

PROPUESTA PARA MONITOREAR LA CONTAMINACIÓN DEL AGUA EN UNA PARCELA PILOTO CON DRENAJE AGRÍCOLA

A PROPOSAL TO MONITOR WATER POLLUTION IN A PILOT PLOT WITH AGRICULTURAL DRAINAGE

Serge Tamari, Luis Gómez-Lugo, Victor Manuel Arroyo-Correa, Nahún Hamed García¹

¹Coordinación de Tecnología Hidráulica. Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA). Paseo Cuauhnáhuac No. 8532, Jiutepec, Mor. 62550. (tamari@tlaloc.imta.mx).

RESUMEN

Recuperar para la agricultura una parcela con manto freático somero representa un riesgo para el ambiente: los agroquímicos que percolan por debajo de la zona radicular de los cultivos pueden llegar rápidamente a la zona saturada, y contaminarla. En este trabajo se propone un método para monitorear la contaminación de la zona saturada, a escala de una parcela piloto con drenaje. Este método requiere instalar un *dren de muestreo* en el espacio medio entre dos drenes funcionando, es decir un dren entubado con una llave en la salida, que se abre únicamente para tomar muestras del agua del suelo. Esta nueva técnica del *dren de muestreo* tiene dos ventajas: primera, el dren intercepta el agua que percola a través de una área grande; y segunda, los resultados se pueden interpretar fácilmente, ya que corresponden en teoría a un problema de flujo unidimensional. Como ejemplo de aplicación, se presenta un experimento realizado en un contenedor de arena, en el cual un *dren de muestreo* permitió evaluar el efecto de una zona parcialmente saturada sobre la llegada de nitratos hacia dos drenes funcionando. Se recomienda instalar drenes de muestreo en parcelas piloto con manto freático somero, con el fin de entender mejor la migración de agroquímicos hacia el acuífero o los drenes funcionando.

Palabras clave: Agroquímicos, contaminación, drenaje, muestreo, suelo, zona saturada.

INTRODUCCIÓN

El drenaje agrícola (Skaggs y van Schilfgaarde, 1999) permite recuperar parcelas con manto freático somero, y aprovecharlas para la agricultura. Sin embargo, esta actividad representa un riesgo para el ambiente: los agroquímicos (p.e., nitratos y plaguicidas) que percolan por debajo de la zona radicular de los cultivos pueden llegar en poco tiempo hacia la zona saturada y contaminarla (Kladivko *et al.*, 1991; Scholefield *et al.*, 1993; Cámara-Durán, 1994). Después, el agua contaminada puede irse hacia los ríos (como consecuencia de la descarga de los drenes) o hacia el acuífero. Con el fin de

Recibido: Junio, 2000. Aprobado: Abril, 2001.

Publicado como ENSAYO en *Agrociencia* 35: 321-334. 2001.

ABSTRACT

Recovering a field with a high water table for agricultural production poses a risk to the environment: the agrochemicals that percolate below the crop root zone may rapidly reach the saturated zone and pollute it. In this paper a method is proposed to monitor pollution in the saturated zone at the scale of a pilot plot with drainage. This method requires the installation of a *sampling drain* between two working drains, that is a pipe drain with a valve at the outlet, which is opened only to sample soil water. This new technique of the *sampling drain* has two advantages: first, it allows to collect water that percolates through a large area; and second, it provides monitoring data which can be easily interpreted since they corresponds in theory to a one-dimensional flow problem. As an example of the application of the technique, an experiment was carried out in a sand tank, in which a *sampling drain* allowed to evaluate the effect of a partially saturated zone on the leaching of nitrates towards two working drains. The use of *sampling drains* is recommended in pilot plots with high water tables in order to provide a better understanding of the leaching of agrochemicals towards the aquifer and/or working drains.

Key words: Agrochemicals, pollution, drainage, sampling, soil, saturated zone.

INTRODUCTION

Agricultural drainage (Skaggs and van Schilfgaarde, 1999) allows for fields with high water tables to be recovered for agricultural production. However, this procedure poses a risk to the environment because agrochemicals (e.g., nitrates and pesticides) that percolate below the crop root zone may quickly reach the saturated zone and pollute it (Kladivko *et al.*, 1991; Scholefield *et al.*, 1993; Cámara-Durán, 1994). This contaminated water (discharged from drains) can then flow to rivers or reach the aquifer. For a better understanding of this phenomenon, drained pilot plots are now being developed to allow for long-term monitoring of the solute leaching towards the saturated zone (Scholefield *et al.*, 1993; Bronswijk *et al.*, 1995; Heng and White, 1996; Mendoza Palacios *et al.*, 1998;

entender mejor este fenómeno, en la actualidad se tiene un interés especial en contar con parcelas piloto con drenaje, donde se puede monitorear durante años la migración de solutos hacia la zona saturada (Scholefield *et al.*, 1993; Bronswijk *et al.*, 1995; Heng y White, 1996; Mendoza Palacios *et al.*, 1998; Lennartz *et al.*, 1999). Comúnmente, el monitoreo se lleva a cabo extrayendo agua del suelo a varios intervalos de tiempo, y analizando su composición química. En este trabajo, se expone un método para mejorar las condiciones de monitoreo en parcelas piloto con drenaje agrícola y se presenta un ejemplo de aplicación. Fundamentalmente, la propuesta se basa en el uso de un *dren de muestreo*, que se describe a continuación.

PROPUESTA METODOLÓGICA

Planteamiento de un experimento en una parcela piloto con un *dren de muestreo*

Fundamentos de la técnica del *dren de muestreo*

Los procedimientos clásicos que se usan para tomar muestras de agua del suelo consisten en lo siguiente (Wilson *et al.*, 1995): a) Tomar una muestra de suelo con una barrena, llevarla al laboratorio y extraer su agua; b) Extraer *in situ* agua de la zona no saturada con un muestreador de vacío, un lisímetro o un muestreador de mecha capilar; y c) Extraer *in situ* agua de la zona saturada con un pozo de observación o un muestreador de placa. A pesar de sus diferencias, todos los dispositivos que se usan en los procedimientos mencionados se caracterizan por interceptar el agua que percola a través de una área relativamente pequeña de suelo, la cual varía entre cuatro cm² y cuatro m². En comparación con el tamaño de una parcela, éste es un muestreo muy localizado. Desafortunadamente, el flujo del agua y de los solutos en el suelo es generalmente muy irregular a escala de unos metros (Warrick *et al.*, 1986); esto implica tener muchos puntos de muestreo en una parcela, si se pretende caracterizar su comportamiento global (Nielsen *et al.*, 1986; Wilson *et al.*, 1995). En ocasiones, el patrón de infiltración es tan irregular, que se necesitaría un número exagerado de sitios de muestreo (Biggar y Nielsen, 1976; Ghodrati y Jury, 1992; Ju *et al.*, 1997).

Cuando se pretende cuantificar la cantidad promedio de solutos que llegan hacia la zona saturada a escala de una parcela, es conveniente tomar muestras del agua de un gran volumen de suelo. Con este enfoque, varios autores han medido la calidad del agua descargada por un dren funcionando, es decir un dren que sirve para controlar la profundidad del manto frático (Utermann *et al.*, 1990; Kladviko *et al.*, 1991; Scholefield *et al.*, 1993; Magesan *et al.*, 1994; Wilson *et al.*, 1995; Bronswijk *et al.*,

Lennartz *et al.*, 1999). Monitoring usually involves extracting soil water at various time intervals and analyzing its chemical composition. The following describes a proposal to improve the monitoring in drained pilot plots. An example of application is given. The proposal is based on the *sampling drain* technique, which is described below.

METHODOLOGICAL FRAMEWORK

Setting of an experiment with a *sampling drain* in a pilot plot

Fundamentals of the *sampling drain* technique

There are three classic procedures to sample soil water (Wilson *et al.*, 1995): a) A soil sample is taken with an auger, and the water in the sample is extracted in a laboratory; b) Water from the unsaturated zone is extracted *in situ* using a vacuum sampler, a lysimeter or a capillary wick sampler; and c) Water from the saturated zone is extracted *in situ* from a groundwater observation well or a pan lysimeter. In spite of their differences, all the devices used in the procedures mentioned above intercept the water as it percolates through a relatively small soil area, which may vary from four cm² to four m². When compared to the size of a plot, this sampling area is very limited. Unfortunately, the flow of water and solutes in the soil is generally very irregular on a scale of several meters (Warrick *et al.*, 1986). This implies that a large number of sampling points must be distributed over a field to describe its overall behavior (Nielsen *et al.*, 1986; Wilson *et al.*, 1995). On occasions, the flow pattern is so irregular that an excessive number of points is necessary (Biggar and Nielsen, 1976; Ghodrati and Jury, 1992; Ju *et al.*, 1997).

In order to quantify the average amount of solutes reaching the saturated zone on a plot scale, it is advisable to sample the water in a large soil volume. Considering this approach, several authors have determined the water quality discharged from working drains, that is drains used to control the depth of the water table (Utermann *et al.*, 1990; Kladviko *et al.*, 1991; Scholefield *et al.*, 1993; Magesan *et al.*, 1994; Wilson *et al.*, 1995; Bronswijk *et al.*, 1995; Larsson *et al.*, 1999; Lennartz *et al.*, 1999). However, the results from this type of monitoring procedure are not easy to interpret since the flow pattern toward the working drain is geometrically complex, typically two-dimensional.

To eliminate these sampling problems, this work proposes an alternative: the installation of a *sampling drain* between two working drains, that is a closed drain with a valve at the end which is opened only to sample water from the saturated zone. In view of its location

1995; Larsson *et al.*, 1999; Lennartz *et al.*, 1999). Sin embargo, los resultados de este tipo de monitoreo no son fáciles de interpretar, ya que el patrón de infiltración hacia un dren funcionando es geoméricamente complicado: típicamente, es un flujo bidimensional.

Para eliminar estos problemas de muestreo, se propone una alternativa: instalar un *dren de muestreo* en el espacio medio entre dos drenes funcionando, es decir un dren entubado con una llave en la salida; la cual se abre únicamente cuando se desea tomar muestras de agua de la zona saturada. Por su ubicación (entre dos drenes funcionando) y las condiciones de muestreo (dren cerrado), un *dren de muestreo* proporciona datos que pueden interpretarse fácilmente, ya que corresponden en teoría a un problema de flujo unidimensional.

Instalación de un *dren de muestreo*

Se tiene que evitar poner el *dren de muestreo* entre dos drenes funcionando que tengan problemas de taponamiento (de lo contrario, el flujo del agua entre éstos no sería vertical). Si bien el flujo del agua es teóricamente vertical en el espacio medio entre dos drenes funcionando, la línea de corriente se subdivide en dos líneas de corriente horizontales cuando alcanza un hidroapoyo (estrato impermeable); por lo tanto, no se debe instalar un *dren de muestreo* demasiado cerca de un hidroapoyo (ver Figura 1). Se recomienda instalar un *dren de muestreo* a una profundidad similar a la de los drenes funcionando, con el fin de detectar lo más pronto posible la llegada de contaminantes a la zona saturada.

En cuanto a la colocación y manejo del *dren de muestreo*, se recomienda lo siguiente: (a) Con maquinaria, hacer una zanja estrecha, tratando de no perturbar demasiado el suelo en las paredes; (b) Colocar el dren dentro de la zanja, sobre una capa de material de textura gruesa; (c) Sellar la zanja (con el suelo natural, con bentonita, o con ambas); (d) Purgar siempre el dren de muestreo antes de tomar muestras de agua de la zona saturada, es decir, desechar una cantidad de agua casi igual al volumen del dren.

¿Qué concentración es la del agua extraída por un dren?

Dependiendo de la forma de extraer agua del suelo, la concentración de la muestra puede ser la residente, la promedio de flujo, o cualquier valor intermedio (Parker y van Genuchten, 1984; Jury y Roth, 1990). La concentración residente (C^r) es la concentración del agua contenida en un pequeño volumen de suelo, mientras que la concentración promedio de flujo (C^f) es la concentración del agua que atraviesa una sección de suelo durante un tiempo corto.

(between two working drains) and the sampling conditions (closed drain), a sampling drain provides data that may be interpreted easily, since they correspond, theoretically, to a one-dimensional flow problem.

Installation of a *sampling drain*

The *sampling drain* must not be placed between two working drains that are clogged (if so, the water flow at this point would not be entirely vertical). Although the flow line is theoretically vertical between two working drains, it breaks up into two horizontal flow lines when it reaches an impermeable layer; therefore, the *sampling drain* should not be placed too close to an impervious barrier (see Figure 1). The *sampling drain* should be placed at a depth similar to that of the working drains, in order to detect the arrival of pollutants in the saturated zone as quickly as possible.

Recommendations for the installation and use of the *sampling drain* include: (a) A narrow ditch should be made with machinery, attempting to disturb the walls as little as possible; (b) The sampling drain should be placed in a ditch on coarse-textured material; (c) The ditch should be sealed (with natural backfill soil and/or bentonite); (d) The drain should be purged previously to sampling water from the saturated zone, that is, a quantity of water approximately equal to the volume of the drain should be discharged.

What is the concentration of the water extracted from a drain?

Depending on the way in which the water is extracted from the soil, the sample may represent the resident

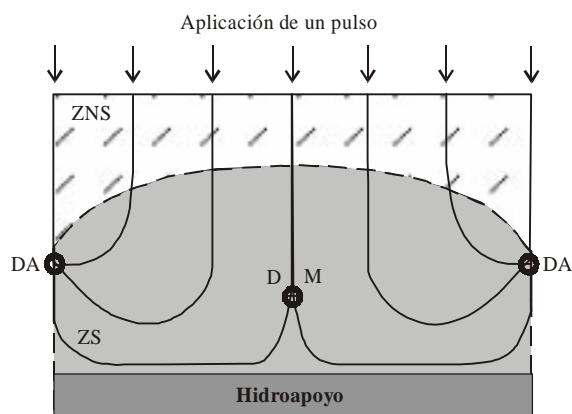


Figura 1. Esquema de las líneas de flujo en una parcela con drenaje y con hidroapoyo (corte transversal). ZNS = Zona no saturada; ZS = Zona saturada; DA = Dren funcionando; DM = *Dren de muestreo*.

Figure 1. Diagram of flow lines in a plot with working drains (cross section). ZNS = Unsaturated zone; ZS = Saturated zone; DA = Working drain; DM = *Sampling drain*.

En la actualidad, se considera que la técnica más confiable para medir la concentración residente está basada en la extracción de muestras de suelo con una barrena, mientras que los sistemas más confiables para medir la concentración promedio de flujo son el muestreador de mecha capilar, el de placa, y el lisímetro (Ellsworth *et al.*, 1996; Brandi-Dohrn *et al.*, 1996; Ju *et al.*, 1997). En el caso de un dren funcionando, el agua del suelo se descarga libremente; por lo que la concentración de una muestra tomada a partir de un dren funcionando es de tipo promedio de flujo (Jury y Roth, 1990). Sin embargo, el problema es que no se sabe exactamente de qué lugar del suelo proviene el agua que llega hacia el dren funcionando.

¿Qué tipo de concentración es la que se puede medir con un *dren de muestreo*? Básicamente, un *dren de muestreo* funciona en la zona saturada como lo hace un muestreador de succión en la zona no saturada. En este caso, se puede estimar la concentración residente si el tiempo de muestreo es pequeño con respecto al intervalo de tiempo entre dos muestreos, y si se deja la succión variar libremente dentro del tubo del muestreador (Parker y van Genuchten, 1984; Brandi-Dohrn *et al.*, 1996). Estas condiciones ideales no se cumplen siempre con un muestreador de vacío (Wilson *et al.*, 1995). Sin embargo, con un *dren de muestreo* se puede recuperar bastante agua en pocos segundos; por lo que se considera que un *dren de muestreo* debe proporcionar estimaciones confiables de la concentración residente de solutos.

Campaña de muestreo en una parcela piloto

Considérese ahora el siguiente experimento: en una parcela piloto se mantiene un régimen permanente para la infiltración del agua y se aplica un pulso de soluto. A pesar de que no es sencillo, varios autores han explicado como hacerlo (White, 1987; Ghodrati y Jury, 1992; Bronswijk *et al.*, 1995; Ellsworth *et al.*, 1996; Lennartz *et al.*, 1999). En la época seca, se tiene que regar continuamente la parcela durante un periodo; en la época de lluvia, se puede aplicar el soluto, y dejar la parcela expuesta a la intemperie. A pesar de que se pueden aplicar varios solutos en la parcela, se recomienda usar por lo menos un soluto poco reactivo (p.e., Br⁻ o NO₃⁻).

Posteriormente a la aplicación del pulso de soluto, se usará un *dren de muestreo* para monitorear la calidad del agua que percola a una cierta profundidad en el suelo; conjuntamente, se monitoreará la calidad del agua descargada por un dren funcionando. De esta manera, se tendrán dos curvas de elución, es decir dos relaciones entre la concentración del soluto y el tiempo (Nielsen *et al.*, 1986).

concentration, the flux-averaged concentration or any intermediate value (Parker and van Genuchten, 1984). The resident concentration (C^r) is that of the water in a small volume, of soil while the flux-averaged concentration (C^f) is that of the water that passes through a soil section in a short period.

Currently, the most reliable technique to determine the resident concentration is considered to be based on soil samples extracted with an auger, while the most reliable systems to determine the flux-averaged concentration are the capillary wick sampler, the lysimeter and the pan lysimeter (Ellsworth *et al.*, 1996; Brandi-Dohrn *et al.*, 1996; Ju *et al.*, 1997). In the case of a working drain, the soil water is freely discharged; the concentration of a sample taken from a working drain then is of the flux-averaged type (Jury and Roth, 1990). However, the problem is that the source of the water reaching the working drain is unknown.

So, what is the type of concentration that can be determined with a *sampling drain*? Basically, the *sampling drain* operates in the saturated zone, in a way similar to that of the vacuum sampler in the unsaturated zone. In this case, the resident concentration can be estimated if the sampling time is short with respect to the interval between two samples and if the vacuum is allowed to vary freely within the sampling tube (Parker and van Genuchten, 1984; Brandi-Dohrn *et al.*, 1996). These ideal conditions are not always satisfied by a vacuum sampler (Wilson *et al.*, 1995). However, with a *sampling drain*, quite a lot of water can be recovered in a few seconds. Therefore, a *sampling drain* should provide reliable estimates of the resident solute concentration.

Monitoring experiment in a pilot plot

Assume the following experimental conditions in a pilot plot: a continuous water-flow regime is maintained and a solute pulse is applied on the soil surface. Though this is not simple, several authors have described how it is done (White, 1987; Ghodrati and Jury, 1992; Bronswijk *et al.*, 1995; Ellsworth *et al.*, 1996; Lennartz *et al.*, 1999). During the dry season, the plot must be constantly irrigated; during the rainy season, the solute may be applied while the plot is left uncovered. Although several solutes may be applied, it is recommended to use at least an almost inert solute (e.g., Br⁻ or NO₃⁻).

After the application of the solute pulse, the *sampling drain* is used to monitor the quality of the water percolating at a given soil depth. Simultaneously, the quality of the water discharged from a working drain is also evaluated. The result is two elution curves, that is two relationships between the solute concentration and time (Nielsen *et al.*, 1986).

Análisis de los resultados

Hipótesis iniciales sobre el suelo y el soluto

En este apartado se presenta un marco teórico clásico que describe el flujo unidimensional de un soluto en el suelo. Con este marco no se pretende describir completamente el fenómeno del transporte del soluto, sino tener un punto de referencia para poder interpretar los resultados experimentales obtenidos con un *dren de muestreo* y con un dren funcionando. El marco teórico más sencillo que describe el flujo unidimensional de un soluto en el suelo está basado en los siguientes supuestos: (a) El suelo es uniforme y su contenido de agua es constante, (b) El agua se mueve en régimen permanente y en una sola dirección, (c) El soluto es inerte y no es absorbido por las raíces de los cultivos. Bajo estas condiciones, el movimiento del soluto en el suelo es descrito por la ecuación de convección - dispersión (Nielsen *et al.*, 1986):

$$\partial C^r / \partial t = D_h \partial^2 C^r / \partial z^2 - v \partial C^r / \partial z \quad (1)$$

donde C^r (mg L^{-1}) es la concentración residente del soluto en el agua del suelo, t (min) el tiempo, z (cm) la profundidad, D_h ($\text{cm}^2 \text{min}^{-1}$) el coeficiente de dispersión hidrodinámica, y v (cm min^{-1}) la velocidad de poro. La velocidad de poro es la velocidad promedio del soluto en el suelo; se define de la siguiente manera:

$$v = q/n' \quad (2)$$

donde q (cm min^{-1}) es el flujo del agua en el suelo, y n' ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$) la porosidad efectiva del suelo con respecto al soluto. Esta porosidad efectiva corresponde a la fracción de agua que transporta el soluto por convección; es inferior o igual a la humedad volumétrica del suelo.

Obtención de soluciones analíticas de referencia

Matemáticamente, las condiciones de frontera del problema planteado se expresan de la siguiente manera (Parker y van Genuchten, 1984):

$$C^r = C_i \quad 0 \leq z \leq L \quad t = 0 \quad (3a)$$

$$C^f \begin{cases} = C_0 & z = 0 \\ = 0 & z = L \end{cases} \quad 0 < t < t_0 \quad (3b)$$

$$\partial C^r / \partial z = 0 \quad z = L \quad t > 0 \quad (3c)$$

donde C_0 (mg L^{-1}) es la concentración del pulso de agua con soluto, t_0 (min) la duración del pulso, C_i (mg L^{-1}) la concentración inicial del agua del suelo, y L (cm) la profundidad de muestreo. Una relación teórica une las concentraciones residente y promedio de flujo (Parker y van Genuchten, 1984):

Data analysis

Preliminary hypotheses about soil and solute

This section presents a classical theoretical framework describing the one-dimensional flow of a solute in soil. It is not intended to provide a complete description of the phenomenon of solute transport, but rather to offer a point of reference for the interpretation of the monitoring data obtained with a *sampling drain* and a working drain. The simplest theoretical framework to describe the one-dimensional flow of a solute in soil is based on the following assumptions: a) The soil is uniform and its water content is constant, b) Water moves under a constant flow regime and in one single direction, c) The solute is inert and is not absorbed by the crop roots. Under these conditions, solute flow through the soil is described by the convection - dispersion equation (Nielsen *et al.*, 1986):

$$\partial C^r / \partial t = D_h \partial^2 C^r / \partial z^2 - v \partial C^r / \partial z \quad (1)$$

where C^r (mg L^{-1}) is the resident concentration of the solute in the soil water, t (min) is time, z (cm) is depth, D_h ($\text{cm}^2 \text{min}^{-1}$) is the hydrodynamic dispersion coefficient, and v (cm min^{-1}) is the pore velocity. The pore velocity is the average velocity of the solute in the soil, and is defined as:

$$v = q/n' \quad (2)$$

where q (cm min^{-1}) is the water flow in the soil and n' ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$) is the effective porosity of the soil with respect to the solute. The effective porosity corresponds to the water fraction that transports the solute by convection; it is less than or equal to the soil volumetric water content.

Analytical solutions to the proposed problem

Mathematically, the boundary conditions for the proposed problem can be expressed as follows (Parker and van Genuchten, 1984):

$$C^r = C_i \quad 0 \leq z \leq L \quad t = 0 \quad (3a)$$

$$C^f \begin{cases} = C_0 & z = 0 \\ = 0 & z = L \end{cases} \quad 0 < t < t_0 \quad (3b)$$

$$\partial C^r / \partial z = 0 \quad z = L \quad t > 0 \quad (3c)$$

where C_0 (mg L^{-1}) is the concentration of the water pulse with solute, t_0 (min) is the duration of the pulse, C_i (mg L^{-1}) is the initial water concentration in the soil, and L (cm) is the sampling depth. There is a theoretical relationship between the resident and the flux-averaged concentrations (Parker and van Genuchten, 1984):

$$C^f = C^r - (D_h / v) \partial C^r / \partial z \quad (4)$$

Bajo estas condiciones (3 y 4), la ecuación de convección-dispersión (1) tiene dos soluciones analíticas, que son de la siguiente forma (Parker y van Genuchten, 1984):

$$C(L, t) \begin{cases} = C_i + (C_0 - C_i)A(t) & 0 < t < t_0 \\ = C_i + (C_0 - C_i)A(t) - C_0A(t - t_0) & t_0 \leq t \end{cases} \quad (5)$$

donde C (mg L^{-1}) es la concentración de soluto, y $A(t)$ un término que depende de como se mide esta concentración. En caso de medir la concentración promedio de flujo (C^f), la solución es:

$$A^f(t) = 0.5 \operatorname{erfc} \left[0.5(L - vt) / (D_h t)^{0.5} \right] + 0.5 \operatorname{erfc} \left[0.5(L + vt) / (D_h t)^{0.5} \right] \exp(vL / D_h) \quad (6)$$

y si se mide la concentración residente (C^r), la solución es:

$$A^r(t) = (v^2 t / \pi D_h)^{0.5} \exp \left[-(L - vt)^2 / (4D_h t) \right] + 0.5 \operatorname{erfc} \left[0.5(L - vt) / (D_h t)^{0.5} \right] - 0.5 \operatorname{erfc} \left[0.5(L + vt) / (D_h t)^{0.5} \right] \exp(vL / D_h) (1 + vL / D_h + v^2 t / D_h) \quad (7)$$

La representación gráfica (no presentada aquí) de las soluciones analíticas (6 y 7) muestra un sólo pico, que es más o menos simétrico. Para un valor de L dado, el ancho del pico depende sobre todo de D_h ; la posición del pico en el tiempo está sujeta a v , y el valor máximo del pico esta condicionado principalmente por C_0 .

Procedimiento para analizar los resultados

Se propone analizar los resultados del monitoreo (es decir, las curvas de elución del *dren de muestreo* y de un dren funcionando) en dos etapas. Primero, se intentará ajustar la solución analítica para la concentración residente (7) a la curva de elución obtenida con el *dren de muestreo*, buscando el valor óptimo de los términos

$$C^f = C^r - (D_h / v) \partial C^r / \partial z \quad (4)$$

Under these conditions (3 and 4), the convection - dispersion equation (1) provides two analytical solutions, with the following form (Parker and van Genuchten, 1984):

$$C(L, t) \begin{cases} = C_i + (C_0 - C_i)A(t) & 0 < t < t_0 \\ = C_i + (C_0 - C_i)A(t) - C_0A(t - t_0) & t_0 \leq t \end{cases} \quad (5)$$

where C (mg L^{-1}) is the solute concentration and $A(t)$ is a term that depends on how the concentration is measured. If the flux-averaged concentration (C^f) is used, the solution is:

$$A^f(t) = 0.5 \operatorname{erfc} \left[0.5(L - vt) / (D_h t)^{0.5} \right] + 0.5 \operatorname{erfc} \left[0.5(L + vt) / (D_h t)^{0.5} \right] \exp(vL / D_h) \quad (6)$$

and if the resident concentration (C^r) is measured, the solution is:

$$A^r(t) = (v^2 t / \pi D_h)^{0.5} \exp \left[-(L - vt)^2 / (4D_h t) \right] + 0.5 \operatorname{erfc} \left[0.5(L - vt) / (D_h t)^{0.5} \right] - 0.5 \operatorname{erfc} \left[0.5(L + vt) / (D_h t)^{0.5} \right] \exp(vL / D_h) (1 + vL / D_h + v^2 t / D_h) \quad (7)$$

The graphic representation (not presented here) for both analytical solutions (6 and 7) shows a single peak, that is more or less symmetrical. For a given value of L , the width of the peak depends mainly on D_h ; the position of the peak in the time depends on v ; and the maximum value of the peak depends mainly on C_0 .

Procedure to analyze the results

The monitoring results (i.e., the elution curves obtained with the *sampling drain* and the *working drain*) will be analyzed in two phases. First, the analytical solution for the resident concentration (7) will be adjusted to the elution curve for the *sampling drain*, seeking to optimize the terms $\{v, D_h, C_0\}$. As will be seen in the

$\{v, D_h, C_0\}$. Como se verá en el siguiente inciso, cualquier dificultad para lograr un buen ajuste o cualquier valor extraño de los parámetros optimizados será útil para poner en evidencia mecanismos particulares sobre el movimiento de los solutos en el suelo. Segundo, se introducirán los valores estimados de los términos $\{v, D_h, C_0\}$ en la solución analítica para la concentración promedio de flujo (6), y se simulará el flujo vertical del soluto hacia la profundidad del dren funcionando. La confrontación entre esta simulación (flujo unidimensional) y la curva de elución del dren funcionando (flujo bidimensional) puede ser útil para entender otros mecanismos particulares del flujo de soluto en el suelo.

En este trabajo se optó por usar soluciones analíticas sencillas (6 y 7) como marco de referencia, porque eran *a priori* adecuadas para las condiciones experimentales del ejemplo de aplicación que se presenta a continuación. Sin embargo, se pueden usar otras soluciones teóricas (p.e., Nielsen *et al.*, 1986), si se piensa que éstas describen más adecuadamente el transporte del soluto en la parcela en estudio.

¿Qué se espera de un dren de muestreo?

Es importante aclarar que lograr el ajuste perfecto de una curva de elución con una solución analítica teórica no implica necesariamente que se cumplen las hipótesis de trabajo (Jury y Roth, 1990). Ahora bien, cualquier dificultad para lograr un buen ajuste o cualquier valor extraño de los parámetros optimizados sirve para poner en evidencia mecanismos particulares sobre el movimiento de los solutos en el suelo. De hecho, son varios los motivos por los cuales no se puede ajustar adecuadamente una solución analítica a una curva de elución (Nielsen *et al.*, 1986). Por ejemplo, cuando los agroquímicos son absorbidos por el cultivo o retenidos por el suelo, el valor máximo del pico de la curva de elución es menor a lo esperado.

Es importante referirse al problema de la infiltración preferencial de los solutos en el suelo. En la actualidad, se tiene un interés especial en cuantificar este fenómeno, debido a que es responsable de una llegada muy rápida de agroquímicos hacia la zona saturada. La infiltración preferencial tiene varias causas, y se ha reportado para distintas situaciones en el campo sobre todo en suelos con grietas, galerías de lombrices o piedras (Ghodrati y Jury, 1992; Bronswijk *et al.*, 1995), y en suelos arenosos repelentes al agua o con estratificaciones (Ju *et al.*, 1997; Larsson *et al.*, 1999). Se considera que un *dren de muestreo* es una técnica idónea para detectar y cuantificar los solutos que se infiltran preferencialmente; los resultados de experimentos con otras técnicas de muestreo sugieren que se tendrá una curva de elución de aspecto irregular, con dos picos en lugar de uno (Utermann *et al.*, 1990;

following section, any difficulty encountered in attaining a good fit or any outlier value for the optimized parameters may provide evidence concerning specific mechanisms of solute flow through soil. Second, estimates for the terms $\{v, D_h, C_0\}$ will be substituted in the analytical solution of the flux-averaged concentration (6) and the vertical solute flow in soil to the depth of the working drain will be simulated. A comparison of this simulation (one-dimensional flow) with the elution curve for the working drain (two-dimensional flow) can provide an understanding of other specific mechanisms of solute flow through soil.

In this work, simple analytical solutions (6 and 7) were chosen as a point of reference, because they were appropriate *a priori* for the experimental conditions of the example described below. However, other theoretical solutions may be chosen (e.g., Nielsen *et al.*, 1986), if they are considered to describe *a priori* solute flow in the study plot more adequately.

What can be expected of a *sampling drain*?

A perfect fit of the theoretical analytical solution to an experimental elution curve does not mean that the basic hypothesis about the soil and solute flow are necessarily true (Jury and Roth, 1990). Any difficulty encountered in attaining a good fit or any outlying value for the optimized parameters may provide evidence concerning specific mechanisms of solute flow through soil. In fact, there are a number of reasons why the analytical solution will not adequately fit an elution curve (Nielsen *et al.*, 1986). For example, when the agrochemicals are absorbed by the crop and/or retained by the soil, the maximum peak value of the elution curve is lower than expected.

An important point to be mentioned is the preferential flow of solutes in soil. Recently, interest has been awakened in quantifying this phenomenon since it explains the fast movement of the agrochemicals to the saturated zone. Preferential flow has been reported in a variety of field situations, particularly (a) in soils with cracks, worm galleries or stones (Ghodrati and Jury, 1992; Bronswijk *et al.*, 1995), and (b) in sandy soils that are water-repellant or stratified (Ju *et al.*, 1997; Larsson *et al.*, 1999). The *sampling drain* is ideal to detect and quantify preferential flows of solutes. Earlier studies, using other sampling techniques, suggest that an elution curve, with an irregular shape or with two peaks rather than one would be obtained (Utermann *et al.*, 1990; Wilson *et al.*, 1995; Brandi-Dohrn *et al.*, 1996; Lennartz *et al.*, 1999).

Another case of interest is that even though soils generally present more or less abrupt vertical changes (i.e., horizons) there is limited information confirming that a soil depth of 1 or 2 meters can be considered a

Wilson *et al.*, 1995; Brandi-Dohrn *et al.*, 1996; Lennartz *et al.*, 1999).

Otro caso de interés se presenta cuando, a pesar de que el suelo presenta cambios más o menos abruptos en el sentido vertical (horizontes), se tiene información limitada para poder decir si un espesor de suelo de 1 o 2 m actúa como si fuera un medio poroso uniforme (Jury y Roth, 1990; Wilson *et al.*, 1995); *a priori*, la técnica del *dren de muestreo* será de gran utilidad para investigar este aspecto. Obviamente, con la curva de elución proporcionada por un *dren de muestreo*, no se pretende entender todos los detalles sobre la dinámica de los agroquímicos en una parcela. Sin embargo, se considera que esta información puede ayudar al agrónomo para establecer un diagnóstico sobre el funcionamiento hidrodinámico y fisicoquímico de la parcela.

MATERIALES Y MÉTODOS

Ejemplo de aplicación

Infraestructura experimental (mesa de drenaje)

Como ejemplo de aplicación de la metodología propuesta, se presenta un experimento que no se hizo en el campo, sino en un contenedor de arena denominado mesa de drenaje. Básicamente, se quiso reproducir las siguientes condiciones: medio poroso saturado, riego por aspersión, aportación masiva de nitratos, y sistema de drenes funcionando con espaciamiento de 10 m. La mesa de drenaje es un dispositivo ubicado en las instalaciones del Instituto Mexicano de Tecnología del Agua (IMTA), que permite investigar el efecto de diferentes combinaciones de espaciamiento y profundidad de drenes sobre el flujo del agua y de los solutos a través de un medio poroso (Gómez Lugo, 2000)². Consta de un contenedor de 40 m de longitud, tres m de anchura y cuatro m de profundidad. En su interior se encuentra un medio poroso y 35 drenes (tubos de plástico ranurado de cinco cm de diámetro, con filtro tipo calcetín). La salida de cada dren puede dejarse tapada o abierta.

En el fondo de la mesa de drenaje se tiene una capa de grava (25 cm de espesor) y válvulas: abriendo éstas, se pone la base del medio poroso en contacto hidráulico con un canal; esto sirve para saturar el medio poroso. En la superficie, se tiene una batería de 150 aspersores. El gasto que se manejó para regar el medio poroso, se cuantificó con un medidor ultrasónico de gasto (modelo Uniflow, marca Controlotron), cuya precisión fue mayor de 5%. El gasto descargado por los drenes funcionando de la mesa se evaluó con el método de aforo volumétrico: se midió el tiempo necesario para llenar botes de plástico con una precisión de 3%. Además, se instalaron pozos de observación (tubos perforados de 2.5 cm de diámetro) a lo largo de la mesa de drenaje.

uniform porous media (Jury and Roth, 1990; Wilson *et al.*, 1995); *a priori* the *sampling drain* technique can be useful to investigate this aspect. Obviously, the elution curve provided by a *sampling drain* is not sufficient to understand everything about the dynamics of agrochemicals in a plot. However, this information may help the agronomist to establish a diagnosis of the hydrodynamic and physico-chemical behavior of a plot.

MATERIAL AND METHODS

Example of application

The experimental rig (sand tank)

To test the proposed methodology, an experiment was carried out not in the field, but using a sand tank named "mesa de drenaje". Basically, the conditions to be reproduced were the following: saturated porous medium, sprinkler irrigation, massive nitrate supply and a pipe-drain system spaced every 10 meters. The sand tank is used at the Mexican Institute of Water Technology (IMTA) to study the effect of combinations of spacing and depth of drains on water and solute flux in a porous medium (Gómez Lugo, 2000)². It is a container 40 m long, 4 m wide and 3 m deep, filled with a porous medium and 35 drains (perforated plastic tubes, with a diameter of 5 cm and a geotextile filter). The outlet of each drain may be closed or opened.

On the bed of the sand tank, there is a layer of gravel (25-cm deep) and a series of valves which, when open, put the bed of the porous medium in hydraulic contact with a channel; this allows to saturate the porous medium. On the surface, there is a set of 150 sprayers. The flow used to irrigate the porous medium was determined using an ultrasonic flow meter (model Uniflow, by Controlotron) with better-than-5% precision. The discharge rate from the working drains was determined by the volumetric gauging method: the time required to fill plastic containers was measured with a precision of 3%. In addition, groundwater observation wells were installed along the sand tank.

Porous medium in the sand tank

The material used to fill the sand tank was obtained from a basaltic sandbank found near Cuautla, Morelos, Mexico. It is classified as medium-coarse sand. The proportion, by weight, of the very coarse sand (1-2 mm), fine to coarse sand (0.125 – 1 mm) and fine (< 0.125 mm) fractions were 12%, 81% and 7%, respectively. The filling of the sand tank was to provide a uniform porous medium, with a massive structure and no layers. This is not easy when using sandy material (Oliviera *et al.*, 1996). The sand was emptied and placed in eight steps with shovels and rakes. Boards were used to avoid stepping directly on the sand during the process. The drains were carefully laid on the loose sand with a 5-cm camber to avoid downward deflections from settling of the sand. Finally, the sand was wet and dried in four cycles to provide moderate compacting. During the last phase, the thickness of the porous medium decreased 5%. Later, personnel walked, when required, on boards to protect the surface of the drainage table.

² Gómez Lugo, L. 2000. Estudio experimental sobre el cálculo del espaciamiento entre drenes agrícolas. Tesis de Maestría en Ingeniería (Hidráulica). UNAM, Campus Morelos. Jiutepec, Mor. 65 p.

Medio poroso de la mesa de drenaje

El material usado para llenar la mesa de drenaje proviene de un banco de arena basáltica, que se encuentra cerca de Cuautla, Morelos, México. Se clasifica como arena medio gruesa; las proporciones en peso de las fracciones arena muy gruesa (1 - 2 mm), arena fina a gruesa (0.125 - 1 mm), y finos (< 0.125 mm) fueron de 12%, 81% y 7% respectivamente. El relleno en la mesa de drenaje se hizo para tener un medio poroso uniforme, con estructura masiva, y sin capas, lo que no es una tarea sencilla cuando se utiliza material arenoso (Oliviera *et al.*, 1996). La arena se vació y se acomodó en ocho etapas, con palas y rastrillos. Se utilizaron tablas de madera para no pisar directamente sobre la arena. Los drenes se colocaron cuidadosamente sobre la arena suelta, con una contraflecha de 5 cm para evitar deflexiones hacia abajo, por el reacondo ulterior de la arena. Finalmente, se sometió la arena a una serie de cuatro ciclos de humectación - desecación, con el fin de compactarla moderadamente; durante esta última fase, el espesor del medio poroso se redujo en 5%. Posteriormente se usaron tablas de madera cuando se tuvo que andar sobre la superficie de la mesa de drenaje.

Por cuestiones prácticas no ha sido posible apreciar la uniformidad del medio poroso haciendo perfiles de masa volumétrica. Sólo se hicieron mediciones destructivas en la superficie ($z = 3$ cm), obteniendo $d = 1.45 \pm 0.044$ (g cm^{-3}) [$p = 0.68$]. Suponiendo que la masa volumétrica de las partículas sólidas era $d_s = 2.65$ (g cm^{-3}), se obtuvo la siguiente estimación para la porosidad de la arena: $n = 1 - d/d_s \approx 0.45$ ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$); este valor es típico de un material muy suelto. También se hicieron fosas pequeñas, donde se vio que la arena era aparentemente uniforme hasta una profundidad de 50 cm.

Experimento sobre la percolación de los nitratos

En julio de 1999 se hizo un experimento sobre el movimiento de los nitratos en la mesa de drenaje. En forma preliminar, se abrieron las válvulas del fondo de la mesa y se saturó la arena con agua, subiendo poco a poco el tirante en el canal; esta operación duró cuatro días. Luego se cerraron las válvulas, y se inició un riego por aspersión. Se destaparon cuatro drenes, cuya profundidad era 110 cm por debajo de la superficie de la arena, simulando de esta manera un espaciamiento interdrenes de 10 m. Se monitoreó el gasto de riego y el gasto total en la salida de los drenes funcionando. Después de una semana, la diferencia entre estos gastos permaneció inferior a 5% (es decir, la precisión instrumental), y se consideró que se había alcanzado un régimen de infiltración permanente. El gasto fue: $Q = 6.9$ (L s^{-1}); dividiendo este valor por el área de la mesa se tuvo el siguiente flujo de infiltración: $q = 0.26$ (cm min^{-1}). Se suspendió la aspersión por un instante, y se llenó la cisterna de la mesa de drenaje con una solución de KNO_3 . Se aplicó el pulso de nitratos, reiniciando la aspersión, hasta que se vació la cisterna por completo. Después se volvió a regar el suelo con agua sin nitratos. A lo largo del experimento, se vio una lámina de agua en la superficie del medio poroso, cuya altura fue entre 5 y 7 cm.

Una hora antes y hasta ocho después de la aplicación del pulso, se tomaron tres tipos de muestras: agua de riego, agua de los drenes y

For purely practical considerations, it was not possible to examine the uniformity of the porous medium determining bulk density profiles. Only destructive measurements were made of the surface ($z = 3$ cm), with results of: $d = 1.45 \pm 0.044$ (g cm^{-3}) [$p = 0.68$]. Assuming that the density of the solid particles was: $d_s = 2.65$ (g cm^{-3}), the estimate for sand porosity was: $n = 1 - d/d_s \approx 0.45$ ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$). This value is characteristic of very loose material. Small pits were also made to observe, grossly, the uniformity to a depth of 50 cm.

Experiment concerning nitrate leaching

In July 1999, an experiment was carried out concerning the leaching of nitrates in the sand tank. Initially, the valves in the tank were opened and the sand saturated with water, by slowly raising the water level of the channel. This operation required four days. The valves were then closed and sprinkler irrigation used. Four drains were opened at a depth of 110 cm below the sand surface to simulate an inter-drain spacing of 10 m. The irrigation discharge and the total drainage discharge were monitored. After one week, the difference between these two discharges was less than 5% (that is, the precision of the measuring devices), and a constant flow regime was assumed. The flow was: $Q = 6.9$ (L s^{-1}); dividing this value by the sand tank area, the infiltration rate was: $q = 0.26$ (cm min^{-1}). The sprinklers were shut down momentarily and the cistern of the sand tank was filled with a KNO_3 solution. A pulse of nitrates was applied, and the sprinklers restarted until the cistern was empty. The sand tank was then irrigated with nitrate-free water. Throughout the experiment, there was a sheet of water between 5 and 7 cm on the surface of the porous medium.

One hour before, and up to eight after the application of the pulse, three types of samples were taken: irrigation, drainage and soil water (Figure 1). The irrigation water was taken from the output of the sprinklers to determine the amount of nitrates actually applied. The drainage water was taken from the outlet of two working drains every 10 minutes. The soil water was obtained from a *sampling drain* placed between the two working drains, at a depth of 185 cm. The *sampling drain* was always purged previously to taking the sample. Polyethylene bottles were used to take and store the samples. The samples were processed in the laboratory within 24 hours and at a temperature not higher than 25 °C. The nitrates present in the water were quantified using the specific electrode method (APHA, 1995). The concentrations were expressed in the amount of nitrate ions per liter of water ($\text{mg } \{\text{NO}_3^-\} \text{ L}^{-1}$). Two electrodes were used: one was manufactured by Instrulab (Mexico City) and the other by Jenway (model 3205, Dunmow, Essex, England). Before the experiment, tests were run with both electrodes using 15 known concentrations from 20 to 1000 (mg L^{-1}); a relative precision better than $\pm 10\%$ was obtained.

RESULTS AND DISCUSSION

During the application of the nitrate pulse, special care was taken to constantly mix the KNO_3 solution (denser than water) in the cistern of the sand tank. Satisfactory results were obtained (Figure 2), although at the beginning of the application the nitrate level was excessive. The data

agua del suelo (Figura 1). El agua de riego se tomó en la salida de los aspersores, a fin de medir la cantidad de nitratos que se aplicaban efectivamente. El agua de los drenes se tomó en la salida de dos drenes funcionando, cada 10 min. El agua del suelo se obtuvo con un *dren de muestreo* ubicado entre los dos drenes funcionando y a 185 cm de profundidad. El *dren de muestreo* se purgó siempre, antes de recuperar una muestra de agua. Se utilizaron frascos de polietileno para tomar y preservar las muestras. Éstas se llevaron al laboratorio, donde se procesaron antes de 24 horas a una temperatura no mayor a 25 °C. Los nitratos presentes en el agua se cuantificaron con el método del electrodo específico (APHA, 1995). Las concentraciones se expresaron como una cantidad de iones nitratos por litro de agua ($\text{mg } \{\text{NO}_3\} \text{ L}^{-1}$). Se usaron dos electrodos: uno de la marca Instrulab (México, DF), y el otro de la marca Jenway (modelo 3205, Dunmow, Essex, Inglaterra). Antes de iniciar el experimento, se probaron éstos con 15 soluciones de concentración conocida; para un rango de 20 hasta 1000 (mg L^{-1}), se obtuvo una precisión relativa mayor de $\pm 10\%$.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Durante la aplicación del pulso de nitratos, se tuvo un especial cuidado en mezclar continuamente la solución de KNO_3 (más densa que el agua) que se había puesto en la cisterna de la mesa de drenaje. De esta manera, se logró un resultado bastante satisfactorio (Figura 2), a pesar de que salió una pequeña cantidad de nitratos en exceso al inicio. Se ajustaron los datos como si fueran un pulso perfecto (Figura 2, línea punteada), obteniendo el siguiente valor para la concentración del pulso: $C_0 = 375 \text{ (mg L}^{-1}\text{)}$.

Flujo de nitratos hacia el dren de muestreo

La curva de elución obtenida con el *dren de muestreo* se presenta en la Figura 3. Se ajustó la solución analítica para la concentración residente (7), buscando el valor óptimo de sus términos con el método de prueba y error, apreciando la bondad del ajuste en forma gráfica. Al inicio se intentó optimizar únicamente el coeficiente de dispersión hidrodinámica (D_h) y la velocidad de poro (v), utilizando el valor de la concentración (C_0) y duración (t_0) del pulso que se habían medido. Sorprendentemente, fue imposible tener un buen ajuste (Figura 3, línea punteada). Después, manteniendo fijo el producto $C_0 t_0$ (es decir, la cantidad de nitratos aportados), se intentó de nuevo ajustar la curva de elución, cambiando los valores de C_0 y t_0 ; esto se hizo con el fin de tomar en cuenta el posible efecto de la lámina de agua sobre la superficie del medio poroso. Tampoco fue posible un mejor ajuste. Finalmente, el mejor ajuste ocurrió cuando se optó por ajustar la concentración del pulso (C_0), sin cambiar la duración de éste (Figura 3, línea continua). Los valores de las variables optimizadas se presentan en el Cuadro 1.

La diferencia entre los valores experimental y ajustado de la concentración del pulso (C_0) significa que una

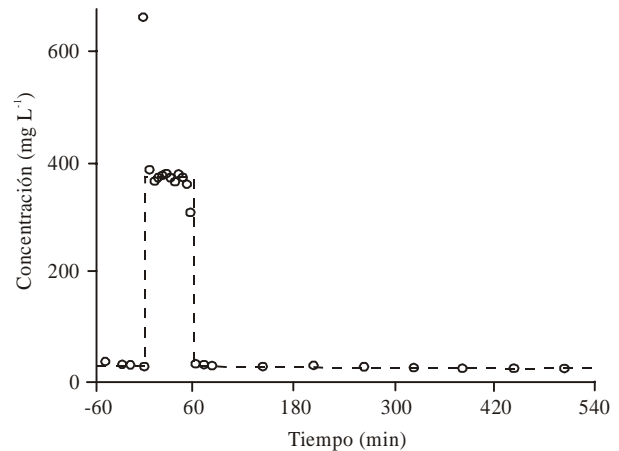


Figura 2. Pulso de nitratos aplicado en la superficie de la mesa de drenaje. Los puntos (o) son los valores medidos; la línea punteada es el ajuste.

Figure 2. Nitrate pulse applied to the surface of the sand tank. The points (o) represent real values; the dotted line indicates adjusted values.

were adjusted to reflect a perfect pulse (Figure 2, dotted line), providing a pulse concentration of $C_0 = 375 \text{ (mg L}^{-1}\text{)}$.

Nitrate flow toward the sampling drain

The elution curve for the *sampling drain* is shown in Figure 3. The analytical solution for the resident concentration (7) was adjusted using the trial-and-error method; optimum parameter values were determined, when a good fit was obtained graphically. Initially, attempts were made to optimize only the hydrodynamic dispersion coefficient (D_h) and the pore velocity (v) using the experimental values of both the pulse concentration (C_0) and pulse duration (t_0). Surprisingly, it was not possible to obtain a good fit (Figure 3, dotted line). Later, holding the product $C_0 t_0$ constant (that is the amount of nitrates input), another attempt was made to adjust the elution curve by varying C_0 and t_0 . This was done to take into consideration the possible effect of the water depth on the surface of porous medium. The fit of the curve was not improved in this case either. Finally, the best fit was obtained by adjusting the pulse concentration (C_0), without modifying the pulse duration (Figure 3, solid line). The values of the optimized parameters are given in Table 1.

The difference between the experimental and adjusted values of the pulse concentration (C_0) implies that a large portion of the applied nitrate (41 %) was not recovered from the sampling drain. What mechanism could be responsible for this result? First, it is unlikely to be due to the sampling conditions, since the drain was invariably purged. Second, it is doubtful that microbes present in

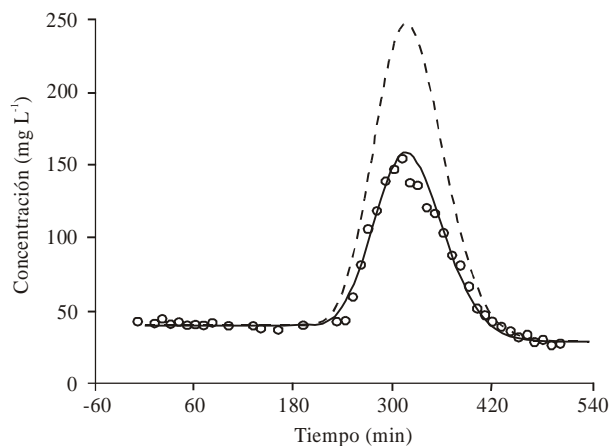


Figura 3. Curva de elución de los nitratos obtenida con el *dren de muestreo* (profundidad 185 cm) en la mesa de drenaje. Los puntos (o) son los valores medidos; la línea punteada es el ajuste de la solución analítica para la concentración residente (7), con el valor de C_0 medido; la línea continua es el ajuste de la misma solución, con el valor de C_0 optimizado.

Figure 3. Elution curve of nitrates obtained with the *sampling drain* (depth 185 cm) in the sand tank. The points (o) represent real values; the dotted line indicates adjusted values of the analytical solution for the resident concentration (7), with measured C_0 ; the dashed line indicates adjusted values of the same analytical solution, with adjusted C_0 .

proporción importante, en términos de concentración de los nitratos aplicados (41%) no fue recuperada por el *dren de muestreo*. ¿Cómo explicar este resultado? Primero, es poco probable que esto se deba a las condiciones de muestreo, ya que se purgó siempre el dren. Segundo, es dudoso que microbios presentes en la arena hayan absorbido tantos nitratos en un solo día. Tercero, un material arenoso casi no adsorbe los nitratos. Cuarto, a pesar de que el patrón de infiltración puede ser muy irregular en los suelos arenosos (Ju *et al.*, 1997; Larsson *et al.*, 1999), la curva de elución obtenida con el *dren de muestreo* es típica de un transporte de masa, sin infiltración preferencial. Finalmente, lo más probable es que el flujo de los nitratos ha sido desviado en la cercanía del dren; debido a dos posibles causas: a) La arena era un poco más compacta alrededor de los drenes, o b) Las líneas de corriente del agua presentaban un cambio abrupto cerca del *dren de muestreo*, debido a la proximidad del fondo impermeable de la mesa (Figura 1).

A pesar de que la solución analítica usada (7) no describe teóricamente el valor máximo del pico de la curva de elución, por el mecanismo anteriormente propuesto, se considera que ésta es adecuada para describir el avance del pulso de nitratos en la mesa de drenaje; de hecho, se obtuvieron valores para D_h y v que fueron independientes de C_0 (Cuadro 1). Además, los valores de D_h (en $\text{cm}^2 \text{min}^{-1}$) y v (en cm min^{-1}) son del mismo orden de

Cuadro 1. Términos de la solución analítica para la concentración residente (7) ajustados a los datos obtenidos con el *dren de muestreo* en la mesa de drenaje[†].

Table 1. Parameter values of the analytical solution for the resident concentration (7) adjusted to data obtained using the *sampling drain* on the sand tank[†].

	C_0 (mg L ⁻¹)	v (cm min ⁻¹)	D_h (cm ² min ⁻¹)
Sin ajustar C_0	375 [‡]	0.635	1.0
Ajustando C_0	220	0.635	1.0

[†] $L = 185$ (cm), $q = 0.26$ (cm min⁻¹), $C_i = 10$ (mg L⁻¹), $t_0 = 60$ (min).

[‡] Valor experimental.

the sand had absorbed such a large amount of nitrate in only one day. Third, sandy material adsorbs virtually no nitrate. Fourth, it must be recalled that the infiltration pattern may be irregular in sandy soils (Ju *et al.*, 1997, Larsson *et al.*, 1999). However, the elution curve obtained for the sampling drain is typical of mass transport, without preferential flow. The most probable explanation is that the nitrate flow was diverted near the drain. This effect may be produced by slightly more compacted sand around the drains and/or an abrupt change in the water flow lines near the sampling drain as a result of the proximity to the impermeable barrier at the bottom of the sand tank (Figure 1).

In spite of the fact that the analytical solution used (7) does not theoretically describe the maximum peak value of the elution curve, as a result of the above-mentioned mechanism, the authors propose that it is adequate to describe the advance of the nitrate pulse on the sand tank. In fact, values of D_h and v were obtained that were independent of C_0 (Table 1). In addition, the value of D_h (in $\text{cm}^2 \text{min}^{-1}$) and v (in cm min^{-1}) are of the same order of magnitude, which is consistent with a classical model (Nielsen *et al.*, 1986). The known pore velocity was used to estimate the effective porosity (2): $n^* = 0.41$ ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$). This value is similar to the porosity of the porous medium: $n \approx 0.45$ ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$), in agreement with the assumption that the sand was saturated with water. However, as will be seen below, this assumption must be reconsidered.

Nitrate flow to the working drains

The elution curve from the working drains was expected to be highly asymmetric: on the one hand, an increase in the concentration similar to that seen in the elution curve of the sampling drain was expected as the nitrates arriving first would be those that flow vertically; on the other, a slow decrease in the concentration over time would seem probable, because the remaining nitrates, input to the system, must follow curvilinear paths to arrive at the working drain. Initially, the expected results were obtained. The elution curves for the working drains were almost identical, with marked asymmetry (Figure 4).

magnitud, lo cual es consistente con un modelo clásico (Nielsen *et al.*, 1986). Conociendo la velocidad de poro, se estimó la porosidad efectiva (2): $n' = 0.41$ ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$); éste valor es parecido a la porosidad del medio poroso: $n \approx 0.45$ ($\text{m}^3 \text{m}^{-3}$), lo que es consistente con la idea de que la arena estaba saturada con agua; sin embargo, como se verá a continuación, esta consideración se debe revisar.

Flujo de nitratos hacia los drenes funcionando

Con los drenes funcionando, se pensaba tener una curva de elución con una disimetría importante: por un lado, se esperaba un aumento de la concentración parecido a la curva de elución de un *dren de muestreo*, debido a que los nitratos que llegan primero hacia un dren son los que se infiltran verticalmente; por otro lado, se esperaba una disminución lenta de la concentración con el tiempo, debido a que los demás nitratos aportados tienen que seguir trayectorias curvilíneas para poder llegar hacia un dren funcionando. En primera instancia se obtuvieron los resultados esperados: las curvas de elución de los dos drenes funcionando fueron casi idénticas, con una marcada disimetría (Figura 4).

Se aprovechó la información proporcionada por el *dren de muestreo* para analizar de una manera más detallada la curva de elución de los drenes funcionando:

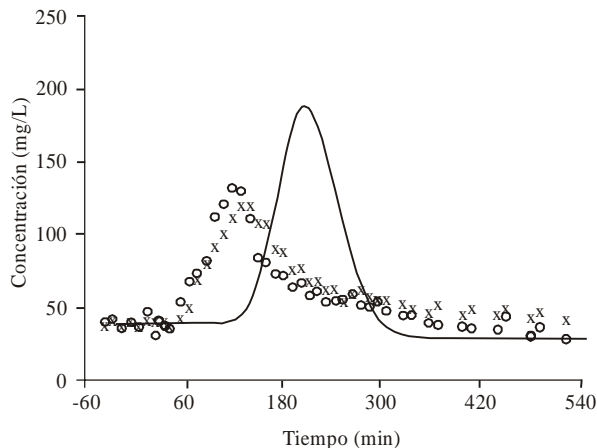


Figura 4. Curva de elución de los nitratos obtenida con dos drenes funcionando (profundidad 110 cm) en la mesa de drenaje. Los símbolos (o y x) son los valores medidos para cada dren. La línea continua es la simulación del flujo vertical de nitratos hacia la profundidad de los drenes, basándose en la solución analítica para la concentración promedio de flujo (6), y los valores $\{D_h, v, C_0\}$ optimizados con base en los datos del *dren de muestreo*.

Figure 4. Elution curve of nitrates obtained with two working drains (depth 110 cm) in the sand tank. The symbols (o and x) represent real values; the full line indicates a simulation of the vertical flow of nitrates, according to the analytical solution for the flux-averaged concentration (6), with adjusted $\{D_h, v, C_0\}$ to data obtained using the *sampling drain*.

A more detailed analysis was made using the data obtained for the *sampling drain*. By introducing the optimized values of v, D_h and C_0 (Table 1) in the analytical solution for the flux-averaged concentration (6), the vertical nitrate flow to the depth of the working drains was simulated. The comparison between this hypothetical flow (Figure 4, solid line) and the experimental data indicated that, surprisingly, the nitrates reached the drains sooner than expected (60 minutes earlier). How could this be explained? One hypothesis is that there was preferential flow in the sandy porous medium. However, as in the case of the elution curve obtained with the *sampling drain*, the two curves obtained with the working drains showed no irregularities characteristic of preferential flow. A second hypothesis is that the pore velocity was greater in the sand layer over the working drains than in that over the sampling drain. This would imply (2) that the effective porosity in the sand over the two working drains was smaller. In this case, it is probable that the porous medium of the sand tank was not totally saturated with water during the experiment. Apparently, this last hypothesis is paradoxical, since all possible efforts were made to ensure that the sand was saturated and that a layer of water was present over the surface of the sand tank all the times. This aspect is discussed further below.

Hypothesis of a partially-saturated porous medium

For practical reasons, it has not been possible to verify if the sand was saturated during the experiment. However, additional observations were made at the end. When the sprinklers were closed off and the water layer disappeared from the sand surface, the water level in several of the observation wells was measured. It was demonstrated that the sand was not completely saturated: the free water was found at a depth of 55 cm between the working drains and up to 84 cm over them (Figure 5). This result, and the fact that the *sampling drain* was at a greater depth than the working drains, are consistent with the hypothesis that the effective porosity of the sand layer over the working drains was less than expected.

The occurrence of a partially-saturated zone in the sand may be due to an incomplete saturation before starting the experiment, or to an air entry during sprinkler irrigation.

CONCLUSIONS

The use of a *sampling drain* was useful in obtaining a better understanding of nitrate flow patterns in the sand tank at the IMTA. The comparison between the elution curve of the *sampling drain* with a simple theoretical solution led to the detection of the following mechanisms. First, that the nitrates were deviated in the proximity of

introduciendo los valores optimizados de v , D_h y C_0 (Cuadro 1) en la solución analítica para la concentración promedio de flujo (6), se simuló el flujo vertical de nitratos hacia la profundidad de los drenes funcionando. La comparación entre este flujo hipotético (Figura 4, línea continua) y los datos experimentales indicó que, contra lo esperado, los nitratos llegaron a los drenes funcionando más temprano de lo previsto (con un adelanto de 60 min). Una primera hipótesis para explicar ese resultado es que se presentaron flujos preferenciales dentro del medio poroso arenoso; sin embargo, al igual que la curva de elución obtenida con el *dren de muestreo*, las dos curvas obtenidas con los drenes funcionando no presentaron las irregularidades características de un flujo preferencial. La segunda hipótesis es que la velocidad de poro ha sido mayor en la capa de arena encima de los drenes funcionando, que en la capa encima del *dren de muestreo*; esto implica (2) que la porosidad efectiva de la arena encima de los drenes funcionando ha sido menor. En este caso, lo más probable es que la arena de la mesa de drenaje no estaba totalmente saturada con agua durante el experimento. Aparentemente, esta última hipótesis es paradójica, ya que se hizo todo lo posible para mantener la arena saturada y se presentó una lámina de agua en la superficie de la mesa de drenaje. Lo anterior se comenta posteriormente.

Hipótesis de un medio poroso parcialmente saturado

Por cuestiones prácticas no ha sido posible verificar si la arena estaba saturada durante el experimento en la mesa de drenaje. Sin embargo, se hicieron observaciones complementarias al final. En el momento que se suspendió la aspersión y desapareció la lámina de agua presente en la superficie de la arena, se midió el nivel del agua en algunos pozos de observación. Se comprobó que la arena no estaba perfectamente saturada: el agua libre se encontró a una profundidad de 55 cm entre los drenes funcionando, y de hasta 84 cm encima de éstos (Figura 5). Este resultado, y el hecho de que el *dren de muestreo* se localizaba a una profundidad mayor a la de los drenes funcionando, son consistentes con la hipótesis de que la porosidad efectiva de la capa de arena encima de los drenes funcionando era menor a lo esperado.

La presencia de una zona parcialmente saturada en la arena podría explicarse por una saturación imperfecta antes de iniciar el experimento, o por una entrada de aire después de haber iniciado el riego por aspersión.

CONCLUSIÓN

El uso de un *dren de muestreo* ha sido útil para entender mejor el patrón de infiltración de los nitratos en la mesa de drenaje del IMTA. La confrontación entre la

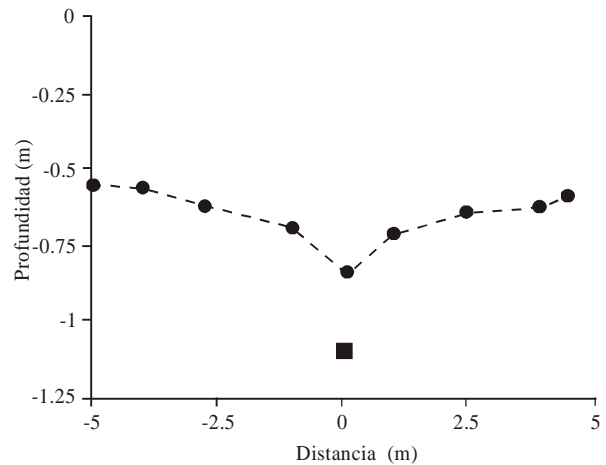


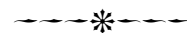
Figura 5. Profundidad del manto freático en la mesa de drenaje, pocos minutos después de suspender la aspersión. El símbolo (■) indica la posición de un dren funcionando.
Figure 5. Groundwater level in the sand tank, few minutes after closing off the sprinklers. The symbol (■) represents the position of a working drain.

the drains; second, that they reached two working drains more quickly than expected as a result of the partially-saturated zone (that was not apparent). For field studies, a *sampling drain* may also be useful in identifying or quantifying other phenomena, including preferential flow and soil solute retention. Hence, *sampling drains* may be useful in drained pilot plots.

Recommendations

The need to purge a *sampling drain* implies it can not be too long. On the contrary, the pattern of infiltration around the drain could be highly altered. *A priori*, it would be advisable to install a 5 cm *sampling drain* 10 to 20 m long, with an extension line (without perforations) to allow for the recovery of soil water from the edge of the plot. This should be the subject of future studies. Other aspects for future research include chemical and biological reactions (e.g., denitrification) that may occur within the *sampling drain*. This is suggested in light of reports that the composition of the water obtained from drain pipes is not always identical to that of soil water (Wilson *et al*, 1995).

—End of the English version—



curva de elución del *dren de muestreo* con una solución teórica sencilla puso en evidencia los siguientes mecanismos: Primero, los nitratos fueron desviados en la cercanía de los drenes; segundo, llegaron más rápido que lo

previsto hacia dos drenes funcionando, por efecto de una zona parcialmente saturada que no se apreciaba a simple vista. Para estudios de campo, se considera que un *dren de muestreo* puede ser útil para identificar o cuantificar otros fenómenos; como la infiltración preferencial y la retención de solutos en el suelo. Por tanto, se propone instalar *drenes de muestreo* en parcelas piloto con sistemas de drenaje.

RECOMENDACIONES

La necesidad de purgarlo, implica que un *dren de muestreo* no puede ser muy largo; por lo contrario, el patrón de infiltración alrededor del dren podría ser muy alterado. *A priori*, parece conveniente instalar un *dren de muestreo* de 5 cm de diámetro y de 10 hasta 20 m de longitud, con un tubo de prolongación (sin perforaciones) que permita recuperar el agua del suelo desde la orilla de la parcela; esto se tendrá que comprobar en el futuro. Se tendrá también que investigar las reacciones químicas y biológicas (como la desnitrificación) que pueden ocurrir dentro de un *dren de muestreo*, debido a que se ha reportado que la composición del agua descargada por un tubo de drenaje no es siempre idéntica a la del agua en el suelo (Wilson *et al.*, 1995).

AGRADECIMIENTOS

Trabajo parcialmente financiado por la Subdirección General de Operación de la Comisión Nacional del Agua, a través del Proyecto SGO-GDTT-IMTA-99-044. Se agradece el apoyo técnico brindado por los estudiantes de la Escuela Nacional Superior de Química de París (ENSCP, Francia): Antoine D'Hueppe, Denis Guimard, Gaëlle Charrier, Clément Fontanel, Yoann Sevestre y Myriam Bonnier. A Dianne Hayward por la traducción al inglés.

LITERATURA CITADA

- APHA. 1995. Standard methods for the examination of water and wastewater. APHA/AWWA/WEF. Washington (D.C.), USA.
- Biggar, J. W., and D. R. Nielsen. 1976. Spatial variability of the leaching characteristics of a field soil. *Water Resour. Res.* 12: 78-84.
- Brandi-Dohrn, F. M., R. P. Dick, M. Hess, and J. S. Selker. 1996. Suction cup sampler bias in leaching characterization of an undisturbed field soil. *Water Resour. Res.* 32: 1173-1182.
- Bronswijk, J. J. B., W. Hamminga, and K. Oostindie. 1995. Field-scale solute transport in a heavy clay soil. *Water Resour. Res.* 31: 517-526.
- Cámara-Durán, O. A. 1994. Impacto de la agricultura bajo riego sobre la calidad del agua: caso del valle del Yaqui. *Ingeniería Hidráulica en México* 9: 57-71.
- Ellsworth, T. R., P. J. Shouse, T. H. Skaggs, J. A. Jobs, and J. Fargelund. 1996. Solute transport in unsaturated soil: experimental design, parameter estimation, and model discrimination. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 60: 397-407.
- Ghodrati, M., and W. A. Jury. 1992. A field study of the effects of soil structure and irrigation method on preferential flow of pesticides in unsaturated soil. *J. Contam. Hydrol.* 11: 101-125.
- Heng, L. K., and R. E. White. 1996. A simple analytical transfer function approach to modelling the leaching of reactive solutes through field soil. *European J. Soil Sci.* 47: 33-42.
- Ju, S.H., S. Kung, and C.S. Helling. 1997. Simulating impact of funnel flow on contaminant sampling. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 61: 427-435.
- Jury, A., and K. Roth. 1990. Transfer functions and solute movement through soil: theory and applications. Birkhäuser Verlag. Basel, Alemania. 226 p.
- Kladivko, E. J., G. E. Van Scoyoc, E. J. Monke, K. M. Oates, and W. Pask. 1991. Pesticide and nutrient movement into subsurface tile drains on a silt loam soil in Indiana. *J. Environ. Qual.* 20: 264-270.
- Larsson, M. H., N. J. Jarvis, G. Torstensson, and R. Kastell. 1999. Quantifying the impact of preferential flow on solute transport to tile drains in a sandy field soil. *J. Hydrol.* 215: 116-134.
- Lennartz, B., J. Michaelsen, W. Wichtmann, and P. Widmoser. 1999. Time variance analysis of preferential solute movement at a tile-drained field site. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 63: 39-47.
- Magesan, G. N., R. E. White, D. R. Scotter, and N. S. Bolan. 1994. Estimating leaching losses from sub-surface drained soils. *Soil Use and Management* 10: 87-93.
- Mendoza Palacios, J. D., I. Nikol'skii Gavrillov, y O. L. Palacios Vélez. 1998. Evaluación del funcionamiento hidráulico de un drenaje subterráneo en la Chontalpa, Tabasco. *Agrociencia* 32: 217-223.
- Nielsen, D.R., M.T. van Genuchten, and J.W. Biggar. 1986. Water flow and solute transport in the unsaturated zone. *Water Resour. Res.* 22: 89S-108S.
- Oliviera, I. B., A. H. Demond, and A. Salehzadeh. 1996. Packing of sands for the production of homogeneous porous media. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 60: 49-53.
- Parker, J. C., and M. T. van Genuchten. 1984. Flux-averaged and volume-averaged concentrations in continuum approaches to solute transport. *Water Resour. Res.* 20: 866-872.
- Scholefield, D., K. C. Tyson, E. A. Garwood, A.C. Armstrong, J. Hawkins, and A. C. Stone. 1993. Nitrate leaching from grazed grassland lysimeters: effects of fertilizer input, field drainage, age of sward and patterns of weather. *J. Soil Sci.* 44: 601-613.
- Skaggs, R. W., and J. V. van Schilfgaarde. 1999. *Agricultural drainage. Agronomy Monograph no. 38.* ASA. Madison, Wis., USA. 1328 p.
- Utermann, J., E. J. Kladivko, and W. A. Jury. 1990. Evaluating pesticide migration in tile-drained soil with a transfer function. *J. Environ. Qual.* 19: 707-714.
- Warrick, A. W., D. E. Myers, and D. R. Nielsen. 1986. Geostatistical methods applied to soil science. In: "Methods of soil analysis, Part 1. Physical and mineralogical methods". Klute, A. (ed.), *Agronomy Monograph no. 9.* ASA/SSSA. Madison, Wis., USA. pp: 53-82.
- White, R. E. 1987. A transfer function model for the prediction of nitrate leaching under field conditions. *J. Hydrol.* 92: 207-222.
- Wilson, L. G., L. G. Everett, and S. J. Cullen. 1995. *Handbook of vadose zone characterization and monitoring.* CRC Press. Boca Raton, Flo., USA. 730 p.