



HAL
open science

Estimacion de los riesgos de lixiviacion de nitratos en suelos agricolas: Enfoque numerico o analytico ?

R. Poch Masegu, J.C. Mailhol, L. Candela Lledo, F. Ramirez de Cartagena
Bisbe

► **To cite this version:**

R. Poch Masegu, J.C. Mailhol, L. Candela Lledo, F. Ramirez de Cartagena Bisbe. Estimacion de los riesgos de lixiviacion de nitratos en suelos agricolas: Enfoque numerico o analytico ?. Actas de las VII Jornadas sobre Investigación de la Zona no Saturada del Suelo, Nov 2005, A Coruña, España. p. 177 - p. 184. hal-00468026

HAL Id: hal-00468026

<https://hal.science/hal-00468026>

Submitted on 29 Mar 2010

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

ESTIMACIÓN DE LOS RIESGOS DE LIXIVIACIÓN DE NITRATOS EN SUELOS AGRÍCOLAS: ¿ENFOQUE NUMÉRICO O ANALÍTICO?

R. Poch Masegú¹, J.C. Mailhol², L. Candela Lledó³ y F. Ramírez de Cartagena Bisbe¹

¹ Departamento de Ingeniería Química, Agraria y Tecnología Agroalimentaria. Escuela Politécnica Superior-I. Universidad de Girona. Avda. Lluís Santaló, s/n. 17071. Girona. E-mail: ricard.poch@udg.es

² UR-Irrigation. Cemagref. Rue J.-F. Breton, s/n. BP 5095. 34033. Montpellier (Francia).

³ Departamento de Ingeniería del Terreno, Cartográfica y Geofísica. Escuela Técnica Superior de Caminos, Canales y Puertos de Barcelona. Universidad Politécnica de Cataluña. C/ Jordi Girona, 1-3. 08034. Barcelona.

RESUMEN. La reducción del efecto contaminante de los nitratos procedentes de fuentes agrícolas se está persiguiendo en muchas zonas agrícolas del mundo. Hacer uso de los modelos de simulación puede ser una manera de hacer frente a esta problemática. En la actualidad existen gran variedad de modelos capaces de ayudar en la interpretación de los procesos de transferencia de agua y solutos en un campo agrícola.

El objetivo principal de este trabajo es la comparación de dos modelos, con distinto enfoque para resolver el flujo de agua y nitratos en el suelo, en relación a la estimación de los riesgos de lixiviación de nitratos en un medio unidimensional. STICS es el modelo utilizado con enfoque analítico, mientras que HYDRUS-1D es elegido por su enfoque numérico. Para alcanzar este objetivo, se simulan 15 tratamientos experimentales diferentes sembrados con maíz y con diferentes dosis y tipos de fertilizante nitrogenado. Los ensayos se llevaron a cabo en el área agrícola del Baix Empordà (noreste de España) durante la primavera del año 2004.

Los resultados muestran la buena correlación entre las simulaciones de STICS y HYDRUS-1D. De todas maneras, HYDRUS-1D estima cantidades de nitrógeno lixiviado mayores que STICS. En vista de los resultados obtenidos y analizados, se establece un primer paso para la aceptación de los resultados de las simulaciones de STICS en las campañas de riego superficial por surcos en cultivos de maíz.

ABSTRACT. The environmental problem of nitrate contaminant effects from agricultural sources exists in many rural regions around the world. The use of simulation models could be a way for knowing the risks of different agricultural practices on nitrate leaching. Nowadays, there is a wide variety of models capable of simulating water and solute movement in agricultural soils.

The main objective of this work is to compare two models, with different approach for solving the 1D water flux and nitrate movements in soil, in relation to their ability to estimate the risks of nitrate leaching. The first model is STICS with an analytical approach, whereas HYDRUS-1D

is chosen for its numerical approach. In order to reach this objective, 15 experimental trials, with different doses and kind of nitrogen fertilizers, were carried out in Baix Empordà (northeast of Spain) agricultural region during spring of 2004.

The results show the good correlation between STICS and HYDRUS-1D models. However, HYDRUS-1D predicts amounts of nitrates leached greater than STICS. Considering the results obtained, we establish the first step for accepting the simulations of STICS in order to predict the risks of nitrate leaching on plots with furrow irrigation during all the crop season.

1.- Introducción

Durante los últimos tres decenios la “cuestión” del nitrógeno ha pasado de ser un problema a escala local a un problema de nivel regional o continental (Heathwaite et al. 1993). Prueba de ello es la aparición de la Directiva 91/676/CEE que obliga a los estados miembros a definir un Código de Buenas Prácticas Agrarias (CBPA) con el objetivo de reducir la contaminación de las aguas por nitratos. En este sentido, Schnebelen et al. (2004) muestran que con el seguimiento del CBPA en una región agrícola del centro de Francia, se puede llegar a reducir hasta un 35% la concentración de nitrato en el agua de drenaje. Sin embargo, los mismos autores apuntan que la cantidad de nitrógeno lixiviada es, aún, demasiado alta. Meynard et al. (2002) en su momento ya comentaron que con imposiciones (legales) no se garantiza una agricultura *limpia*. Para la protección del medio ambiente es preciso ajustar, si cabe a nivel de parcela, las prácticas agrícolas al tipo de suelo, clima y sistema de cultivo.

Para este efecto, actualmente existen los sistemas de ayuda a la decisión basados en modelos de simulación de cultivos (Jame y Cutforth, 1996; Houlès et al. 2004) o modelos de respuesta al nitrógeno (Cerrato y Blackmer, 1990; Makowski et al. 1999, 2001; Makowski y Wallach, 2001). Estas herramientas permiten reducir el impacto

ambiental de las prácticas agrícolas manteniendo el margen económico de las explotaciones.

Los modelos de cultivos permiten simular a nivel local las interacciones del sistema suelo-planta-atmósfera (Vanclooster et al. 1996; Brisson et al. 1998; Stöckle et al. 2003). Mediante su uso se permite conocer, entre otros parámetros, la producción del cultivo y sus riesgos de contaminación ambiental por nitratos. No siempre los riesgos de contaminación ambiental por nitratos van ligados a la etapa de desarrollo del cultivo (Justes et al. 2001). En nuestro país, especialmente en el periodo intercultural, el monocultivo de maíz lleva asociado un alto riesgo de contaminación por nitratos (Moreno et al. 1996).

El presente trabajo se centra en este periodo intercultural, cuando las lluvias de otoño a primavera producen drenaje y, con él, lixiviación de nitratos hacia capas profundas del suelo agrícola. Determinar la cantidad de nitrógeno lixiviado en un suelo agrícola no es una tarea fácil. Es preciso conocer la cantidad de agua de drenaje (balance de agua) y su concentración media en nitrato (balance de nitrógeno). Para ello se puede recurrir a métodos de medida en campo o a modelos de simulación (Ramos y Kücke, 1999). Frente a los métodos de medida en campo, el uso de modelos de simulación de los procesos de transferencia de agua y solutos en el suelo permiten estimar, de forma relativamente más rápida, los riesgos de contaminación por nitratos en un suelo agrícola.

Actualmente, existe una gran variedad de modelos de simulación del flujo y transporte de solutos. Según la conceptualización (enfoque) de los procesos que simulan, estos modelos se pueden clasificar en dos grandes grupos: los modelos de enfoque analítico y los modelos de enfoque numérico.

Los modelos de enfoque analítico como STICS (Brisson et al. 1998), CropSyst (Stöckle et al. 2003) o GLEAMS (Leonard et al. 1987) dividen el suelo en capas que se caracterizan por su volumen de agua máximo almacenable (definido a partir del contenido de agua a capacidad de campo) y su concentración de soluto. El flujo de agua y el transporte de los solutos, homogéneamente mezclados con el agua, se realiza de una capa a la siguiente (más profunda) cuando se supera el contenido de agua almacenable en esa capa. Este tipo de modelos reciben, también, el nombre de modelos de cascada o capacitivos.

Por otro lado se clasifican los modelos de enfoque numérico como HYDRUS (Simunek et al. 1998) que soluciona el flujo de agua y el transporte de solutos mediante la resolución numérica de la ecuación de Richards y la ecuación de convección-dispersión respectivamente.

En la práctica la utilización de un tipo de modelo u otro depende del tipo de escenario que se pretenda simular. Así por ejemplo, Mailhol et al. (2001) utilizan el modelo STICS para simular el balance de agua y nitrógeno en un cultivo de maíz. Concluyen que STICS es apto para la simulación del transporte de nitratos en un medio de infiltración unidimensional (riego por aspersión). En el caso de un medio de infiltración bidimensional (caso del riego por surcos) estos autores proponen el uso del modelo numérico bidimensional HYDRUS-2D (Simunek et al. 1999) para

reflejar la acumulación del ión nitrato sobre la cresta de los surcos. A diferencia de STICS, el modelo HYDRUS-2D no puede ser utilizado para simular el efecto de las prácticas de riego y fertilización en maíz sobre el nitrógeno lixiviado ni el rendimiento del cultivo. Así pues Mailhol et al. (2001) justifican el uso de HYDRUS-2D para corregir el error conceptual en que incurre STICS: simular la lixiviación 1D en vez de 2D. Sin embargo, la diferencia observada entre ambos modelos puede ser atribuida tanto al efecto bidimensional de la infiltración y transporte de nitratos como al enfoque (analítico o numérico) de estos modelos.

El planteamiento del presente trabajo tiene como principal objetivo cuantificar en igualdad de condiciones (medio unidimensional) las diferencias en la estimación del riesgo de lixiviación de nitratos mediante dos tipos de enfoque a la solución del transporte de agua y solutos en el suelo. Para ello se comparan los balances de agua y de nitrógeno calculados con el modelo STICS (enfoque analítico) y el modelo HYDRUS-1D (enfoque numérico).

2.- Material y métodos

2.1.- Marco experimental

El trabajo de campo se ha llevado a cabo en la Estación Experimental Agrícola Mas Badia, situada en la comarca del Baix Empordà, provincia de Girona. El suelo del área de estudio es de tipo Xerofluent oxiáquic (SSS, 1998) con la capa freática entre 5 y 6 m de profundidad.

En el marco de un ensayo de mayor envergadura para el estudio de la interacción del nitrógeno y el riego en un sistema agrícola de maíz, se sembró -el 19/03- la variedad *Eleonora* para la campaña del año 2004. Se diseñó una experiencia con 5 tratamientos, de tres repeticiones cada uno, en función de la dosis de nitrógeno aportada (N0, N1 y N2) y del tipo de fertilizante aplicado (T1 y T2) (Tabla 1). El fertilizante nitrogenado convencional se aplicó de fondo (sulfato amónico 21%) y de cobertera (nitrato amónico 33,5%), mientras que el fertilizante de liberación lenta (ENTEK 26[®]) se aportó sólo en una aplicación de fondo.

Tabla 1. Momento y dosis de nitrógeno aportadas el año 2004 en cada tratamiento experimental.

Tratamiento	Dosis (kg N/ha) i momento de aplicación	
	Fondo (16/03)	Cobertera (31/05)
N0	0	0
N1T1	70	140
N1T2	210	0
N2T1	70	430
N2T2	500	0

El proceso de toma de datos consistió, por un lado, en una caracterización físico-química de las propiedades del suelo en cada una de las repeticiones de los tratamientos de los ensayos (Tabla 2). Además, se tomaron muestras de los horizontes del suelo cada 0,3 m hasta 1,2 m para la

determinación del contenido de agua del suelo (CAS) y del contenido de N-NO_3^- del suelo (CNS). Se dispuso, también, de los datos climáticos de una estación meteorológica automatizada situada a 250 m del centro de la parcela de ensayo.

Tabla 2. Principales propiedades físico-químicas. Valores medios, mínimos y máximos de las repeticiones de la parcela experimental.

*La textura se muestra por fracciones granulométricas según la clasificación USDA.

	Profundidad (m) *	Media	Mínimo	Máximo
Textura (%)	Arcilla	14,2	2,7	26,4
	Limo fino	31,5	5,0	52,9
	Limo grueso	29,9	5,0	49,8
	Arena	24,4	1,1	75,9
Densidad aparente (Mg/m^3)	0 - 0,3	1,40	1,25	1,44
	0,3 - 1,2	1,47	1,46	1,50
CaCO_3 eq (%)	0 - 0,4	20,5	-	-
	0,4 - 1,2	0	-	-
pH	0 - 1,2	8,4	8,2	8,6
M. org. (%)	0 - 0,4	2,2	-	-
	0,4 - 1,2	0,4	-	-
$\theta_{\text{vol } 0 \text{ kPa}}$	0 - 1,2	0,44	0,39	0,47
$\theta_{\text{vol } -33 \text{ kPa}}$	0 - 1,2	0,32	0,23	0,36
$\theta_{\text{vol } -1500 \text{ kPa}}$	0 - 1,2	0,11	0,06	0,16

Se estudia el periodo comprendido entre la salida de invierno (11/02) hasta días antes de empezar los riegos en maíz (18/06). Para determinar esta lixiviación durante el periodo de primavera 2004 se simula el escenario observado con dos modelos diferentes: un modelo de enfoque analítico, STICS, y un modelo de enfoque numérico, HYDRUS-1D. Se simulan independientemente las 15 repeticiones de los tratamientos debido a la alta variabilidad observada en las características físicas de la parcela de ensayo (Tabla 2).

2.2.- El modelo STICS

STICS es un modelo de simulación de cultivos desarrollado mayoritariamente por investigadores del INRA (Francia). Se utiliza la versión 4 del modelo sobre la cual se ha publicado información sobre: (i) sus bases teóricas y calibración (Brisson et al. 1998), (ii) ejemplos de validación en maíz en escenarios de Francia (Brisson et al. 2002) y (iii) un análisis de sensibilidad de sus parámetros internos (Ruget et al. 2002). Además existe una presentación de su última versión 5.0 (Brisson et al. 2003).

STICS calcula, día a día, el valor de variables agronómicas (índice de área foliar, biomasa, rendimiento y consumo de agua y nitrógeno) junto con variables ambientales (CAS, CNS, drenaje y lixiviación de nitrógeno en la base del perfil del suelo). Para su ejecución se requieren datos relativos al tipo de cultivo y sus prácticas culturales, características del suelo (CAS y CNS iniciales) y datos climáticos. Para la ejecución del modelo se toman los parámetros de calibración de la variedad *Eleonora* de Poch et al. (2005).

El balance de agua se computa a partir de las variables

lluvia y evapotranspiración de referencia. Internamente se calculan la evaporación y la transpiración potenciales y las reales en función de los niveles de estrés (hídrico y/o de nitrógeno) del cultivo. Por otro lado, para calcular el balance de nitrógeno, STICS tiene en cuenta las interacciones entre el movimiento del nitrógeno presente en los horizontes del suelo y las entradas (aplicaciones de nitrógeno o mineralización) y salidas (extracciones del cultivo).

El transporte de nitratos incorpora los fenómenos de difusión y de convección. La difusión se define a partir del coeficiente DIFN con un valor, por defecto en la versión 4, de $0,018 \text{ cm}^2/\text{día}$. La convección es proporcional a la transpiración y a la concentración de nitrógeno de las capas de 1 cm en que se discretiza el dominio.

2.3.- El modelo HYDRUS-1D

HYDRUS-1D (Simunek et al. 1998) es un modelo que permite simular el movimiento de agua, calor y solutos en un medio unidimensional bajo diferentes regímenes de saturación del suelo. Resuelve numéricamente la ecuación de Richards para el flujo de agua e incorpora un término para contabilizar las extracciones de agua por parte de las raíces del cultivo. El transporte de solutos se resuelve mediante la ecuación de convección-dispersión de la fase líquida del suelo. Las ecuaciones de flujo y transporte de solutos se resuelven por el método de elementos finitos de Galerkin; el esquema temporal mediante la aproximación de Crank-Nicholson.

Para la resolución del flujo de agua en los escenarios de simulación se ha definido la curva característica de humedad de van Genuchten (1980). Los parámetros de la curva se han calculado a partir de las funciones d'edafotransferencia del software ROSETTA (Schaap et al. 2001). El transporte de solutos en el suelo se simula bajo la consideración que los nitratos no sufren fenómenos de adsorción en el suelo. Se resuelve según formulan Simunek et al. (1998) y, para ello, se toma el valor del coeficiente de difusión molecular (D_w) igual a $37,2 \text{ cm}^2/\text{día}$ (Beven et al. 1993) y el valor de la dispersividad longitudinal (D_L) igual a $1,55 \text{ cm}$ (Mailhol et al. 2001).

Las condiciones de contorno para el flujo de agua permiten entradas (precipitación) y salidas (evaporación) en la superficie, mientras que, en profundidad (a 1,4 m) existe drenaje libre hacia capas más profundas. En relación al transporte de solutos, las condiciones de contorno del límite inferior permiten la lixiviación de nitratos mientras que, en el límite superior, no se admiten entradas; excepto para el caso de las aportaciones de fertilizante nitrogenado cuando se considera una distribución uniforme de la dosis en los primeros 0,3 m del suelo.

Las condiciones iniciales del modelo se definen con el contenido de agua y de nitratos en el perfil del suelo el día 11/02. Los datos de evaporación del suelo y transpiración real del cultivo en cada uno de los 15 escenarios de simulación se toman de las simulaciones con el modelo STICS. HYDRUS-1D no es capaz de simular ni las

extracciones de nitrógeno del cultivo (ENC) ni la mineralización del nitrógeno del suelo.

3.- Resultados y discusión

3.1.- Justificación del periodo de simulación

Se elige el periodo de simulación del 11/02 al 18/06 del año 2004 (Fig. 1) puesto que, entre estas fechas, se acumularon un total de 420 mm de lluvia -un 60% de la media anual- en 90 días. Además, fue el periodo de implantación del maíz y se realizaron aplicaciones de fertilizante mineral nitrogenado hecho que incrementa el riesgo de lixiviación de nitratos. Dado que se pretende comparar dos modelos con enfoque distinto a los procesos de transferencia de agua y solutos en el suelo en un medio unidimensional, el periodo seleccionado ofrece esta posibilidad ya que, hasta 3 días después de la aplicación del fertilizante de cobertera, no se realizaron los surcos en el suelo.

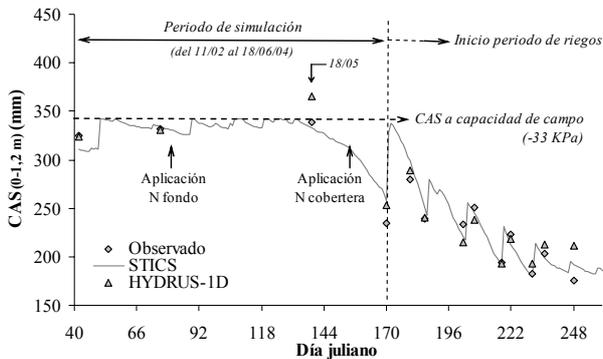


Fig. 1. Contenido de agua al suelo (CAS) en los primeros 1,2 m de profundidad del suelo de un tratamiento experimental del ensayo. Valores observados y simulados con STICS y HYDRUS-1D durante toda la campaña del maíz el año 2004.

Para tener en cuenta los riesgos de lixiviación en un medio unidimensional se podría haber establecido el periodo de estudio entre el 11/02 y el 18/05 (Fig. 1). De esta manera no cabría tener en cuenta varios aspectos que añaden incertidumbres en la estimación de los riesgos de lixiviación de nitratos. En primero de estos aspectos es el hecho de simular escenarios unidimensionales durante los últimos 15 días cuando el medio es bidimensional (surcos ya formados). La ondulación del terreno para la formación del surco incrementa la superficie de suelo expuesta a las pérdidas de agua por evaporación. Así se aprecia en los valores observados de CAS de la Fig. 1 en fecha 18/06 (día juliano 170) que son menores que los valores simulados. El porcentaje medio de reducción del CAS observado respecto a los valores simulados es del 6% (18 mm). De todas maneras, en relación al transporte de nitratos, el efecto 2D del medio no afecta a los contenidos ni movimientos de nitratos en el suelo puesto que no se produce ninguna lluvia importante durante estos días (Fig. 2). El segundo de los

aspectos importantes a tener en cuenta es que entre las fechas 18/05 y 18/06, justo después del periodo de lixiviación, se producen mayoritariamente las ENC (Fig. 2). Mediante el modelo HYDRUS-1D no es posible tener en cuenta estas extracciones (ni la mineralización) y esto añade dificultad en la interpretación de los balances de nitrógeno de los modelos en fecha 18/06.

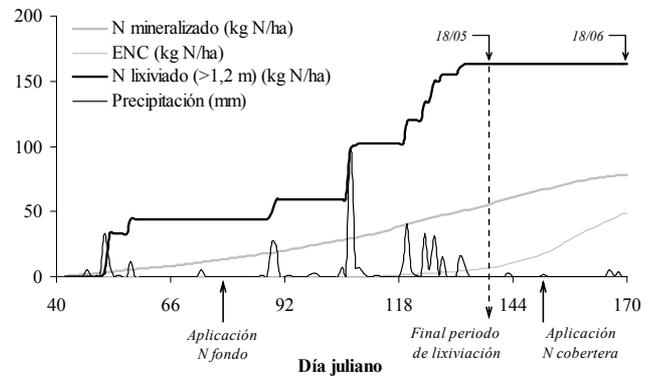


Fig. 2. Contenidos de nitrógeno mineralizado, extracciones de nitrógeno del cultivo (ENC), nitrógeno lixiviado y precipitación caída en los 1,2 m de perfil superficial del suelo. Valores simulados con el modelo STICS en un tratamiento experimental del ensayo.

No obstante, pese a los aspectos de suelo y de cultivo que dificultan la comparación de los modelos evaluados entre el 11/02 y el 18/06, se elige este periodo ya que en fecha 18/05 el CAS simulado con HYDRUS-1D es, de media, un 10,3% (40 mm) superior al CAS simulado por STICS (Fig. 1). Esta diferencia se explica a partir del hecho que la última lluvia importante se produce el día 13/05. El enfoque analítico del modelo STICS no permite que el CAS supere su capacidad definida por el contenido de agua a capacidad de campo del perfil. Si embargo el enfoque numérico del modelo HYDRUS-1D si admite esta situación. Esta diferencia en el enfoque en el flujo de agua de ambos modelos se observa en todos los escenarios simulados y hace que, justo después de una lluvia cuantiosa, no sea comparable el balance hídrico final entre ambos modelos. Por esta razón se elige el día 18/06 como el final del periodo de simulación. De esta manera el mes de margen respecto la fecha 18/05 permite drenar todo el exceso de agua del perfil del suelo con ambos modelos y, así, poder comparar sus estimaciones de las cantidades de nitrógeno lixiviado.

3.2.- Balances de agua y de nitrógeno

Los contenidos finales de agua y de nitrógeno de los 15 escenarios simulados se muestran en la Fig. 3.

En general, se observa una clara relación proporcional en todo el rango de valores simulados para los casos de CAS y de CNS. Para el caso del CAS (Fig. 3a), HYDRUS-1D tiende a sobreestimar este parámetro respecto al modelo STICS. El valor promedio de CAS simulado con HYDRUS-1D en los 15 escenarios es de

294 mm, mientras que en el caso de STICS es de 286 mm. El comportamiento contrario se obtiene para el CNS (Fig. 3b): HYDRUS-1D infraestima el CNS al final del periodo de simulación respecto al modelo STICS. El valor medio de CNS simulados por HYDRUS-1D es de 309 kg N/ha, mientras que STICS, en fecha 18/06, simula un CNS medio de 332 kg N/ha. Las barras representadas en los valores de CNS simulados por HYDRUS-1D muestran el rango de variación posible en este parámetro para este modelo. HYDRUS-1D no es capaz de simular las ENC ni el nitrógeno mineralizado en el suelo. La diferencia simulada entre las ENC (salidas) y el nitrógeno mineralizado (entradas) del sistema indican que este incrementa su contenido en nitrógeno (Fig. 2) en 28 kg N/ha de media al final del periodo de simulación. Así pues, el modelo HYDRUS-1D simula el CNS sin tener en cuenta esta entrada neta de nitrógeno en su sistema (valor inferior de las barras). En caso de que tuviera en cuenta estas entradas, su valor máximo de CNS sería el indicado por la barra superior de la Fig. 3b.

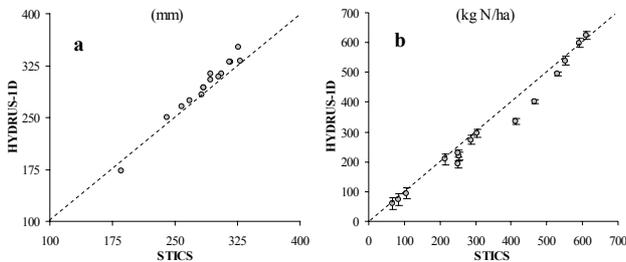


Fig. 3. Correlación de los valores simulados finales (18/06) de CAS (a) y de CNS (b) con los modelos STICS y HYDRUS-1D de los primeros 1,2 m del perfil del suelo.

Otro aspecto importante en el análisis de los balances de agua y de nitrógeno que calculan los dos modelos analizados es la evolución de sus contenidos durante el periodo simulado. Ya se ha comentado en el punto anterior (3.1) como el distinto enfoque de los modelos STICS y HYDRUS-1D para la resolución del movimiento de agua en el suelo tiene efectos sobre el CAS después de un periodo de alta precipitación (p.e. en el día 139). Es preciso apuntar que estas diferencias repercuten también en el CNS. La Fig. 4 muestra la evolución del CNS entre las fechas 11/02 y 18/06. Se observa como el día juliano 139 (18/05) el CNS simulado con ambos modelos es prácticamente el mismo. Sin embargo el modelo numérico HYDRUS-1D tiene un CAS superior en esa fecha (Fig. 1) cosa que provoca, en días posteriores, que se continúe produciendo drenaje en sus escenarios simulados. Este efecto se refleja en la Fig. 4 donde se observa el descenso paulatino del CNS simulado con HYDRUS-1D. En cambio, las variaciones en el CNS simuladas con STICS en un periodo -para este modelo- sin drenaje (Fig. 2) se atribuyen a la diferencia entre el nitrógeno mineralizado por el suelo y las ENC que este modelo es capaz de simular. Puesto que estas entradas (nitrógeno mineralizado) y salidas (ENC) de nitrógeno al sistema no es posible simularlas con HYDRUS-1D, se

representa (línea discontinua) el CNS hipotético que simularía este modelo en el caso que tuviera en cuenta estas variaciones y considerara que esta diferencia no se lixiviará.

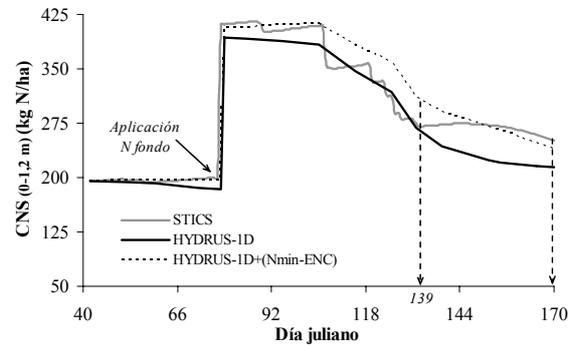


Fig. 4. Evolución de los CNS simulados con STICS, HYDRUS-1D y HYDRUS-1D más la diferencia entre el nitrógeno mineralizado (Nmin) y las extracciones de nitrógeno del cultivo (ENC) simulados por STICS. Valores de una repetición del tratamiento N1T2 del ensayo.

Bajo estas consideraciones se podrían simular CNS similares con ambos modelos a la fecha fin de simulación (día juliano 170). Sin embargo, esta situación tendería a no producirse puesto que los momentos con un incremento más notable de nitrógeno al sistema (antes del inicio de las ENC) por mineralización (Fig. 2) es cuando se produce la mayor parte de los riesgos de lixiviación. Lo más probable en ese caso sería que HYDRUS-1D simulara lixiviación de parte de este nitrógeno producido por mineralización y, consecuentemente, simularía CNS a 18/06 menores que tendrían los valores de las barras inferiores de la Fig. 3b.

3.3.- Drenaje y lixiviación

Los resultados de la simulación del flujo de agua y el transporte de nitratos por debajo del límite inferior del suelo estudiado (1,2 m) se muestran en la Fig. 5.

Los valores relativos al drenaje simulados con STICS y HYDRUS-1D muestran la baja correlación existente entre ambos modelos (Fig. 5a) a pesar que sus valores medios de drenaje acumulado son parecidos: 285 mm en HYDRUS-1D frente a los 280 mm en STICS. Se aprecia, además, como el modelo STICS -con una desviación estándar de 9 mm- no refleja la amplitud de variación de los valores simulados con HYDRUS-1D -con una desviación estándar de 23 mm. Este hecho se relaciona, una vez más, con el enfoque de los modelos evaluados. El CAS inicial para ambos modelos es muy próximo a la capacidad de campo en todos los escenarios simulados. Además, el periodo de lluvias se produce poco después, de manera que, STICS, simula drenaje de prácticamente todo el agua que entra en el sistema por precipitación, mientras que la ecuación de Richards permite almacenar parte de esta agua entre los contenidos de agua de capacidad de campo y de saturación del suelo. Este comportamiento

permite a HYDRUS-1D reflejar mejor las características físicas de los tratamientos simulados y su efecto sobre el drenaje acumulado.

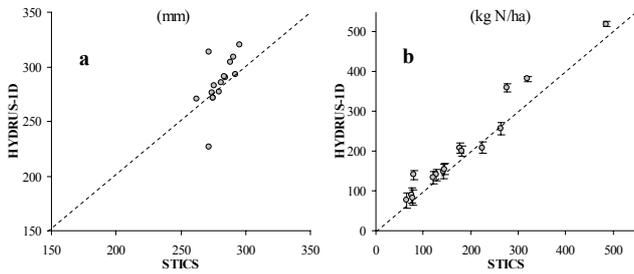


Fig. 5. Correlación de los valores simulados finales (18/06) de drenaje acumulado (a) y lixiviación (b) con los modelos STICS y HYDRUS-1D por debajo de los 1,2 m de profundidad del suelo.

En relación a las cantidades de nitrógeno lixiviado (Fig. 5b) se observa una buena correlación entre las simulaciones de los modelos evaluados. Se obtiene, además, una sobreestimación sistemática de las cantidades de nitrógeno lixiviado por parte de HYDRUS-1D con respecto a STICS. Este último simula una cantidad media de lixiviados de 184 kg N/ha, mientras que, HYDRUS-1D, estima los riesgos de lixiviación en una media de 207 kg N/ha con unos límites mínimos y máximos de 193 y 221 kg N/ha de media respectivamente.

La combinación de los resultados de drenaje acumulado y lixiviación muestran como la concentración del agua de drenaje de los escenarios simulados es muy variable (Tabla 3).

Tabla 3. Concentraciones, en ppm de $N-NO_3^-$, del agua de drenaje de los escenarios simulados con STICS y HYDRUS-1D. Valores medios, mínimos y máximos.

Modelo	Media	Mínimo	Máximo
STICS	65,2	23,9	166,1
HYDRUS-1D	71,9	29,2	177,8

Las concentraciones en nitrógeno nítrico del agua de drenaje en los escenarios simulados por HYDRUS-1D son ligeramente mayores que en el caso del modelo STICS. El comportamiento de las diferencias entre los valores de HYDRUS-1D y STICS refleja que el incremento en porcentaje se reduce paulatinamente de los valores mínimos (22,2%) a los máximos (7,3%) y, curiosamente, aumentan las diferencias en valor absoluto (5,3 ppm en el valor mínimo, 6,7 ppm en el promedio y 11,7 ppm en el valor máximo).

La comparación de dos modelos unidimensionales con enfoque distinto permite completar los resultados expuestos por Mailhol et al. (2001). Estos autores obtuvieron que el modelo STICS sobreestimaba los riesgos de lixiviación de nitratos respecto al modelo HYDRUS-2D. Esta diferencia se podría atribuir tanto a la discretización del medio (1D o 2D) como al distinto enfoque matemático de los dos modelos. A partir de los resultados del presente trabajo, el enfoque de los dos modelos en un medio 1D produce una

sobreestimación del 12,5% del enfoque numérico respecto sobre la lixiviación final simulada del enfoque analítico. En la aplicación de este tipo de modelos de enfoque numérico en medio bidimensional los riesgos de lixiviación eran menores (Mailhol et al. 2001). Por lo tanto, el hecho de obtener riesgos de lixiviación menores en medio 2D se atribuye a la geometría del suelo y sus procesos asociados de flujo de agua y transporte de nitratos ya que, en medio 1D, los riesgos de lixiviación se simulan mayores con un modelo de enfoque numérico. Este es el primer paso para el establecimiento de un coeficiente para la corrección de las estimaciones de los riesgos de lixiviación de STICS a lo largo de una campaña de riego superficial por surcos (medio 2D) tal como proponían definir Mailhol et al. (2001). Sería conveniente, aún, evaluar los riesgos de lixiviación durante una campaña de riegos con los modelos numéricos HYDRUS en medios 1D y 2D y su factor de corrección a aplicar.

3.4.- Capacidad de predicción de los riesgos reales de lixiviación

Es interesante conocer, también, la capacidad de predicción de los modelos evaluados frente a los datos calculados de lixiviación en los escenarios experimentales. La Fig. 6a muestra que, tanto STICS como HYDRUS-1D, tienden, por un lado, a infraestimar los riesgos de lixiviación en parcelas con alto CNS y, en escenarios con bajo CNS, a sobreestimar estos riesgos. Este error en las predicciones de las cantidades de nitrógeno lixiviadas convendría, también, tenerlas en cuenta a la hora de establecer un factor de corrección (discutido en el párrafo anterior) entre los resultados de lixiviación observados en las parcelas experimentales y sus respectivas cantidades simuladas.

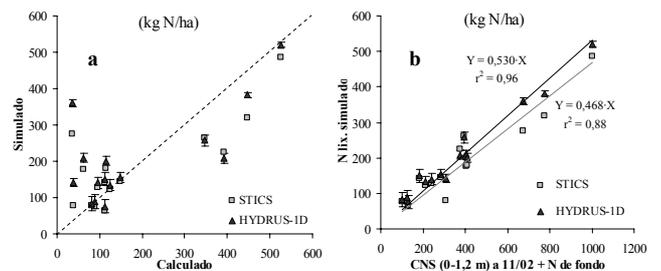


Fig. 6. Estimación de los riesgos de lixiviación de nitratos simulados con STICS y HYDRUS-1D respecto a (a) los valores calculados por balance de nitrógeno y (b) a los CNS potencialmente lixiviable de los escenarios evaluados.

Por otro lado, en la Fig. 6b se muestra como, del nitrógeno susceptible de ser lixiviado durante el periodo de simulación, entre un 47 y un 53% es calculado que se pierde por debajo del horizonte del suelo (1,2 m) por los modelos evaluados. La buena correlación obtenida en los ajustes ($r^2 > 0,88$) demuestra la alta sensibilidad de ambos modelos en la estimación de los riesgos de lixiviación de nitratos en campos agrícolas.

4. Conclusiones

Se comparan dos modelos -STICS (enfoque analítico) y HYDRUS-1D (enfoque numérico)- en relación a su capacidad de predicción de los riesgos de lixiviación de nitratos en suelos agrícolas.

Ambos modelos reflejan de forma muy similar los balances de agua y de nitrógeno al final del periodo de simulación, aunque, de media, HYDRUS-1D sobrevalora el CAS e infravalora el CNS en comparación con el modelo STICS. Esto se traduce en diferencias en la estimación de los riesgos de lixiviación de los escenarios simulados mediante los modelos evaluados. HYDRUS-1D simula cantidades de nitrógeno lixiviadas mayores que el modelo STICS. Este comportamiento también se refleja en la concentración en nitrógeno del agua de drenaje puesto que los volúmenes de agua drenada simulados con ambos modelos son parecidos.

Se concluye también que, aunque los modelos evaluados estimen de forma bastante correlacionada los riesgos de lixiviación, aún existe una diferencia sustancial en relación a su capacidad de predicción de los riesgos reales calculados de lixiviación.

Finalmente, la comparación de los modelos en un medio unidimensional permite establecer el primer paso para la corrección de errores de estimación de los riesgos de lixiviación de nitratos en parcelas agrícolas con riego superficial por surcos (medio bidimensional) donde se produce una acumulación de nitrógeno en la cresta de estos. Aunque el modelo numérico HYDRUS-2D refleje mejor el flujo y el transporte de nitratos durante y después de un evento de riego, es preciso el uso de un modelo más simplista, STICS, para la simulación de las interacciones del suelo, la planta y la atmósfera. El uso conjunto de ambos modelos puede ser un buen camino para la estimación de los riesgos de lixiviación en campos agrícolas.

Agradecimientos. El presente trabajo se ha realizado en el marco de una Beca de Investigación (BR01/04) de la Universidad de Girona. También agradecemos el apoyo en medios materiales ofrecido por la Estación Experimental Agrícola Mas Badia (La Tallada de Empordà, Girona).

Bibliografía

Beven, K.J., Henderson, D. y Reeves, A.D. 1993. Dispersion parameters for undisturbed partially saturated soil. *J. Hydrol.*, 143, 19-43.

Brisson, N., Mary, B., Ripoche, D., Jeuffroy, M.H., Ruget, F., Nicollaud, B., Gate, P., Devienne-Barret, F., Antonioletti, R., Durr, C., Richard, G., Beaudoin, N., Recous, S., Tayot, X., Plenet, D., Cellier, P., Machet, J.M., Meynard, J.M. y Delécolle, R. 1998. STICS: a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balances. I. Theory and parameterization applied to wheat and corn. *Agronomie*, 18, 311-346.

Brisson, N., Ruget, F., Gate, Ph., Lorgeou, J., Nicollaud, B., Tayot, X., Plenet, D., Jeuffroy, M.-H., Bouthier, A., Ripoche, D., Mary, B. y Justes, E. 2002. STICS: a generic model for the simulation of crops and their water and nitrogen balances. II. Model validation for wheat

and maize. *Agronomie*, 22, 69-92.

Brisson, N., Gary, C., Justes, E., Roche, R., Mary, B., Ripoche, D., Zimmer, D., Sierra, J., Bertuzzi, P., Burger, P., Bussière, R., Cabidoche, Y.M., Cellier, P., Debaeke, P., Gaudillère, J.P., Hénault, C., Maraux, F., Seguin, B. y Sinoquet, H. 2003. An overview of crop model STICS. *Europ. J. Agron.*, 18, 309-332.

Cerrato, M.E. y Blackmer, A.M. 1990. Comparison of models for describing corn yield response to nitrogen fertilizer. *Agron. J.*, 82, 138-143.

Heathwaite, A.L., Burt, T.P. y Trudgill, S.T. 1993. Overview – The nitrate issue. En: *Nitrate: Processes, Patterns and Management*. Eds.: Burt, T.P., Heathwaite, A.L. y Trudgill, S.T. John Wiley & Sons Ltd. Chichester.

Houlès, V., Mary, B., Guérif, M., Makowski, D. y Justes, E. 2004. Evaluation of the ability of the crop model STICS to recommend nitrogen fertilization rates according to agro-environmental criteria. *Agronomie*, 24, 339-349.

Jame, Y.W. y Curforth, H.W. 1996. Crop growth models for decision support systems. *Can. J. Plant Sci.*, 76, 9-19.

Justes, E., Dorsainvil, F., Brisson, N., Ripoche, D., Thiébau, P. y Mary, B. 2001. Evaluation and improvement of the soil-crop model STICS for predicting water and nitrogen budgets during fallow period between two main crops or under catch crops. *Proceedings of the 2nd International Symposium on Modelling Cropping System*. 67-68. Florencia. 16-18 de Julio.

Leonard, R.A., Knisel, W.G. y Still, D.A. 1987. GLEAMS: Groundwater Loading Effects of Agricultural Management Systems. *Trans. ASAE*, 30, 1403-1418.

Mailhol, J.C., Ruelle, P. y Nemeth, I. 2001. Impact of fertilisation practices on nitrogen leaching under irrigation. *Irrig. Sci.*, 20, 139-147.

Makowski, D., Wallach, D. y Meynard, J.-M. 1999. Models of yield, grain protein, and residual mineral nitrogen responses to applied nitrogen for winter wheat. *Agron. J.*, 91, 377-385.

Makowski, D. y Wallach, D. 2001. How to improve model-based decision rules for nitrogen fertilization. *Europ. J. Agron.*, 15, 197-208.

Makowski, D., Wallach, D. y Meynard, J.-M. 2001. Statistical methods for predicting responses to applied nitrogen and calculating optimal nitrogen rates. *Agron. J.*, 93, 531-539.

Meynard, J.-M., Cerf, M., Guichard, L., Jeuffroy, M.-H. y Makowski, D. 2002. Which decision support tools for the environmental management of nitrogen? *Agronomie*, 22, 817-829.

Moreno, F., Cayuela, J.A., Fernández, J.E., Fernández-Boy, E., Murillo, J.M. y Cabrera, F. 1996. Water balance and nitrate leaching in an irrigated maize crop in SW Spain. *Agric. Water Manage.*, 32, 71-83.

Poch, R., Ramírez de Cartagena, F. y Candela, L. 2005. Calibratge i validació del model STICS v.4 en escenaris de producció de blat de moro (*Zea mays* L.) en reg per superfície al Baix Empordà. 2005. *Comunicacions del seminari "La gestió del nitrogen a l'agricultura"*. 67-73. ICEA. Barcelona.

Ramos, C. y Kücke, M. 1999. Revisión crítica de los métodos de medida de la lixiviación de nitrato en suelos agrícolas. En: *Estudios en la Zona no Saturada del Suelo, vol. IV*. Eds.: Muñoz-Carpena, R., Ritter, A. y Tascón, C. 25-32. ICIA: La Laguna.

Ruget, F., Brisson, N., Delécolle, R. y Faivre, R. 2002. Sensitivity analysis of a crop simulation model, STICS, in order to choose the main parameters to be estimated. *Agronomie*, 22, 133-158.

Schaap, M.G., Feike, J., Leij, F.J. y van Genuchten, M.Th. 2001. ROSETTA: a computer program for estimating soil hydraulic parameters with hierarchical pedotransfer functions. *J. Hydrol.*, 251, 163-176.

Schnebelen, N., Nicollaud, B., Bourennane, H., Couturier, A., Verbeque, B., Revalier, Ch., Bruand, A. y Ledoux, E. 2004. The STICS model to predict nitrate leaching following agricultural practices. *Agronomie*, 24, 423-435.

Simunek, J., Sejna, M. y van Genuchten, M.Th. 1998. The HYDRUS-1D software package for simulating one-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated media. Version 2.02. *International Ground Water Modeling Center (IGWMC) – TPS – 70*. Colorado School of Mines. Golden. Colorado. 202 pp.

Simunek, J., Sejna, M. y van Genuchten, M.Th. 1999. The HYDRUS-2D

- software package for simulating two-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably saturated media. Version 2.0. *IGWMC - TPS - 53*. International Ground Water Modeling Center. Colorado School of Mines. Golden. Colorado. 251 pp.
- SSS (Soil Survey Staff). 1998. Keys to soil taxonomy. *USDA-NRCS, 8a ed.* Washington DC. 326 pp.
- Stöckle, C.O., Donatelli, M. y Nelson, R.L. 2003. Cropsyst, a cropping systems simulation model. *Europ. J. Agron.*, 18, 289-307.
- van Genuchten, M.Th. 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 44(5), 892-898.
- Vanclooster, M., Viaene, P., Christiaens, K. y Ducheyne, S. 1996. WAVE, a mathematical model for simulating water and agrochemicals in the soil and the vadose environment. *Reference and user's manual, release 2.1*. Institute for Land and Water Management. Katholieke Universiteit Leuven. Leuven.