parámetro IRRDAY (día de aplicación calendario juliano).

Suelo Tipo2	metil azinfos			clorpirifós		
	fecha	IRRDAY	dosis	fecha	IRRDAY	dosis
	07-sep-08	251	35.00	10-abr-08	100	70.00
	24-oct-08	298	70.00	24-oct-08	298	90.00
	04-dic-08	338	70.00	03-dic-08	338	70.00
	29-sep-09	272	19.80	20-dic-08	355	90.00
	26-oct-09	300	70.00	17-feb-09	48	45.00
	10-dic-09	345	70.00	12-abr-09	103	40.00
	12-sep-10	256	4.00	13-nov-09	318	90.00
	22-oct-10	295	70.00	10-dic-09	345	90.00
	25-nov-10	330	70.00	09-feb-10	40	7.00
	20-oct-11	293	10.00	11-abr-10	102	20.00
	10-nov-11	315	20.00	12-nov-10	317	90.00
	27-nov-11	332	10.00	30-nov-10	334	90.00
	02-nov-12	307	10.00	14-feb-11	45	90.00
				13-abr-11	104	20.00
				14-sep-11	258	70.00
				23-nov-11	328	90.00
				15-abr-12	106	90.00
				06-nov-12	311	90.00
				15-dic-12	350	90.00
				25-feb-13	56	90.00
				17-abr-13	108	20.00
				16-sep-13	260	90.00
				01-dic-13	336	90.00
				19-feb-14	50	90.00
número de aplicaciones			13			23
dosis mínima		mg/m ²	4.00			7.00
dosis máxima		mg/m ²	70.00			90.00
dosis promedio		mg/m ²	40.68			71.33
total aplicado período		mg/m ²	528.80			1712.00

**ANEXO F: PARÁMETROS CALIBRADOS SUELOS
TIPO 1 Y TIPO 2**

Parámetros calibrados suelo TIPO 1 – metil azinfos				Parámetros calibrados suelo TIPO 2 – metil azinfos			
NUMERICAL LAYERS		60		NUMERICAL LAYERS		60	
GENERAL PARAMETERS				GENERAL PARAMETERS			
RUNID	85			RUNID	95		
NUMERICAL LAYERS		60		NUMERICAL LAYERS		60	
NHORIZON		4		NHORIZON		4	
NLAYER	60			NLAYER	60		
*****				*****			
PHYSICAL PARAMETERS				PHYSICAL PARAMETERS			
NHORIZONS		4		NHORIZONS		4	
ALPHA	1	0.07		ALPHA	1	0.018	
ALPHA	2	0.05		ALPHA	2	0.01	
ALPHA	3	0.05		ALPHA	3	0.008	
ALPHA	4	0.01		ALPHA	4	0.007	
ASCALE	1	20		ASCALE	1	20	
ASCALE	2	10		ASCALE	2	30	
ASCALE	3	10		ASCALE	3	10	
ASCALE	4	10		ASCALE	4	10	
CTEN	1	18		CTEN	1	40	
CTEN	2	18		CTEN	2	30	
CTEN	3	25		CTEN	3	12	
CTEN	4	25		CTEN	4	15	
GAMMA	1	1.35		GAMMA	1	1.2	
GAMMA	2	1.3		GAMMA	2	1.26	
GAMMA	3	1.25		GAMMA	3	1.21	
GAMMA	4	1.25		GAMMA	4	1.5	
KSATMIN	1	120.12		KSATMIN	1	53.5	
KSATMIN	2	80.14		KSATMIN	2	67.41	
KSATMIN	3	80.04		KSATMIN	3	115.85	
KSATMIN	4	80.96		KSATMIN	4	15.26	
KSM	1	4		KSM	1	4	
KSM	2	1		KSM	2	3	
KSM	3	2		KSM	3	6	
KSM	4	3		KSM	4	4	
N	1	1.23		N	1	1.131	
N	2	1.21		N	2	1.2	
N	3	1.24		N	3	1.14	
N	4	1.26		N	4	1.18	
RESID	1	3		RESID	1	0	
RESID	2	3		RESID	2	0	
RESID	3	3		RESID	3	0	
RESID	4	3		RESID	4	0	
STONE	1	0		STONE	1	0	
STONE	2	0		STONE	2	0	
STONE	3	0		STONE	3	0	

Anexo F

STONE	4	0	STONE	4	0
TPORV	1	48.89	TPORV	1	52.78
TPORV	2	42.22	TPORV	2	51.09
TPORV	3	44.12	TPORV	3	52.9
TPORV	4	44.12	TPORV	4	42.53
TRAPAIR	1	0	TRAPAIR	1	0
TRAPAIR	2	0	TRAPAIR	2	0
TRAPAIR	3	0	TRAPAIR	3	0
TRAPAIR	4	0	TRAPAIR	4	0
WILT	1	6	WILT	1	16
WILT	2	4	WILT	2	15
WILT	3	4	WILT	3	12
WILT	4	4	WILT	4	9
XMPOR	1	43.34	XMPOR	1	48.67
XMPOR	2	37.01	XMPOR	2	48.18
XMPOR	3	40.11	XMPOR	3	48.93
XMPOR	4	40.11	XMPOR	4	40.91
ZA	1	1	ZA	1	1
ZA	2	1	ZA	2	1
ZA	3	1	ZA	3	1
ZA	4	1	ZA	4	1
ZM	1	0.5	ZM	1	0.5
ZM	2	0.5	ZM	2	0.5
ZM	3	0.5	ZM	3	0.5
ZM	4	0.5	ZM	4	0.5
ZN	1	4	ZN	1	2
ZN	2	4	ZN	2	2
ZN	3	4	ZN	3	2
ZN	4	4	ZN	4	2
ZP	1	1	ZP	1	1
ZP	2	1	ZP	2	1
ZP	3	1	ZP	3	1
ZP	4	1	ZP	4	1
*****			*****		
PROPERTIES			PROPERTIES		
NHORIZONS		4	NHORIZONS		4
CLAY	1	22	CLAY	1	36.4
CLAY	2	22	CLAY	2	26.7
CLAY	3	25	CLAY	3	14.6
CLAY	4	26	CLAY	4	19.4
HTICK	1	15	HTICK	1	15
HTICK	2	22	HTICK	2	17
HTICK	3	23	HTICK	3	38
HTICK	4	140	HTICK	4	180
NLAYER	1	4	NLAYER	1	3
NLAYER	2	6	NLAYER	2	4
NLAYER	3	7	NLAYER	3	9
NLAYER	4	43	NLAYER	4	44
ORGC	1	2	ORGC	1	2.03

ORGC	2	0.8	ORGC	2	0.39
ORGC	3	0.9	ORGC	3	0.28
ORGC	4	0.9	ORGC	4	0.41
THICKNESS	1	15	THICKNESS	1	15
THICKNESS	2	22	THICKNESS	2	17
THICKNESS	3	23	THICKNESS	3	38
THICKNESS	4	140	THICKNESS	4	180

OPTIONS			OPTIONS		
AVERAGET	1		AVERAGET	1	
AVERAGEX	2		AVERAGEX	2	
BOUNDARY	3		BOUNDARY	3	
CHAPAR	1		CHAPAR	1	
CROP	3		CROP	3	
CRUST	0		CRUST	0	
DEGKIN	1		DEGKIN	1	
DRIVING	0		DRIVING	0	
EVAPORATE	2		EVAPORATE	2	
INITIAL	1		INITIAL	1	
IRRIGATE	1		IRRIGATE	1	
KINETIC	1		KINETIC	1	
MASSUNITS	2		MASSUNITS	2	
METABOLITE	0		METABOLITE	0	
RAINFALL1			RAINFALL1		
SOLUTE	2		SOLUTE	2	
TEMPINI	0		TEMPINI	0	
TILEDRAIN	2		TILEDRAIN	2	
VARTENSION	0		VARTENSION	0	

SOLUTE PARAMETERS			SOLUTE PARAMETERS		
CANDEG	0.2		CANDEG	0.2	
CONC	0		CONC	0	
DIFF	4.6E-10		DIFF	4.6E-10	
DV	2		DV	5	
EXPB	0.2		EXPB	0.2	
FCONVERT	0.2		FCONVERT	0.2	
FEXT	0.01		FEXT	0.01	
FRACEQ	0.8		FRACEQ	0.8	
FRACK	0.1		FRACK	0.1	
FRACMAC	0.02		FRACMAC	0.02	
FSTAR	0		FSTAR	0	
PF1	2		PF1	2	
PF2	3		PF2	3	
SORPRATE	0.4		SORPRATE	0.5	
TREF	20		TREF	20	
TRESP	0.08		TRESP	0.08	
KOC	0		KOC	0	
ZMIX	1		ZMIX	1	
NHORIZONS	4		NHORIZONS	4	

Anexo F

AEXC	1	5	AEXC	1	5
AEXC	2	5	AEXC	2	5
AEXC	3	5	AEXC	3	5
AEXC	4	5	AEXC	4	5
DEGMAL	1	0.02	DEGMAL	1	0.0138
DEGMAL	2	0.01	DEGMAL	2	0.0116
DEGMAL	3	0.006	DEGMAL	3	0.0069
DEGMAL	4	0.0006	DEGMAL	4	0.0069
DEGMAS	1	0.048	DEGMAS	1	0.069
DEGMAS	2	0.024	DEGMAS	2	0.058
DEGMAS	3	0.0144	DEGMAS	3	0.034
DEGMAS	4	0.0014	DEGMAS	4	0.034
DEGMIL	1	0.02	DEGMIL	1	0.0138
DEGMIL	2	0.01	DEGMIL	2	0.0116
DEGMIL	3	0.006	DEGMIL	3	0.0069
DEGMIL	4	0.0006	DEGMIL	4	0.0069
DEGMIS	1	0.048	DEGMIS	1	0.069
DEGMIS	2	0.024	DEGMIS	2	0.058
DEGMIS	3	0.0144	DEGMIS	3	0.034
DEGMIS	4	0.0014	DEGMIS	4	0.034
FREUND	1	1	FREUND	1	1
FREUND	2	1	FREUND	2	1
FREUND	3	1	FREUND	3	1
FREUND	4	1	FREUND	4	1
ZKD	1	16	ZKD	1	16.24
ZKD	2	6.4	ZKD	2	3.12
ZKD	3	7.2	ZKD	3	2.24
ZKD	4	7.2	ZKD	4	3.28
*****			*****		
CROP PARAMETERS			CROP PARAMETERS		
NCROPS	1		NCROPS	1	
ATTEN	1	0.7	ATTEN	1	0.7
BETA	1	0.2	BETA	1	0.2
CANCAP	1	2	CANCAP	1	2
CFORM	1	2	CFORM	1	2
CRITAIR	1	5	CRITAIR	1	5
DFORM	1	0.7	DFORM	1	0.7
FAWC	1	0.8	FAWC	1	0.8
HCROP	1	3	HCROP	1	3
HMAX	1	0.8	HMAX	1	0.8
IDMAX	1	180	IDMAX	1	180
IDMAX2	1	0	IDMAX2	1	0
IDSTART	1	120	IDSTART	1	120
IDSTART21		0	IDSTART21		0
IHARV	1	240	IHARV	1	240
IHARV2	1	0	IHARV2	1	0
LAIC	1	4	LAIC	1	4
LAIHAR	1	1	LAIHAR	1	1
LAIMAX	1	5	LAIMAX	1	5

LAIMIN	1	0.01	LAIMIN	1	0.01
NCROP	1	1	NCROP	1	1
RI50	1	55	RI50	1	55
ROOTDEP	1	1	ROOTDEP	1	1
ROOTINIT	1	0.01	ROOTINIT	1	0.01
ROOTMAX	1	1	ROOTMAX	1	1
RPIN	1	60	RPIN	1	60
RSMIN	1	80	RSMIN	1	80
RSURF	1	250	RSURF	1	250
WATEN	1	104.1028	WATEN	1	252.5333
VPD50	1	100	VPD50	1	100
ZALP	1	1	ZALP	1	1
ZDATEMIN	1	121	ZDATEMIN	1	121
ZDATEMIN2	1	0	ZDATEMIN2	1	0
ZHMIN	1	0.01	ZHMIN	1	0.01
*****			*****		
SITE PARAMETERS			SITE PARAMETERS		
ALBEDO	0.35		ALBEDO	0.35	
ANNAMP	16.9		ANNAMP	16.9	
ANNTAV	14.3		ANNTAV	14.3	
DRAINDEP	1		DRAINDEP	1	
DWRL	4		DWRL	4	
LAYERD	2		LAYERD	2	
PHI	-38.85		PHI	-38.85	
RAINCO	1		RAINCO	1	
RGWFLOW	1		RGWFLOW	1	
RINTEN	2		RINTEN	2	
SNOWCO1			SNOWCO1		
SNOWMF	4.5		SNOWMF	4.5	
SPACE	10		SPACE	10	
ZMET	2		ZMET	10	
*****			*****		
BOUNDARY AND INITIAL CONDITIONS			BOUNDARY AND INITIAL CONDITIONS		
AREA	1		AREA	5	
BGRAD	0.0001		BGRAD	0.0001	
BOTEN	0		BOTEN	0	
CONCIN	0		CONCIN	0	
CONSTSTA	100		CONSTSTA	100	
GWFLUX	0.0005		GWFLUX	0.0005	
IASCALE	20		IASCALE	20	
SOLINIT	1	10	SOLINIT	1	6
SOLINIT	2	10	SOLINIT	2	6
SOLINIT	3	10	SOLINIT	3	6
SOLINIT	4	10	SOLINIT	4	1
SOLINIT	5	3	SOLINIT	5	1
SOLINIT	6	3	SOLINIT	6	1
SOLINIT	7	3	SOLINIT	7	1
SOLINIT	8	3	SOLINIT	8	0.4
SOLINIT	9	3	SOLINIT	9	0.4

Anexo F

SOLINIT 10	3	SOLINIT 10	0.4
SOLINIT 11	1	SOLINIT 11	0.4
SOLINIT 12	1	SOLINIT 12	0.4
SOLINIT 13	1	SOLINIT 13	0.4
SOLINIT 14	1	SOLINIT 14	0.4
SOLINIT 15	1	SOLINIT 15	0.4
SOLINIT 16	1	SOLINIT 16	0.4
SOLINIT 17	1	SOLINIT 17	0.2
SOLINIT 18	0.6	SOLINIT 18	0.2
SOLINIT 19	0.6	SOLINIT 19	0.2
.....		
SOLINIT 58	0.6	SOLINIT 58	0.2
SOLINIT 59	0.6	SOLINIT 59	0.2
SOLINIT 60	0.6	SOLINIT 60	0.2
TEMPINI 1	15	TEMPINI 1	15
TEMPINI 2	15	TEMPINI 2	15
TEMPINI 3	15	TEMPINI 3	15
.....		
TEMPINI 59	15	TEMPINI 59	15
TEMPINI 60	15	TEMPINI 60	15
THETAINI 1	45	THETAINI 1	45
THETAINI 2	45	THETAINI 2	45
THETAINI 3	45	THETAINI 3	45
.....		
THETAINI 59	45	THETAINI 59	45
THETAINI 60	45	THETAINI 60	45

ANEXO G: ANÁLISIS DE SENSIBILIDAD

Tabla G.1. Análisis de sensibilidad del modelo a la lixiviación de metil azinfos al acuífero en suelo Tipo 1.

PARAMETRO	Un.	Horiz.	Valor calib.	Valor nuevo	Variación parámetro	Lixiv. simul.	Variación lixiviado	ROV	MAROV
ALPHA	1/cm	A	0.070	0.103	47.143	0.399	-12.422	-0.264	0.264
		B	0.050	0.080	59.200	0.399	-12.422	-0.210	0.210
		C1	0.050	0.006	-88.000	0.399	-12.422	0.141	0.141
		C2	0.010	0.019	91.000	0.399	-12.422	-0.137	0.137
ASCALE	mm	A	20.000	40.000	100.000	0.441	-3.219	-0.032	0.032
		B	10.000	20.000	100.000	0.441	-3.219	-0.032	0.032
		C1	10.000	20.000	100.000	0.441	-3.219	-0.032	0.032
		C2	10.000	20.000	100.000	0.441	-3.219	-0.032	0.032
CTEN	cm	A	18.000	6.000	-66.667	0.462	1.394	-0.021	0.021
		B	18.000	10.000	-44.444	0.462	1.394	-0.031	0.031
		C1	25.000	10.000	-60.000	0.462	1.394	-0.023	0.023
		C2	25.000	12.000	-52.000	0.462	1.394	-0.027	0.027
GAMMA	g/cm ³	A	1.350	1.410	4.444	0.458	0.647	0.146	0.146
		B	1.300	1.690	30.000	0.458	0.647	0.022	0.022
		C1	1.250	1.600	28.000	0.458	0.647	0.023	0.023
		C2	1.250	1.580	26.400	0.458	0.647	0.025	0.025
KSATMIN	mm/h	A	120.120	44.000	-63.370	0.435	-4.405	0.070	0.070
		B	80.140	30.000	-62.566	0.435	-4.405	0.070	0.070
		C1	80.040	30.000	-62.519	0.435	-4.405	0.070	0.070
		C2	79.960	10.000	-87.494	0.435	-4.405	0.050	0.050
KSM	mm/h	A	4.000	1.000	-75.000	1.099	141.316	-1.884	1.884
		B	1.000	0.100	-90.000	1.099	141.316	-1.570	1.570
		C1	2.000	0.100	-95.000	1.099	141.316	-1.488	1.488
		C2	3.000	0.100	-96.667	1.099	141.316	-1.462	1.462
N	-	A	1.230	2.460	100.000	0.428	-6.052	-0.061	0.061
		B	1.210	2.420	100.000	0.428	-6.052	-0.061	0.061
		C1	1.240	2.480	100.000	0.428	-6.052	-0.061	0.061
		C2	1.260	2.520	100.000	0.428	-6.052	-0.061	0.061
RESID	%	Todos	3.000	1.500	-50.000	0.443	-2.626	0.053	0.053
STONE	%	Todos	0.000	2.000	200.000	0.455	0.010	0.000	0.000
TPORV	%	A	48.890	51.780	5.911	0.520	14.288	2.417	2.417
		B	42.220	44.070	4.382	0.520	14.288	3.261	3.261

Anexo G

PARAMETRO	Un.	Horiz.	Valor calib.	Valor nuevo	Variación parámetro	Lixiv. simul.	Variación lixiviado	ROV	MAROV
		C1	44.120	47.090	6.732	0.520	14.288	2.123	2.123
		C2	44.120	47.530	7.729	0.520	14.288	1.849	1.849
TRAP_AIR	%	Todos	0.000	2.000	200.000	0.386	-15.146	-0.076	0.076
WILT	%	A	6.000	2.900	-51.667	0.455	0.010	0.000	0.000
		B	4.000	0.100	-97.500	0.455	0.010	0.000	0.000
		C1	4.000	0.100	-97.500	0.455	0.010	0.000	0.000
		C2	4.000	0.100	-97.500	0.455	0.010	0.000	0.000
XMPOR	%	A	43.340	40.000	-7.707	0.523	14.947	-1.940	1.940
		B	37.010	34.000	-8.133	0.523	14.947	-1.838	1.838
		C1	40.110	37.000	-7.754	0.523	14.947	-1.928	1.928
		C2	40.110	37.000	-7.754	0.523	14.947	-1.928	1.928
ZA	-	Todos	1.000	1.100	10.000	0.455	0.010	0.001	0.001
ZM	-	Todos	0.500	0.600	20.000	0.456	0.098	0.005	0.005
ZN	-	Todos	4.000	12.000	200.000	0.439	-3.658	-0.018	0.018
ZP	-	Todos	1.000	0.000	-100.000	0.455	-0.012	0.000	0.000
CANDEG	d ⁻¹	Todos	0.200	0.100	-50.000	0.455	-0.012	0.000	0.000
DEGMAL = DEGMIL	d ⁻¹	A	0.020	0.008	-61.000	0.645	41.745	-0.684	0.684
		B	0.010	0.004	-61.000	0.645	41.745	-0.684	0.684
		C1	0.006	0.002	-61.000	0.645	41.745	-0.684	0.684
		C2	0.001	0.000	-61.000	0.645	41.745	-0.684	0.684
DEGMAS = DEGMIS	d ⁻¹	A	0.048	0.022	-54.167	0.645	41.745	-0.771	0.771
		B	0.024	0.011	-54.167	0.645	41.745	-0.771	0.771
		C1	0.014	0.007	-54.167	0.645	41.745	-0.771	0.771
		C2	0.001	0.001	-52.857	0.645	41.745	-0.790	0.790
EXPB	-	Todos	0.200	0.700	250.000	0.457	0.450	0.002	0.002
FEXT	mm ⁻¹	Todos	0.010	0.000	-100.000	0.455	0.010	0.000	0.000
FRAC_KIN	-	Todos	0.800	0.900	12.500	0.306	-32.829	-2.626	2.626
FRACMAC	-	Todos	0.020	0.040	100.000	0.484	6.293	0.063	0.063
FREUND	-	Todos	1.000	0.900	-10.000	0.424	-6.953	0.695	0.695
SORP_RATE	d ⁻¹	Todos	0.400	0.500	25.000	0.455	-0.012	0.000	0.000
ZKD	ml/g = cm ³ /g	A	16.000	8.500	-46.875	0.528	15.892	-0.339	0.339
		B	6.400	3.400	-46.875	0.528	15.892	-0.339	0.339
		C1	7.200	3.825	-46.875	0.528	15.892	-0.339	0.339
		C2	7.200	3.825	-46.875	0.528	15.892	-0.339	0.339
AEXC	%	Todos	5.000	0.000	-100.000	0.464	1.899	-0.019	0.019

PARAMETRO	Un.	Horiz.	Valor calib.	Valor nuevo	Variación parámetro	Lixiv. simul.	Variación lixiviado	ROV	MAROV
DIFF	m ² /s	Todos	0.000	0.000	100.000	0.455	-0.078	-0.001	0.001
DV	cm	Todos	2.000	3.000	50.000	0.455	-0.078	-0.002	0.002
FSTAR	-	Todos	0.000	0.500	200.000	0.455	-0.078	0.000	0.000
ZMIX	mm	Todos	1.000	0.100	-90.000	0.456	0.098	-0.001	0.001
AMIR *	mm		100.000	143.000	43.000	4.160	813.69	18.92	18.923
			120.000	172.000	43.333	4.160	813.69	18.77	18.777
			90.000	129.00	43.333	4.160	813.69	18.70	18.777
			150.000	215.00	43.333	4.160	813.69	18.70	18.777
CONCI *			350000	455000	30.000	0.456	0.120	0.004	0.004
			175000	227500	30.000	0.456	0.120	0.004	0.004

Tabla G.2. Análisis de sensibilidad del modelo a la lixiviación de metil zifos al acuífero en suelo Tipo 2.

PARAMETRO	Un.	Horiz.	Valor calib.	Valor nuevo	Variación parámetro	Lixiv. simul.	Variación lixiviado	ROV	MAROV
ALPHA	1/cm	A	0.02	0.008	-55.556	0.063	429.619	-7.733	7.733
		B	0.01	0.007	-33.000	0.063	429.619	-13.019	13.019
		C1	0.01	0.006	-31.250	0.063	429.619	-13.748	13.748
		C2	0.01	0.004	-41.429	0.063	429.619	-10.370	10.370
ASCALE	mm	A	20.00	40.000	100.000	0.019	59.646	0.596	0.596
		B	30.00	60.000	100.000	0.019	59.646	0.596	0.596
		C1	10.00	20.000	100.000	0.019	59.646	0.596	0.596
		C2	10.00	20.000	100.000	0.019	59.646	0.596	0.596
CTEN	cm	A	20.00	12.000	-40.000	0.014	15.722	-0.393	0.393
		B	30.00	11.000	-63.333	0.014	15.722	-0.248	0.248
		C1	10.00	10.000	0.000	0.014	15.722		
		C2	10.00	10.000	0.000	0.014	15.722		
GAMMA	g/cm ³	A	1.20	1.400	16.667	0.010	-16.520	-0.991	0.991
		B	1.26	1.430	13.492	0.010	-16.520	-1.224	1.224
		C1	1.21	1.500	23.967	0.010	-16.520	-0.689	0.689
		C2	1.50	1.600	6.667	0.010	-16.520	-2.478	2.478
KSATMIN	mm/h	A	53.50	20.000	-62.617	0.025	111.172	-1.775	1.775
		B	67.41	24.000	-64.397	0.025	111.172	-1.726	1.726
		C1	115.87	30.000	-74.109	0.025	111.172	-1.500	1.500
		C2	15.26	10.000	-34.469	0.025	111.172	-3.225	3.225

Anexo G

PARAMETRO	Un.	Horiz.	Valor calib.	Valor nuevo	Variación parámetro	Lixiv. simul.	Variación lixiviado	ROV	MAROV
KSM	mm/h	A	4.00	0.150	-96.250	0.402	3293.109	-34.214	34.214
		B	3.00	0.150	-95.000	0.402	3293.109	-34.664	34.664
		C1	6.00	0.300	-95.000	0.402	3293.109	-34.664	34.664
		C2	4.00	0.300	-92.500	0.402	3293.109	-35.601	35.601
N	-	A	1.13	1.560	37.931	0.005	-56.617	-1.493	1.493
		B	1.20	1.630	35.833	0.005	-56.617	-1.580	1.580
		C1	1.14	1.560	36.842	0.005	-56.617	-1.537	1.537
		C2	1.18	1.590	34.746	0.005	-56.617	-1.629	1.629
RESID	%	Todos	0.00	3.000	200.000	0.017	43.597	0.218	0.218
STONE	%	Todos	0.00	2.000	200.000	0.012	-0.327	-0.002	0.002
TPORV	%	A	52.78	49.950	-5.362	0.018	53.733	-10.021	10.021
		B	51.09	54.640	6.949	0.018	53.733	7.733	7.733
		C1	52.90	45.440	-14.102	0.018	53.733	-3.810	3.810
		C2	42.53	46.690	9.781	0.018	53.733	5.493	5.493
TRAP_AIR	%	Todos	0.00	1.000	200.000	0.026	120.463	0.602	0.602
WILT	%	A	16.00	18.141	13.381	0.012	-0.327	-0.024	0.024
		B	15.00	16.634	10.893	0.012	-0.327	-0.030	0.030
		C1	12.00	15.330	27.750	0.012	-0.327	-0.012	0.012
		C2	9.00	0.092	-98.979	0.012	-0.327	0.003	0.003
XMPOR	%	A	48.67	45.000	-7.541	0.017	46.976	-6.230	6.230
		B	48.18	45.000	-6.600	0.017	46.976	-7.117	7.117
		C1	48.93	45.000	-8.032	0.017	46.976	-5.849	5.849
		C2	40.91	37.000	-9.558	0.017	46.976	-4.915	4.915
ZA	-	Todos	1.00	1.100	10.000	0.012	-0.327	-0.033	0.033
ZM	-	Todos	0.50	1.000	100.000	0.012	0.518	0.005	0.005
ZN	-	Todos	2.00	4.000	100.000	0.009	-23.125	-0.231	0.231
ZP	-	Todos	1.00	0.000	-100.000	0.012	-0.327	0.003	0.003
CANDEG	d ⁻¹	Todos	0.2	0.100	-50.000	0.012	-0.327	0.007	0.007
DEGMAL = DEGMIL	d ⁻¹	A	0.0138	0.008	-43.478	0.277	2239.784	-51.515	51.515
		B	0.0116	0.004	-66.379	0.277	2239.784	-33.742	33.742
		C1	0.0069	0.002	-66.087	0.277	2239.784	-33.891	33.891
		C2	0.0069	0.000	-96.609	0.277	2239.784	-23.184	23.184
DEGMAS = DEGMIS	d ⁻¹	A	0.069	0.022	-68.116	0.277	2239.784	-32.882	32.882
		B	0.058	0.011	-81.034	0.277	2239.784	-27.640	27.640
		C1	0.034	0.007	-80.588	0.277	2239.784	-27.793	27.793
		C2	0.034	0.001	-98.059	0.277	2239.784	-22.841	22.841

Anexo G

PARAMETRO	Un.	Horiz.	Valor calib.	Valor nuevo	Variación parámetro	Lixiv. simul.	Variación lixiviado	ROV	MAROV
EXPB	-	Todos	0.2	0.700	250.000	0.012	1.362	0.005	0.005
FEXT	mm ⁻¹	Todos	0.01	0.000	-100.000	0.012	-0.327	0.003	0.003
FRAC_KIN	-	Todos	0.8	0.900	12.500	0.011	-11.308	-0.905	0.905
FRACMAC	-	Todos	0.01	0.020	100.000	0.027	125.532	1.255	1.255
FREUND	-	Todos	1	0.900	-10.000	0.007	-38.828	3.883	3.883
SORP_RATE	d ⁻¹	Todos	0.4	0.500	25.000	0.012	-0.327	-0.013	0.013
ZKD	ml/g = cm ³ /g	A	16.24	8.630	-46.860	0.030	150.872	-3.220	3.220
		B	3.12	1.660	-46.795	0.030	150.872	-3.224	3.224
		C1	2.24	1.190	-46.875	0.030	150.872	-3.219	3.219
		C2	3.28	1.740	-46.951	0.030	150.872	-3.213	3.213
AEXC	%	Todos	5	0.000	-100.000	0.011	-3.706	0.037	0.037
DIFF	m ² /s	Todos	4.60E-10	0.000	100.000	0.009	-21.334	-0.213	0.213
DV	cm	Todos	5	3.000	-40.000	0.012	3.897	-0.097	0.097
FSTAR	-	Todos	0	0.500	200.000	0.012	-0.327	-0.002	0.002
ZMIX	mm	Todos	1	0.100	-90.000	0.012	3.897	-0.043	0.043
AMIR *	mm		100.00	143.000	43.000	0.744	6187.853	143.904	143.90
			120.00	172.000	43.333	0.744	6187.853	142.797	142.79
			90.00	129.000	43.333	0.744	6187.853	142.797	142.79
			150.00	215.000	43.333	0.744	6187.853	142.797	142.79
CONCI *			350000	455000	30.000	0.012	1.362	0.045	0.045
			175000	227500	30.000	0.012	1.362	0.045	0.045

Tabla G.3. Análisis de sensibilidad del modelo a la lixiviación de clorpirifós al acuífero en suelo Tipo 1.

PARAMETRO	Un.	Horiz.	Valor calib.	Valor nuevo	Variación parámetro	Lixiv. simul.	Variación lixiviado	ROV	MAROV
ALPHA	1/cm	A	0.070	0.103	47.143	0.000	0.329	0.007	0.007
		B	0.050	0.080	59.200	0.000	0.329	0.006	0.006
		C1	0.050	0.054	8.400	0.000	0.329	0.039	0.039
		C2	0.010	0.019	91.000	0.000	0.329	0.004	0.004
ASCALE	mm	A	20.000	40.000	100.000	0.000	35.909	0.359	0.359
		B	10.000	20.000	100.000	0.000	35.909	0.359	0.359
		C1	10.000	20.000	100.000	0.000	35.909	0.359	0.359
		C2	10.000	20.000	100.000	0.000	35.909	0.359	0.359
CTEN	cm	A	18.000	6.000	-66.667	0.000	5.909	-0.089	0.089
		B	18.000	10.000	-44.444	0.000	5.909	-0.133	0.133

Anexo G

PARAMETRO	Un.	Horiz.	Valor calib.	Valor nuevo	Variación parámetro	Lixiv. simul.	Variación lixiviado	ROV	MAROV
GAMMA	g/cm ³	C1	25.000	10.000	-60.000	0.000	5.909	-0.098	0.098
		C2	25.000	12.000	-52.000	0.000	5.909	-0.114	0.114
		A	1.350	1.410	4.444	0.000	2.901	0.653	0.653
		B	1.300	1.690	30.000	0.000	2.901	0.097	0.097
KSATMIN	mm/h	C1	1.250	1.600	28.000	0.000	2.901	0.104	0.104
		C2	1.250	1.580	26.400	0.000	2.901	0.110	0.110
		A	120.12	44.000	-63.370	0.000	20.078	-0.317	0.317
		B	80.140	30.000	-62.566	0.000	20.078	-0.321	0.321
KSM	mm/h	C1	80.040	30.000	-62.519	0.000	20.078	-0.321	0.321
		C2	79.960	10.000	-87.494	0.000	20.078	-0.229	0.229
		A	4.000	1.000	-75.000	0.038	15097.7	-201.3	201.3
		B	1.000	0.100	-90.000	0.038	15097.7	-167.7	167.7
N	-	C1	2.000	0.100	-95.000	0.038	15097.7	-158.9	158.9
		C2	3.000	0.100	-96.667	0.038	15097.7	-156.2	156.1
		A	1.230	2.460	100.000	0.000	1.754	0.018	0.018
		B	1.210	2.420	100.000	0.000	1.754	0.018	0.018
RESID	%	C1	1.240	2.480	100.000	0.000	1.754	0.018	0.018
		C2	1.260	2.520	100.000	0.000	1.754	0.018	0.018
		Todos	3.000	1.500	-50.000	0.000	-2.600	0.052	0.052
		Todos	0.000	2.000	200.000	0.000	-0.027	0.000	0.000
TPORV	%	A	48.890	51.780	5.911	0.000	71.647	12.121	12.121
		B	42.220	44.070	4.382	0.000	71.647	16.351	16.351
		C1	44.120	47.090	6.732	0.000	71.647	10.643	10.643
		C2	44.120	47.530	7.729	0.000	71.647	9.270	9.270
TRAP_AIR	%	Todos	0.000	2.000	200.000	0.002	657.909	3.290	3.290
WILT	%	A	6.000	2.900	-51.667	0.000	0.012	0.000	0.000
		B	4.000	0.100	-97.500	0.000	0.012	0.000	0.000
		C1	4.000	0.100	-97.500	0.000	0.012	0.000	0.000
		C2	4.000	0.100	-97.500	0.000	0.012	0.000	0.000
XMPOR	%	A	43.340	40.000	-7.707	0.000	70.262	-9.117	9.117
		B	37.010	34.000	-8.133	0.000	70.262	-8.639	8.639
		C1	40.110	37.000	-7.754	0.000	70.262	-9.062	9.062
		C2	40.110	37.000	-7.754	0.000	70.262	-9.062	9.062
ZA	-	Todos	1.000	1.100	10.000	0.000	-0.027	-0.003	0.003
ZM	-	Todos	0.500	0.600	20.000	0.000	0.527	0.026	0.026
ZN	-	Todos	4.000	12.000	200.000	0.000	-1.492	-0.007	0.007

Anexo G

PARAMETRO	Un.	Horiz.	Valor calib.	Valor nuevo	Variación parámetro	Lixiv. simul.	Variación lixiviado	ROV	MAROV
ZP	-	Todos	1.000	0.000	-100.000	0.000	-0.027	0.000	0.000
CANDEG	d ⁻¹	Todos	0.200	0.100	-50.000	0.000	-0.027	0.001	0.001
DEGMAL = DEGMIL	d ⁻¹	A	0.027	0.012	-55.738	0.001	172.451	-3.094	3.094
		B	0.023	0.006	-74.020	0.001	172.451	-2.330	2.330
		C1	0.015	0.004	-76.098	0.001	172.451	-2.266	2.266
		C2	0.005	0.000	-99.283	0.001	172.451	-1.737	1.737
DEGMAS = DEGMIS	d ⁻¹	A	0.014	0.011	-22.726	0.001	172.451	-7.588	7.588
		B	0.010	0.005	-46.681	0.001	172.451	-3.694	3.694
		C1	0.008	0.003	-60.011	0.001	172.451	-2.874	2.874
		C2	0.002	0.000	-98.400	0.001	172.451	-1.753	1.753
EXPB	-	Todos	0.200	0.700	250.000	0.000	0.052	0.000	0.000
FEXT	mm ⁻¹	Todos	0.010	0.000	-100.000	0.000	-0.027	0.000	0.000
FRAC_KIN	-	Todos	0.800	0.900	12.500	0.000	-27.692	-2.215	2.215
FRACMAC	-	Todos	0.020	0.040	100.000	0.000	21.819	0.218	0.218
FREUND	-	Todos	1.000	0.900	-10.000	0.000	18.970	-1.897	1.897
SORP_RATE	d ⁻¹	Todos	0.500	0.400	-20.000	0.000	-0.027	0.001	0.001
ZKD	ml/g = cm ³ /g	A	90.340	55.700	-38.344	0.000	94.919	-2.475	2.475
		B	74.750	22.280	-70.194	0.000	94.919	-1.352	1.352
		C1	72.240	25.065	-65.303	0.000	94.919	-1.454	1.454
		C2	72.240	25.065	-65.303	0.000	94.919	-1.454	1.454
AEXC	%	Todos	5.000	0.000	-100.000	0.000	-2.442	0.024	0.024
DIFF	m ² /s	Todos	0.000	0.000	100.000	0.000	-11.267	-0.113	0.113
DV	cm	Todos	2.000	5.000	150.000	0.000	-0.106	-0.001	0.001
FSTAR	-	Todos	0.000	0.500	200.000	0.000	-0.027	-0.0001	0.0001
ZMIX	mm	Todos	1.000	0.100	-90.000	0.000	-0.027	0.0003	0.0003
AMIR *	mm		100.00	143.00	43.000	0.059	23369.4	543.47	543.47
			120.00	172.00	43.333	0.059	23369.4	539.29	539.29
			90.000	129.00	43.333	0.059	23369.4	539.29	539.29
			150.00	215.00	43.333	0.059	23369.4	539.29	539.29
CONCI *			350000	45500	30.000	0.0003	0.012	0.0004	0.0004
			450000	58500	30.000	0.0003	0.012	0.0004	0.0004
			200000	26000	30.000	0.0003	0.012	0.0004	0.0004

Anexo G

Tabla G.4. Análisis de sensibilidad del modelo a la lixiviación de clorpirifós al acuífero en suelo Tipo 2.

PARAMETRO	Un.	Horiz.	Valor calib.	Valor nuevo	Variación parámetro	Lixiv. simul.	Variación lixiviado	ROV	MAROV
ALPHA	1/cm	A	0.018	0.008	-55.556	0.038	70.136	-1.262	1.262
		B	0.010	0.007	-33.000	0.038	70.136	-2.125	2.125
		C1	0.008	0.006	-31.250	0.038	70.136	-2.244	2.244
		C2	0.007	0.004	-41.429	0.038	70.136	-1.693	1.693
ASCALE	mm	A	20.000	40.000	100.000	0.028	26.592	0.266	0.266
		B	30.000	60.000	100.000	0.028	26.592	0.266	0.266
		C1	10.000	20.000	100.000	0.028	26.592	0.266	0.266
		C2	10.000	20.000	100.000	0.028	26.592	0.266	0.266
CTEN	cm	A	20.000	12.000	-40.000	0.025	12.676	-0.317	0.317
		B	30.000	11.000	-63.333	0.025	12.676	-0.200	0.200
		C1	10.000	10.000	0.000	0.025	12.676		
		C2	10.000	10.000	0.000	0.025	12.676		
GAMMA	g/cm ³	A	1.200	1.400	16.667	0.021	-5.729	-0.344	0.344
		B	1.260	1.430	13.492	0.021	-5.729	-0.425	0.425
		C1	1.210	1.500	23.967	0.021	-5.729	-0.239	0.239
		C2	1.500	1.600	6.667	0.021	-5.729	-0.859	0.859
KSATMIN	mm/h	A	53.500	20.000	-62.617	0.023	4.595	-0.073	0.073
		B	67.410	24.000	-64.397	0.023	4.595	-0.071	0.071
		C1	115.870	30.000	-74.109	0.023	4.595	-0.062	0.062
		C2	15.260	10.000	-34.469	0.023	4.595	-0.133	0.133
KSM	mm/h	A	4.000	0.150	-96.250	0.295	1224.27	-12.72	12.70
		B	3.000	0.150	-95.000	0.295	1224.27	-12.88	12.88
		C1	6.000	0.300	-95.000	0.295	1224.27	-12.87	12.88
		C2	4.000	0.300	-92.500	0.295	1224.27	-13.23	13.23
N	-	A	1.131	1.560	37.931	0.014	-38.500	-1.015	1.015
		B	1.200	1.630	35.833	0.014	-38.500	-1.074	1.074
		C1	1.140	1.560	36.842	0.014	-38.500	-1.045	1.045
		C2	1.180	1.590	34.746	0.014	-38.500	-1.108	1.108
RESID	%	Todos	0.000	3.000	200.000	0.024	6.840	0.034	0.034
STONE	%	Todos	0.000	2.000	200.000	0.022	0.106	0.001	0.001
TPORV	%	A	52.780	49.950	-5.362	0.027	19.409	-3.620	3.620
		B	51.090	54.640	6.949	0.027	19.409	2.793	2.793
		C1	52.900	45.440	-14.102	0.027	19.409	-1.376	1.376
		C2	42.530	46.690	9.781	0.027	19.409	1.984	1.984
TRAP_AIR	%	Todos	0.000	1.000	200.000	0.019	-16.054	-0.080	0.080

Anexo G

PARAMETRO	Un.	Horiz.	Valor calib.	Valor nuevo	Variación parámetro	Lixiv. simul.	Variación lixiviado	ROV	MAROV
WILT	%	A	16.000	18.141	13.381	0.022	0.106	0.008	0.008
		B	15.000	16.634	10.893	0.022	0.106	0.010	0.010
		C1	12.000	15.330	27.750	0.022	0.106	0.004	0.004
		C2	9.000	0.092	-98.979	0.022	0.106	-0.001	0.001
XMPOR	%	A	48.670	45.000	-7.541	0.043	91.684	-12.15	12.15
		B	48.180	45.000	-6.600	0.043	91.684	-13.89	13.89
		C1	48.930	45.000	-8.032	0.043	91.684	-11.41	11.41
		C2	40.910	37.000	-9.558	0.043	91.684	-9.593	9.593
ZA	-	Todos	1.000	1.100	10.000	0.022	0.106	0.011	0.011
ZM	-	Todos	0.500	1.000	100.000	0.022	0.106	0.001	0.001
ZN	-	Todos	2.000	4.000	100.000	0.021	-3.934	-0.039	0.039
ZP	-	Todos	1.000	0.000	-100.000	0.022	0.106	-0.001	0.001
CANDEG	d ⁻¹	Todos	0.200	0.100	-50.000	0.022	0.106	-0.002	0.002
DEGMAL = DEGMIL	d ⁻¹	A	0.039	0.012	-69.357	0.109	390.656	-5.633	5.633
		B	0.014	0.006	-57.319	0.109	390.656	-6.816	6.816
		C1	0.012	0.004	-70.123	0.109	390.656	-5.571	5.571
		C2	0.001	0.000	-96.415	0.109	390.656	-4.052	4.052
DEGMAS = DEGMIS	d ⁻¹	A	0.019	0.011	-43.875	0.109	390.656	-8.904	8.904
		B	0.009	0.005	-40.757	0.109	390.656	-9.585	9.585
		C1	0.009	0.003	-64.454	0.109	390.656	-6.061	6.061
		C2	0.004	0.000	-99.200	0.109	390.656	-3.938	3.938
EXPB	-	Todos	0.200	0.700	250.000	0.024	6.391	0.026	0.026
FEXT	mm ⁻¹	Todos	0.010	0.000	-100.000	0.022	0.106	-0.001	0.001
FRAC_KIN	-	Todos	0.800	0.900	12.500	0.017	-21.890	-1.751	1.751
FRACMAC	-	Todos	0.020	0.010	-50.000	0.032	44.548	-0.891	0.891
FREUND	-	Todos	1.000	0.900	-10.000	0.021	-5.729	0.573	0.573
SORP_RATE	d ⁻¹	Todos	0.500	0.400	-20.000	0.022	-0.791	0.040	0.040
ZKD	ml/g = cm ³ /g	A	162.400	56.536	-65.188	0.044	97.070	-1.489	1.489
		B	31.200	10.862	-65.188	0.044	97.070	-1.489	1.489
		C1	22.400	7.798	-65.188	0.044	97.070	-1.489	1.489
		C2	32.800	11.419	-65.188	0.044	97.070	-1.489	1.489
AEXC	%	Todos	5.000	0.000	-100.000	0.022	-3.036	0.030	0.030
DIFF	m ² /s	Todos	0.000	0.000	100.000	0.020	-11.565	-0.116	0.116
DV	cm	Todos	5.000	3.000	-40.000	0.023	4.595	-0.115	0.115
FSTAR	-	Todos	0.000	0.500	200.000	0.022	-0.343	-0.002	0.002
ZMIX	mm	Todos	1.000	0.100	-90.000	0.022	-2.138	0.024	0.024

Anexo G

PARAMETRO	Un.	Horiz.	Valor calib.	Valor nuevo	Variación parámetro	Lixiv. simul.	Variación lixiviado	ROV	MAROV
AMIR *	mm		100.00	143.00	43.000	0.661	2867.72	66.69	66.69
			120.00	172.00	43.333	0.661	2867.72	66.17	66.17
			90.000	129.00	43.333	0.661	2867.72	66.17	66.17
			150.00	215.00	43.333	0.661	2867.72	66.17	66.17
CONCI*			350000	455000	30.000	0.024	6.391	0.213	0.213
			175000	227500	30.000	0.024	6.391	0.213	0.213
			450000	585000	30.000	0.024	6.391	0.213	0.213

Notas a Tablas F1 a F4:

- La columna "valor nuevo" representa el valor que produce el mayor cambio. Sin embargo en algunos casos se cambió el parámetro en un solo sentido, dado que se quería evaluar un valor en particular sugerido en la literatura (v.g. RESID. STONE. SORP_RATE. ZKD. AEXC) o bien porque es el único sentido de cambio posible (v.g. FREUND). Otros se cambiaron en el sentido de máximo impacto en el lixiviado (v.g. AMIR y CONCI).
- * AMIR y CONCI son datos de entrada. Se incluyen en el análisis debido a la incertidumbre que existe en los valores reales aplicados.
- El escurrimiento en dosel FEXT y la tasa de degradación en dosel CANDEG dependen de la fracción de riego interceptada en copa ZFINT.
- El efecto de SORP_RATE sobre el lixiviado es bajo debido a que el valor del parámetro utilizado es alto. entonces el equilibrio cinético es muy rápido.

**ANEXO H: RESULTADOS DE ANÁLISIS DE PLAGUICIDAS EN EL
AGUA DEL ACUÍFERO LIBRE**

Tabla H.1. Concentraciones de metil azinfos ($\mu\text{g/l}$) en muestras de agua del acuífero freático.

Sitio	98	100	149	497
1-Oct-08		Tz	ND	0.249
3-Nov-08	1.319	0.265	ND	0.512
1-Dic-08		ND	Tz	ND
7-Feb-09	0.402	0.462	0.156	
4-Abr-09		0.215	0.084	
8-Sep-09		ND		
7-Oct-09	ND	ND	ND	
3-Nov-09	11.060	1.158	2.542	
15-Dic-09	6.635	22.485	0.675	
16-Feb-10	0.121	3.200	Tz	0.153
3-Abr-10	Tz	0.660	Tz	
2-Oct-10	ND	1.042	ND	
1-Nov-10	0.367	0.779	0.092	
4-Dic-10	Tz	3.683	0.108	3.076
5-Feb-11	0.168	0.867	Tz	
7-Mar-11		Tz	ND	ND
18-Oct-12		ND		
26-Dic-12	ND	ND	ND	ND
16-Mar-13		ND	ND	
17-Dic-13	ND	ND	ND	ND
14-Mar-14				
24-Mar-14	ND	ND	ND	ND
Máximo	11.060	22.485	2.542	3.076

Tz.: traza $0.075 \mu\text{g/l}$. ND: no detectado. Límite de detección: $0.050 \mu\text{g/l}$. Límite de cuantificación: $0.100 \mu\text{g/L}$. En negrita valores máximos medidos en el período.

Anexo H

Tabla H.2. Concentraciones de clorpirifós ($\mu\text{g/l}$) en muestras de agua del acuífero freático.

Sitio	F 98	F 100	F149	F 497
1-Oct-08		ND	ND	Tz
3-Nov-08	Tz	Tz	Tz	0.087
1-Dec-08		ND	ND	ND
7-Feb-09	Tz	Tz	ND	
4-Apr-09	ND	ND	ND	
8-Sep-09		ND		
7-Oct-09	0.155	ND	ND	
3-Nov-09	0.036	0.030	0.020	
15-Dec-09	Tz	1.160	0.013	
16-Feb-10	ND	0.221	ND	0.040
3-Apr-10	Tz	0.174	0.0120	
2-Oct-10	ND	0.041	ND	
1-Nov-10	Tz	0.039	ND	
4-Dec-10	ND	0.034	ND	0.027
5-Feb-11	ND	0.014	ND	
7-Mar-11		0.020	0.0140	0.023
18-Oct-12		ND		
26-Dec-12	ND	Tz	ND	Tz
16-Mar-13		ND	Tz	
17-Dec-13	ND	1.200	ND	ND
24-Mar-14	ND	ND	ND	ND
Máximo	0.155	1.200	0.02	0.087

Tz.: traza 0.0085 $\mu\text{g/l}$. ND: no detectado. Límite de detección: 0.006 $\mu\text{g/l}$. límite de cuantificación: 0.011 $\mu\text{g/l}$. En negrita valores máximos medidos en el período.

Nota:

Ley 24051 sobre régimen de desechos peligrosos. Decreto Reglamentario 831/93 Anexo II-

Tabla 1 Niveles guía para la calidad de agua para fuentes de agua de bebida humana con tratamiento convencional. Metil azinfos 20 $\mu\text{g/l}$. clorpirifós 90 $\mu\text{g/l}$.

Tabla 2. Niveles guía para la calidad de agua para protección de vida acuática. Agua dulce superficial. Metil azinfos 0.005 $\mu\text{g/l}$ No establece para clorpirifós.