

## ESTUDIO DE LA DINÁMICA DEL NITRATO EN EL SUELO PROVENIENTE DE LA ACTIVIDAD GANADERA INTENSIVA

Emiliano A. Veizaga<sup>a,b</sup> y Leticia B. Rodríguez<sup>b</sup>

<sup>a</sup>Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas, [veizaga.e82@gmail.com](mailto:veizaga.e82@gmail.com)

<sup>b</sup>Centro de Estudios Hidro-Ambientales-CENEHA, Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas,  
Universidad Nacional del Litoral, CC 217, 3000 Santa Fe, Argentina, [leticia@fich.unl.edu.ar](mailto:leticia@fich.unl.edu.ar),  
<http://fich.unl.edu.ar>

**Palabras clave:** Feedlots, flujo no saturado, transporte de solutos, simulaciones 1D/2D.

**Resumen.** En Argentina, el crecimiento de los establecimientos de engorde intensivo de ganado (feedlot-FL) generó preocupaciones ambientales debido a que constituyen focos potenciales de contaminación puntual y difusa de suelos y aguas, producto de la acumulación de las deyecciones de los animales y del movimiento no controlado de efluentes. Los efluentes son una fuente hiperconcentrada de carbono orgánico, nitrógeno, fósforo, azufre, magnesio y potasio, entre otros elementos. La elevada concentración de  $\text{NO}_3\text{-N}$  en suelos y aguas en torno a FLs, su evaluación y el análisis de los procesos de su transformación, son de gran interés para la protección del recurso hídrico subterráneo. En este trabajo se presentan los resultados de un estudio integral de campo y simulaciones numéricas 1D y 2D del flujo y transporte de solutos en la zona no saturada del suelo entorno a un FL. El objetivo del estudio fue identificar cómo la interacción entre procesos físicos (dilución por ingreso de agua, concentración por evapotranspiración) y biológicos (nitrificación, desnitrificación) afectan la dinámica del  $\text{NO}_3\text{-N}$  y otros solutos, bajo diferentes condiciones de afectación en superficie y humedad del perfil. El flujo en la zona no saturada está gobernado por la ecuación no lineal de Richards', que requiere conocer relaciones constitutivas para los diferentes materiales que componen el perfil de suelo. Por otro lado, la ecuación clásica de advección-dispersión ADE para simular el transporte de contaminantes, suele no ser la más adecuada en suelos de textura muy fina, por presencia de porosidades secundarias como macroporos, que crean condiciones de no-equilibrio. En este trabajo se adoptó una formulación matemática de porosidad simple para el flujo y una de porosidad doble (zona móvil/inmóvil) para el transporte. El modelo numérico utilizado fue el código en elementos finitos HYDRUS-1D y 2D, cuya calibración se realizó con datos de potencial matricial y datos de concentración de solutos a diferentes profundidades recolectados durante más de dos años en el sitio de estudio. La interpretación de las observaciones de campo, junto con los resultados numéricos, permitieron identificar la importancia relativa de los procesos que afectan la distribución de agua en el perfil, la dinámica del transporte de nitrato y las dificultades asociadas a los cambios estructurales de los suelos finos. El enfoque 1D arrojó resultados muy satisfactorios, sin embargo las simulaciones 2D permitieron observar fenómenos que no podrían ser adecuadamente representados mediante un enfoque unidimensional como ser la presencia de flujos subsuperficiales en el interior del perfil de suelo.

## 1 INTRODUCCIÓN

El avance de la actividad de cría intensiva de ganado en establecimientos denominados “feedlots-FL” ha generado preocupaciones en materia ambiental debido a que los mismos constituyen focos potenciales de contaminación puntual y difusa de los suelos y aguas, producto de la acumulación de las deyecciones de los animales y del movimiento no controlado de efluentes.

Las excretas de los animales constituyen un foco de contaminación tanto dentro de los corrales como en sus alrededores. Durante el período en que los animales permanecen encerrados, sus deyecciones se depositan sobre el suelo de los corrales, quedando sujetas a alteraciones físicas, químicas y biológicas. En consecuencia, el manejo de los volúmenes de estiércol dentro del establecimiento juega un rol fundamental en el impacto sobre el medio ambiente. Por otro lado, después de cada evento de precipitación, desde la superficie de los corrales se genera escurrimiento de agua. Este escurrimiento lava la superficie de los corrales y fluye en dirección de la pendiente topográfica afectando el entorno de los mismos. Este efluente, compuesto por material particulado y en solución, puede infiltrar hacia el interior del suelo en las adyacencias de los corrales, generando una fuente de contaminación adicional.

En promedio, la producción diaria de heces frescas varía entre el 3.4% y 3.8% del peso vivo del animal, mientras que la producción de orina varía entre 1.2% y 1.8% del peso vivo (Pordomingo, 2003). Mientras que la orina se compone principalmente de agua (95%), urea (2%) y otros iones, el estiércol presenta un 30% de su composición en materia seca que incluye residuos de pastura no digerida, microorganismos y productos del metabolismo animal. El volumen de residuos líquidos/sólidos que produce esta actividad es significativo. Por ejemplo, si se considera un establecimiento de 5000 animales, con un promedio de 250 kg por animal, se generarían entre 42500 y 47500 kg de estiércol fresco, y entre 15000 y 22500 kg de orina por día, lo que es equivalente a 15 y 22 m<sup>3</sup> de líquido, aproximadamente.

En estos establecimientos, el manejo de efluentes líquidos (y estiércol) requiere del diseño de estructuras de captura o concentración, recolección, procesamiento y reuso (Pordomingo, 2003). Habitualmente, los efluentes líquidos son recolectados mediante sistemas de drenaje primario/secundario, y conducidos a lagunas o piletas aeróbicas y/o anaeróbicas según el caso. Un correcto dimensionamiento de las lagunas implica el manejo adecuado del balance de agua entre ingresos por escorrentía y salidas por evaporación. Sin embargo, los efluentes sólidos y líquidos no manejados apropiadamente en estos establecimientos pueden ocasionar consecuencias ambientales en suelos y aguas superficiales y superficiales de su entorno. El escurrimiento superficial generado por la lluvia y el rebalse de lagunas de retención con mantenimiento deficiente transportan gran cantidad de compuestos a zonas adyacentes (Veizaga, 2015; Veizaga et al., 2016).

Los efluentes constituyen una fuente hiper-concentrada de carbono orgánico, nitrógeno, fósforo, azufre, magnesio y potasio, antibióticos, entre otros elementos (Pepple et al., 2011; García et al., 2012). La movilización del nitrato, un producto de la transformación de la urea, y su redistribución en el suelo son de gran interés debido a su migración potencial hacia el agua subterránea, afectando y contaminando un recurso que es utilizado para provisión de agua potable.

A partir de los 70s se publicaron trabajos pioneros sobre la caracterización física del suelo y la solución del suelo debajo de la superficie de los corrales y su relación con diversos procesos hidrológicos y biológicos, poniendo énfasis en la movilización de nitrato (NO<sub>3</sub>-N) hacia el agua subterránea (Elliott et al., 1972; Mielke et al., 1974). Trabajos más recientes analizaron la infiltración y distribución de sales y nutrientes en los horizontes profundos del suelo y acuíferos como consecuencia del funcionamiento de los feedlots por muchos años

(Maulé y Fonstad, 2002; Olson et al., 2005). La necesidad creciente de analizar la composición química del agua en el suelo en torno a feedlots debido a la expansión de estos establecimientos, y sus posibles transformaciones ha motivado nuevas investigaciones tanto para nitratos como para otros componentes como cloruros (Vaillant et al.; 2009).

El comportamiento del  $\text{NO}_3\text{-N}$  en la zona no saturada-ZNS o en el agua subterránea es muy variable espacialmente, por lo tanto la elección de los sitios de monitoreo en campo para investigar su presencia y transporte en estos ambientes es muy importante (Baram et al., 2012). Por otro lado, la modelación del flujo y transporte de especies químicas complementa los estudios de campo permitiendo verificar numéricamente hipótesis acerca de la ocurrencia de ciertos procesos de transformación en el medio natural (Hanson et al.; 2006; Crevoisier et al., 2008; Saso et al., 2012). Estas investigaciones utilizaron o bien HYDRUS-1D o HYDRUS-2D para evaluar el transporte de cloruros y nitratos bajo condiciones de flujo controladas en suelos bajo regadío. Ramos et al. (2012) simularon el transporte de múltiples especies químicas, comparando los resultados numéricos del enfoque bidimensional y unidimensional (Ramos et al., 2011).

En este trabajo se presentan resultados de una investigación desarrollada en un feedlot de la provincia de Santa Fe, a fin de caracterizar la presencia y migración de cloruros y nitratos en un suelo de textura muy fina (típico de la región pampeana) como consecuencia de la afectación de efluentes generados por esta actividad productiva. Las tareas incluyeron una intensa actividad de monitoreo en campo, y simulaciones numéricas del flujo de agua en medios porosos parcialmente saturados y el transporte de los parámetros químicos medidos a través del perfil del suelo.

## 2 OBJETIVOS

La investigación tuvo por objetivo identificar cómo la interacción entre procesos físicos (dilución por ingreso de agua, concentración por evapotranspiración) y biológicos (nitrificación, desnitrificación) afectan la dinámica de  $\text{NO}_3\text{-N}$  y otros solutos en un suelo caracterizado por el elevado contenido de material fino (limo y arcilla), bajo diferentes condiciones de afectación en superficie y humedad del perfil de suelo.

## 3 METODOLOGÍA

Para cumplir el objetivo propuesto se integraron trabajos de campo, determinaciones de laboratorio y simulación numérica unidimensional (1D) y bidimensional (2D) del flujo y del transporte de solutos en la ZNS. Las tareas de campo, realizadas durante 28 meses, comprendieron la caracterización del suelo del sitio de estudio, la determinación de sus propiedades físicas e hidráulicas/hidrológicas y la instalación y puesta a punto de instrumental de medición de variables hidrometeorológicas de interés. Para la extracción de la solución del suelo se utilizaron lisímetros de succión.

Las muestras recolectadas en los lisímetros fueron analizadas in-situ para determinar parámetros fisicoquímicos y luego llevadas al laboratorio para la determinación analítica de  $\text{NO}_3\text{-N}$  y cloruro ( $\text{Cl}^-$ ). Finalmente, se realizaron simulaciones del flujo de agua y transporte de conductividad eléctrica-CE,  $\text{Cl}^-$  y  $\text{NO}_3\text{-N}$  en la ZNS en una configuración 1D y 2D mediante el modelo HYDRUS-1D (Šimůnek et al., 2005) e HYDRUS-2D/3D (Šimůnek, 2008).

### 3.1 Sitio de estudio-trabajo de campo

El estudio se llevó a cabo en un feedlot de la provincia de Santa Fe, activo desde hace más de 13 años, que ocupa 11.4 hectáreas, con una capacidad de engorde para 9000 cabezas de

ganado en 33 corrales. Se eligieron tres puntos de monitoreo en torno a las lagunas de retención de efluentes, en el sitio ambientalmente más vulnerable del establecimiento. Cada punto de monitoreo se denomina “plot” (Fig. 1). En plot A se colocaron sensores de potencial matricial a 30, 60 y 100 cm de profundidad, conectados a un datalogger para registro continuo del potencial, y lisímetros de succión a 30, 60, 75 y 100 cm para extracción de muestras de la solución del suelo. En plot B y plot C no se instalaron sensores de potencial pero sí lisímetros de succión a diferentes profundidades. La precipitación in-situ se midió mediante un registrador de lluvia automático (Odyssey®), otras variables meteorológicas necesarias para las simulaciones se obtuvieron de una estación meteorológica cercana. Se identificaron siete horizontes del suelo y se determinó la porosidad, densidad y densidad aparente en cada uno de ellos. Resultó un suelo de textura muy fina (porcentaje de limos+arcilla superior a 90 % debajo de los 37 cm hasta 130 cm).

Entre octubre 5, 2012 y marzo 12, 2014 se realizaron 14 campañas de dos, tres y cuatro días de duración durante y a posteriori de eventos de precipitación para extraer las muestras de la solución del suelo, medir parámetros fisicoquímicos in-situ y posterior traslado de las muestras al laboratorio para determinaciones analíticas.

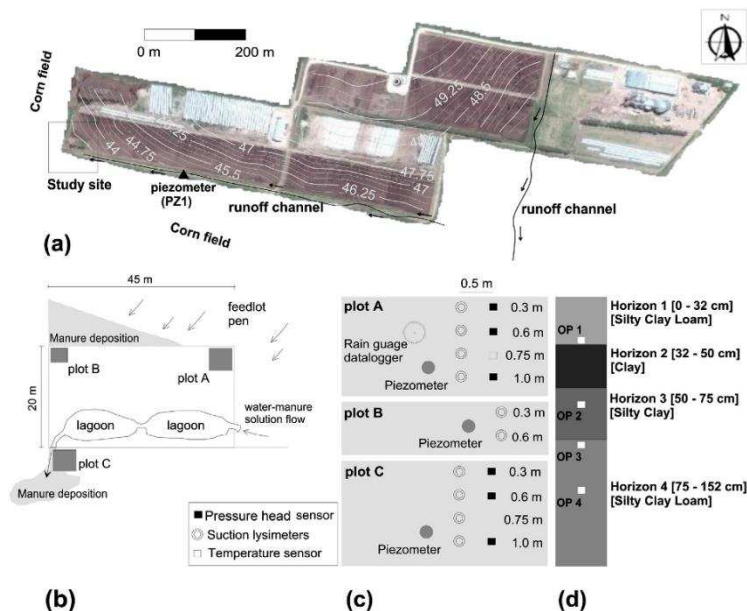


Figura 1. (a) Imagen satelital y mapa topográfico del feedlot (líneas de contorno en m s.n.m., intervalo: 0.25 m); (b) vista en planta del sitio de estudio indicando los plot A, B y C instrumentados; (c) vista en planta esquemática del instrumental instalado en cada plot; (d) Identificación de horizontes del suelo, materiales y localización de nodos de observación.

### 3.2 Modelación numérica

De los 28 meses de información de campo, en este trabajo se muestran los resultados de un período de 73 días, muy húmedo, durante el cual se analizan flujos de agua y transporte de solutos a través del perfil de suelo en los plots A y B. Las simulaciones numéricas se realizaron mediante el modelo HYDRUS-1D (Šimůnek et al., 2005) y su versión 2D (Šimůnek, 2006), un modelo estándar para la simulación del flujo de agua, calor y solutos en medios porosos parcialmente saturados.

## 4 MODELO MATEMÁTICO

El suelo, que forma parte de la ZNS, constituye un medio extremadamente complejo, compuesto por una mezcla heterogénea de material sólido, líquido y gaseoso en la cual el área de la superficie de contacto entre la fase líquida y la fase sólida puede ser muy elevada. La naturaleza dispersa del suelo y, en consecuencia la actividad en la interfaz líquido-sólido, da lugar a fenómenos como la adsorción de agua y sustancias químicas, el intercambio iónico, la capilaridad, la expansión y contracción de arcillas, entre otros (Jury y Horton, 2004).

El término ZNS (Fig. 2a) se refiere a la zona en la que el espacio de poros está ocupado por al menos dos fases, aire y agua (Scanlon et al., 1997). Nielsen et al. (1986) utilizan el concepto de potencial para definirla como la porción del terreno donde el potencial de presión es negativo, es decir que es menor que el del agua libre situada en una posición con igual energía potencial. La diferencia de potencial hidráulico (definido como la suma del potencial de presión más el potencial gravitatorio) es la fuerza impulsora del movimiento del agua. Su componente de presión (o matricial  $h$ ) se relaciona con el contenido de agua a través de la curva de retención o curva característica, que es propia de cada horizonte de suelo.

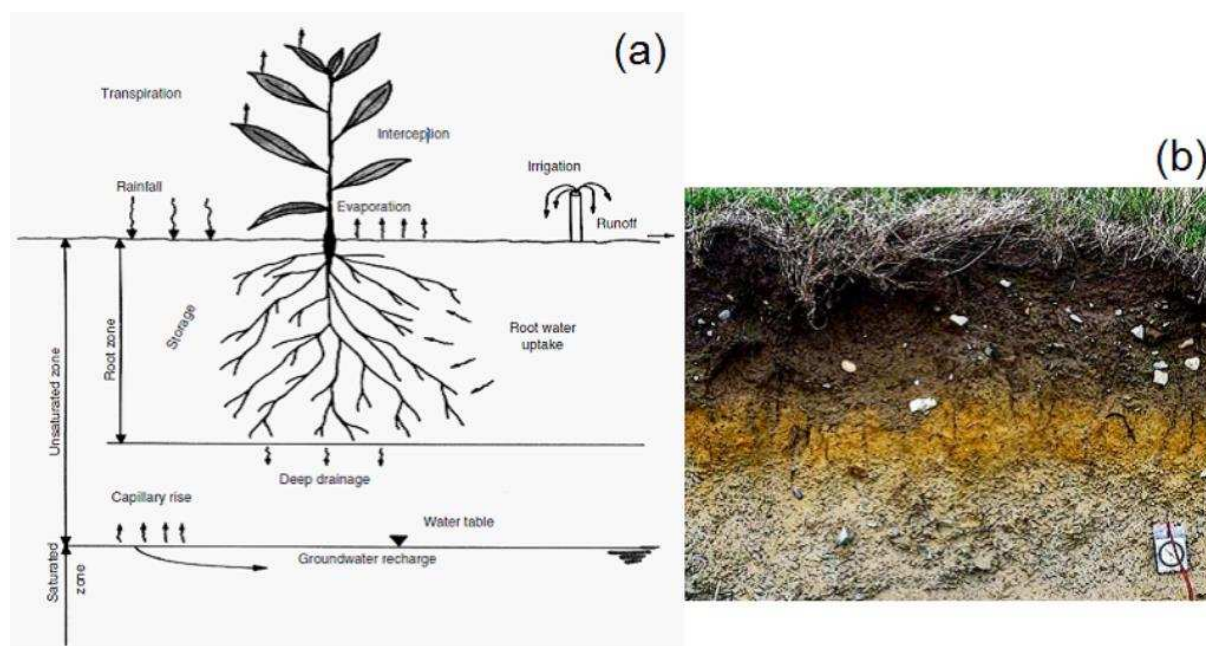


Figura 2: (a) Esquema de la ZNS del suelo y procesos asociados (extraído de Šimůnek et al., 2005), (b) Fotografía de un perfil de suelo donde crece vegetación en superficie, raíces en profundidad y se identifican diferentes horizontes/materiales.

### 4.1 Ecuación de flujo

La ecuación de gobierno del flujo no saturado se deriva asumiendo condiciones de equilibrio, considerando que además de la fuerza externa de la gravedad, la única fuerza actuante es la presión (se desprecian los efectos viscosos). El movimiento unidimensional de agua en un medio poroso rígido parcialmente saturado es descrito por la ecuación modificada de Richards (Richards, 1931), bajo las hipótesis de que la fase gaseosa tiene un rol insignificante en el flujo de agua, y que el flujo de agua debido a gradientes térmicos es despreciable:

$$\frac{\partial \theta(h)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[ K \frac{\partial h}{\partial z} + K \right] - S(h) \quad (1)$$

donde  $h$  es el potencial/carga de presión [L],  $\theta$  es el contenido volumétrico de agua [ $L^3L^{-3}$ ],  $t$  es el tiempo [T],  $z$  es la coordenada espacial [L] (positiva hacia arriba),  $S$  es un término sumidero [ $L^3L^{-3}T^{-1}$ ], y  $K$  es la función conductividad hidráulica no saturada [ $LT^{-1}$ ] dada por:

$$K(h, z) = K_s(z) \cdot K_r(h, z) \quad (2)$$

siendo  $K_r$  la conductividad hidráulica relativa [-] y  $K_s$  la conductividad hidráulica saturada [ $LT^{-1}$ ] (Radcliffe y Simunek, 2010).

La función  $S(h)$  representa el volumen de agua removido por unidad de volumen de suelo por unidad de tiempo debido a las raíces de las plantas [ $L^3L^{-3}T^{-1}$ ]. Aquí se adopta la formulación de Feddes et al. (1974):

$$S(h) = \alpha(h) \cdot S_p(z) \quad (3)$$

Siendo  $\alpha(h)$  una función de respuesta al estrés hídrico que varía entre 0 y 1, y  $S_p$  la tasa potencial de extracción de agua [ $T^{-1}$ ] que depende de las características de la vegetación como así también de la distribución de las raíces y el índice de área foliar. De acuerdo a la función de la Fig. 3 aplicada a  $S$ , el volumen de agua consumido por las plantas es cero cerca de la saturación, esto es, en algún punto arbitrario  $h1$ . Para  $h < h4$ , el potencial que representa el punto de marchitez permanente, el volumen consumido también se asume igual a cero mientras que alcanza un valor óptimo entre  $h2$  y  $h3$ . Para valores de potencial matricial entre  $h3$  y  $h4$  (o entre  $h1$  y  $h2$ ), el volumen consumido se incrementa (o decrece) linealmente con  $h$ . De la Ec. (3) surge que  $S_p$  es igual al volumen consumido por la vegetación en épocas libres de estrés hídrico cuando  $\alpha(h) = 1$ .

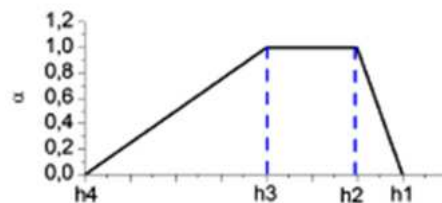


Figura 3: Esquema de la función de respuesta al estrés hídrico  $\alpha(h)$  (Feddes et al. (1974), adaptado de Šimunek et al. (2005))

Para poder resolver la Ec. (1), se necesita una relación entre  $\theta$  y  $h$ . Existen varias formulaciones alternativas. La más difundida, y utilizada en este trabajo, es el modelo de van Genuchten (van Genuchten, 1980), que tiene la forma:

$$\theta(h) = \begin{cases} \theta_r + \frac{\theta_s - \theta_r}{[1 + |\alpha h|^n]^m}, & h < 0 \\ \theta_s, & h > 0 \end{cases} \quad (4)$$

Donde  $\theta_r$  es el contenido volumétrico de agua residual,  $\theta_s$  es el contenido volumétrico de agua en saturación,  $n$  y  $m$  son parámetros empíricos, usualmente se asume que  $m = 1 - 1/n$ , mientras que el parámetro  $\alpha$  es la inversa de la presión de entrada de aire [ $L^{-1}$ ]. Nótese que  $K_r$  y por

ende  $K$ , también depende de  $h$ , debiendo adoptarse una relación funcional, por lo tanto la Ec. (1) resulta una ecuación no-lineal.

## 4.2 Ecuación de transporte

En suelos particulares como los de textura fina, el flujo no saturado puede no ser consistente con los patrones de flujo uniforme que predice la ecuación de Richards (Flury et al., 1994; Jarvis, 2007). Este apartamiento del flujo regular es debido a la presencia de macroporos, fracturas y otras estructuras de vacíos a través de las cuales el agua y los solutos se mueven en forma preferencial evitando en gran parte la matriz porosa. Contrariamente al flujo uniforme, el flujo a través de vías preferentes resulta en un humedecimiento irregular del perfil de suelo, el agua se mueve más rápido en ciertas zonas que en otras. Por ello, el agua y los solutos pueden propagarse a mayor profundidad y a mayor velocidad (Radcliffe y Šimůnek, 2010).

El flujo uniforme en suelos granulares y el flujo preferencial en medios estructurados puede describirse mediante los modelos alternativos que se muestran en la Fig. 4: porosidad simple, porosidad dual, permeabilidad dual, porosidad múltiple, y/o permeabilidad múltiple (Gerke y van Genuchten, 1993; Šimůnek et al., 2005; Greve et al., 2010). Los modelos de porosidad simple asumen que existe un sistema de poros único, accesible tanto para el agua como para los solutos; los modelos de porosidad y permeabilidad dual asumen que el medio poroso consiste de dos regiones que interactúan entre sí: una asociada a macroporos, espacios inter-agregados, etc, denominada zona móvil, y otra asociada a la matriz porosa, denominada zona inmóvil. La Fig. 4 muestra los diferentes modelos conceptuales disponibles para flujo de agua y transporte de solutos (Šimůnek et al., 2005).

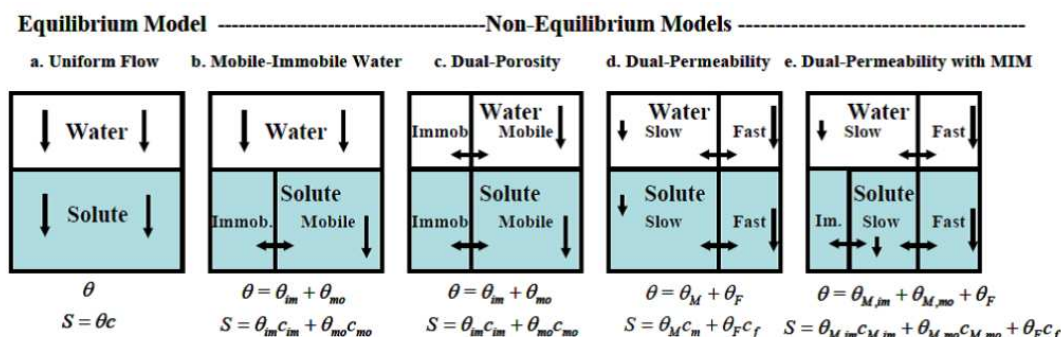


Figura 4: Modelos conceptuales de flujo y transporte de solutos utilizados por HYDRUS-1D (modificado de Šimůnek et al., 2005).

El perfil de suelo estudiado presenta un alto contenido de material fino. En la bibliografía consultada referida a este tipo de suelos (Gerke y van Genuchten, 1993; Flury et al., 1994; Imhoff et al., 2010; Baram et al., 2012) se ha demostrado que estos suelos son susceptibles a generar caminos preferenciales de flujo. Por ello, en este trabajo se utilizó el modelo conceptual MIM (por sus siglas en inglés, esquema b de la Fig.4), que asume que el flujo de agua se asemeja al resultante de modelos de flujo uniforme, mientras que para el transporte el soluto se divide en una zona móvil y otra inmóvil, permitiendo que los solutos se muevan por advección y dispersión sólo en la zona móvil, y por difusión entre ambas zonas. Este enfoque ha sido empleado por investigadores como van Genuchten y Wierenga (1976), y luego por Van Dam et al. (1990) y Ventrella et al. (2000), quienes modelaron el transporte de bromuro y sales en suelos arenosos y de textura fina, respectivamente, mostrando una mejora sustancial en los resultados de la modelación basada en el concepto de MIM en comparación con el

enfoque clásico basado en el modelo de porosidad simple y la ecuación de Advección-Dispersión-ADE.

Asumiendo que los compuestos se hallan disueltos en la fase líquida, sin tener en cuenta las fases sólida y gaseosa, y considerando dos regiones de flujo, el contenido volumétrico de agua se define como (van Genuchten y Wierenga, 1976):

$$\theta = \theta_m + \theta_{im} \quad (5)$$

donde  $\theta_m$  es el contenido volumétrico de agua en la zona móvil y  $\theta_{im}$  es el contenido volumétrico de agua en la zona inmóvil [ $L^3L^{-3}$ ]. Las ecuaciones que describen el transporte de solutos en la zona móvil e inmóvil se escriben como (representando el transporte de solutos entre las dos regiones móvil/inmóvil de la fase líquida a través de un proceso de primer orden) (van Genuchten y Wierenga, 1976):

$$\frac{\partial \theta_m c_m}{\partial t} + \frac{\partial \theta_{im} c_{im}}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[ \theta_m D^w \frac{\partial \theta_m}{\partial z} \right] - \frac{\partial q c_m}{\partial z} - \varphi \quad (6)$$

$$\frac{\partial \theta_{im} c_{im}}{\partial t} = \omega (c_m - c_{im}) \quad (7)$$

donde  $\omega$  es una tasa de transferencia de primer orden [ $T^{-1}$ ];  $c_m$  y  $c_{im}$  son la concentración de soluto en la zona móvil e inmóvil, respectivamente;  $q$  es la tasa de flujo volumétrico [ $LT^{-1}$ ],  $D^w$  es el coeficiente de dispersión de la fase líquida [ $L^2T^{-1}$ ] y  $\varphi$  es el término que representa la tasa de cambio de la masa por unidad de volumen debido a reacciones u otras fuentes (negativo) o sumideros (positivo) como la toma de nutrientes por las plantas [ $ML^{-3}T^{-1}$ ].

El término  $\varphi$  de la Ec. (6) puede representar gran cantidad de reacciones químicas o biológicas que conducen a la ganancia o pérdida de compuesto que se transporta por el suelo. Estas reacciones son comúnmente expresadas usando tasas de reacción de primer y cero orden:

$$\varphi = \rho_b s \mu_s + \theta c \mu_w + a g \mu_g - \rho_b \gamma_s - \theta \gamma_w - a \gamma_{wg} \quad (8)$$

donde  $\mu_s$ ,  $\mu_w$  y  $\mu_g$  son las constantes de degradación de primer orden [ $T^{-1}$ ] y  $\gamma_s$  [ $T^{-1}$ ],  $\gamma_w$  [ $ML^{-3}T^{-1}$ ] y  $\gamma_g$  [ $ML^{-3}T^{-1}$ ] las constantes de producción de cero orden para la fase sólida, líquida y gaseosa, respectivamente. En este trabajo se asume que el soluto se transporta en fase líquida, por lo tanto la Ec. (8) se reduce a:

$$\varphi = \theta c \mu_w - \theta \gamma_w \quad (9)$$

Para resolver la Ec. (6) y la Ec. (7) es necesario conocer el contenido de agua  $\theta_{im}$  y el flujo volumétrico  $q$ . Este último se obtiene de la solución de la ecuación de Richards mientras que el  $\theta_{im}$  es un valor prefijado, constante si se adopta el modelo MIM.

## 5 EL MODELO NUMÉRICO HYDRUS

HYDRUS-1D (Šimůnek et al., 2005) es un software de dominio público que simula el movimiento de agua, calor y solutos en una dimensión en un medio parcialmente saturado. El software usa elementos finitos para resolver tanto la ecuación de flujo como la de transporte, utilizando cualquiera de los modelos conceptuales presentados en la Fig. 4. Su versión 2D/3D posee licencia de uso. El crecimiento de raíces en HYDRUS-1D es simulado por medio de la función de crecimiento logístico, la función de estrés hídrico y estrés salino. El software utiliza una interfaz gráfica de Microsoft Windows (GUI) para la gestión de entrada de los



datos requeridos para realizar las simulaciones, la edición y discretización de nodos, la asignación de parámetros, la corrida del escenario adoptado y la visualización de resultados.

Este simulador del flujo y transporte de solutos en medios no saturados ha sido utilizado en numerosas aplicaciones con resultados satisfactorios. Como se mencionara en la introducción, autores tales como (Hanson et al.; 2006; Crevoisier et al., 2008; Saso et al., 2012) utilizaron HYDRUS-1D o HYDRUS-2D para evaluar el transporte de cloruros y nitratos bajo condiciones de flujo controladas en suelos bajo regadío. Ramos et al. (2012) simularon el transporte de múltiples especies químicas, comparando los resultados numéricos del enfoque bidimensional y unidimensional (Ramos et al., 2011). De particular interés para este trabajo resulta el estudio de Jacques et al. (2002), quienes utilizaron el modelo HYDRUS bajo condiciones naturales de precipitación (en lugar de condiciones controladas de ingreso de agua al perfil de suelo) y enfoques alternativos para simulaciones de transporte de solutos, encontrando que el modelo MIM brinda mejores resultados que el modelo ADE (Advection-Dispersion-Equation o Ecuación de Advección-Dispersión).

### 5.1 Discretización especial/temporal

El suelo se discretiza primero en horizontes/capas con propiedades hidráulicas homogéneas y luego mediante N-1 elementos adjuntos, y N nodos. La misma discretización se utiliza para la ecuación de flujo y transporte. El modelo utiliza un esquema de tipo “mass-lumped linear”, que ha demostrado resultados excelentes en lo referido a la minimización de los errores del balance de masa (Šimůnek et al., 2005).

En cada capa se deben definir las propiedades hidráulicas del material que la compone. Esto se realiza mediante relaciones constitutivas que vinculan el potencial matricial con el contenido volumétrico de agua en saturación, contenido volumétrico de agua residual, parámetros de la distribución de poros, entre otras variables. Entre las opciones más utilizadas se encuentran las propuestas por Brooks y Corey (1964), y Van Genuchten (1980), esta última presentada en la Ec. (4).

Debido a la naturaleza no lineal de la Ec. (1), la solución a la matriz global de la ecuación se obtiene mediante un proceso iterativo en cada nuevo paso de tiempo. Para cada iteración el sistema de ecuaciones linealizado se resuelve por eliminación de Gauss. La ecuación de transporte se resuelve mediante un método de Galerkin en elementos finitos.

### 5.2 Optimización de parámetros

En HYDRUS la optimización de los parámetros del flujo y transporte se realiza en forma indirecta a partir de datos de campo. El método utilizado se basa en la minimización de una función objetivo que expresa la discrepancia entre los valores observados y simulados de la respuesta del sistema. Esa respuesta está representada por la solución numérica de la ecuación de flujo (Ec. (1)) más la parametrización de las funciones hidráulicas, parámetros seleccionados de la ecuación de transporte y condiciones iniciales/de borde apropiadas. Las estimaciones iniciales del sistema optimizado de parámetros se van mejorando durante el proceso de minimización de la función objetivo hasta que se alcanza el grado de precisión deseado (Šimůnek et al., 2005).

## 6 RESULTADOS NUMÉRICOS 1D

### 6.1 Discretización espacio-temporal

Se simuló un período de 73 días comprendido entre los días 10 de octubre de 2012 (día 41), y 21 de diciembre de 2012 (día 112). Se simuló flujo y transporte en el plot A y B. El

perfil de suelo simulado fue de 130 cm de profundidad, representado mediante 4 capas, y discretizado con 262 nodos de cálculo. Como se observa en la Fig. 5, se colocaron nodos de observación a 30, 60, 75 y 100 cm de profundidad, en coincidencia con la localización en campo de sensores de potencial matricial-PM y lisímetros de succión donde se midieron concentraciones de solutos. El paso de cálculo es variable automáticamente, según el avance de la solución. Se adoptó un paso inicial de 0.01 d, un paso mínimo de 0.00002 d y un máximo de 0.05d.

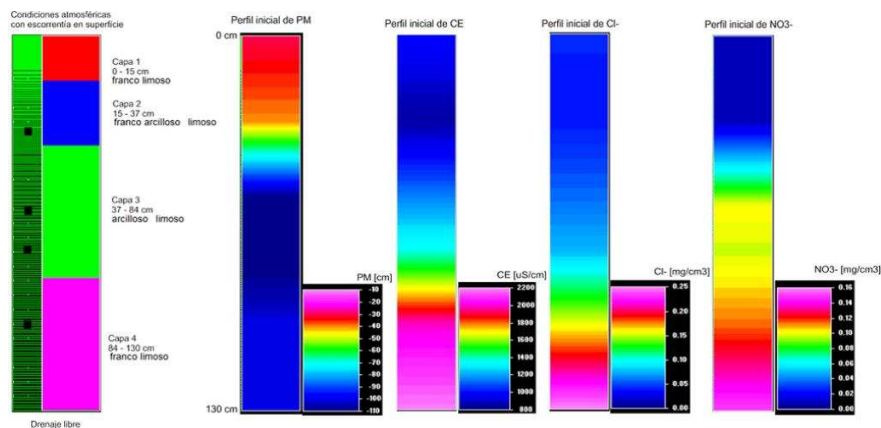


Figura 5: Discretización espacial del perfil de suelo, material y espesor de las capas simuladas, ubicación de nodos de observación y condiciones de borde. Los puntos en el perfil de la izquierda indican nodos de observación.

## 6.2 Condiciones iniciales y de borde del modelo de flujo

La condición inicial de PM fue definida en base a la información de campo disponible. En el plot A, se definió la siguiente distribución: PM= -40 cm en  $z=0$  cm; PM= -30 cm en  $z=30$  cm; PM= -120 cm en  $z=60$  cm, y PM= -100 cm en  $z=100$  cm, interpolando linealmente el PM entre las profundidades definidas. Entre 100 cm y 130 cm el PM se fijó un valor constante igual a -100cm. En el plot B se adoptó una variación lineal del PM inicial, desde -80 cm en la superficie del suelo hasta 40 cm en el borde inferior del perfil. Debido a la condición de saturación prolongada observada, la condición de borde inferior se mantuvo invariable en el tiempo.

El tipo de condición de borde superior en cada plot fue representada por las condiciones atmosféricas, mientras que en el borde inferior se adoptó una de tipo drenaje libre para el plot A y una de PM prescrito para el plot B. La altura de la vegetación fue incorporada al modelo de acuerdo con las mediciones realizadas en campo. Durante este período, en el plot A, la vegetación natural alcanzó una altura de 50 cm y en el plot B 25 cm. Las raíces de la vegetación se distribuyeron en forma constante en tres sectores del suelo.

## 6.3 Patrones de flujo simulados

Los parámetros calibrados se muestran en la Tabla 1. En concordancia con la textura del suelo estudiado, el valor de los parámetros calibrados indica un suelo con muy bajas conductividades hidráulicas, que no superan  $30 \text{ cm d}^{-1}$  en la capa superficial, valor que disminuye en profundidad debido al incremento del porcentaje de arcillas. Los valores de tensión de entrada de aire  $\alpha$  son muy elevados, lo que implica que el suelo es capaz de retener grandes volúmenes de agua por períodos de tiempo considerables, hecho que también se refleja en los bajos valores del parámetro  $n$  que indican drenaje lento. Se evidencia un contraste en el valor de los parámetros entre la capa 1 y las capas inferiores. La capa superior

del modelo incluye al horizonte Ap, de menor densidad aparente, mayor contenido de la fracción arenosa y estructura granular abierta, lo que se refleja en el valor calibrado de  $n$  y  $\alpha$ , sugiriendo un drenaje más rápido que en los horizontes inferiores. Los bajos valores de estos dos parámetros hacia el interior del perfil son indicadores de suelos arcillosos, con drenajes muy lentos, condiciones de flujo que pueden modificarse si se desarrollan estructuras que favorezcan el flujo por vías preferenciales. Es de notar que el rango de parámetros encontrados es muy similar al descrito por Dietrich (2013) en un suelo similar de la provincia de Buenos Aires.

Parámetro	Capa 1 (0-15 cm)	Capa 2 (15-37 cm)	Capa 3 (37-84 cm)	Capa 4 (84-130 cm)
$\theta_r$	0.059	0.064	0.07	0.07
$\theta_s$	0.474	0.402	0.39	0.413
$\alpha$ (cm <sup>-1</sup> )	0.018	0.0063	0.0056	0.007
$n$	1.353	1.153	1.15	1.12
$K_s$ (cm d <sup>-1</sup> )	29.6	9.2	6.8	10.8

Tabla 1: Parámetros de flujo calibrados

La Fig. 6 muestra el PM simulado y medido en el Plot A a diferentes profundidades. Al igual que el PM observado, el modelo respondió rápidamente a cada evento de precipitación (representado por un aumento de PM tendiendo a la saturación, cuando  $PM=0$ ), reproduciendo correctamente las condiciones de cuasi-saturación registradas por los tres sensores, en particular los dos superiores. El PM observado fluctuó entre 0 y -600 cm, demostrando que el suelo siempre estuvo en condiciones cercanas a saturación.

Como se aprecia en la figura, el contenido volumétrico de agua  $\theta$  presentó mayor variabilidad a 30 cm de profundidad, reduciendo dicha variación con el aumento de la profundidad, manteniendo siempre valores superiores a 0.3 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>. Solo cuando el perfil adquirió condiciones cercanas a la saturación (día 110-113) se evidencia un flujo descendente que es simulado en todas las profundidades de observación con una magnitud comparable, aunque la transferencia de agua más allá de los 100 cm se reduce notablemente.

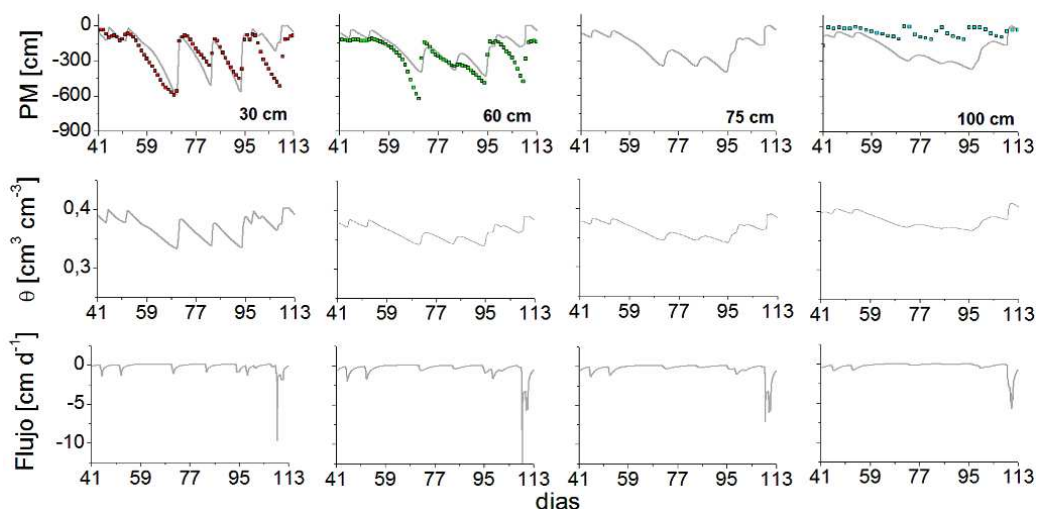


Figura 6: Potencial matricial-PM simulado (trazo continuo) y observado (puntos), contenido de agua y flujos simulados en el plot A

## 6.4 Condiciones iniciales y de borde para el modelo de transporte

La metodología utilizada para el ajuste de la variación temporal y espacial de las concentraciones de solutos se basó en encontrar el juego de parámetros que ajusten la CE de la solución del suelo medida en todos los puntos de muestreo. Esos parámetros fueron luego utilizados para simular el transporte de  $\text{Cl}^-$  y  $\text{NO}_3\text{-N}$  sin modificar su valor. La Tabla 2 incluye los parámetros calibrados del modelo de transporte para cada capa simulada.

Parámetro	Capa 1 (0-15 cm)	Capa 2 (15-37 cm)	Capa 3 (37-84 cm)	Capa 4 (84-130 cm)
$\theta_{im}$	0.1	0.3	0.32	0.3
$\omega$	0.008	0.0003	0.00022	0.00023

Tabla 2: Parámetros de transporte calibrados

## 6.5 Concentraciones simuladas

En la Fig. 7 se comparan la CE, la concentración de  $\text{Cl}^-$  y la concentración de  $\text{NO}_3\text{-N}$  observadas y simuladas en el plot A. Se identifican picos de concentración en intervalos interlluviosos, que están asociados principalmente a la pérdida de agua del perfil por evapotranspiración, y por consiguiente, al aumento de la concentración de sales. Sin embargo, este fenómeno simulado pierde importancia con la profundidad. El ajuste de las concentraciones observadas de  $\text{NO}_3\text{-N}$  es muy bueno, apreciándose la disminución de la concentración hacia el final del período simulado por efecto de la dilución causada por el volumen de agua infiltrada. Asimismo, el modelo reproduce adecuadamente el incremento de la concentración de nitratos en profundidad observado en el perfil de suelo.

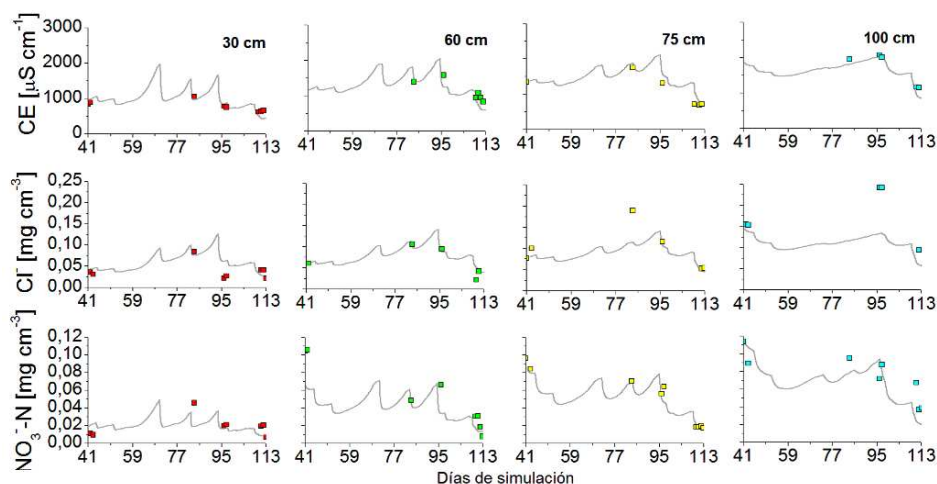


Figura 7: Concentraciones observadas y simuladas de CE,  $\text{Cl}^-$  y  $\text{NO}_3\text{-N}$  en el plot A

En el plot A, la concentración de nitratos fue ajustada satisfactoriamente sin tener en cuenta los procesos biológicos que pudieran incrementar o reducir dicha concentración (nitrificación -desnitrificación); esto no quiere decir que estos procesos no estén sucediendo y modificando las concentraciones de nitratos observadas; simplemente el proceso podría estar enmascarado por la magnitud de la dilución provocada por el avance de los sucesivos frentes de humedad.

El incremento de la CE, la concentración de  $\text{Cl}^-$  y la concentración de  $\text{NO}_3\text{-N}$  con la profundidad demuestra la existencia de flujo vertical y migración de solutos con el agua. La concentración de  $\text{NO}_3\text{-N}$  medida a 100 cm de profundidad superó siempre los  $35 \text{ mg l}^{-1}$

(equivalente a  $155 \text{ mg l}^{-1}$  como  $\text{NO}_3^-$ ) en este período y tuvo máximos cercanos a  $120 \text{ mg l}^{-1}$  (equivalente a  $531 \text{ mg l}^{-1}$  como  $\text{NO}_3^-$ ). Esta observación pone de manifiesto que el plot adyacente al corral de engorde que mantuvo siempre condiciones no saturadas constituye un sitio de elevada concentración de nitrógeno como  $\text{NO}_3^-$  y que puede condicionar la calidad del agua tanto superficial como subterránea si se compara dichas concentraciones con el límite establecido por la normativa para agua de consumo, igual a  $45 \text{ mg l}^{-1}$ .

La Fig. 8 muestra la CE, la concentración de  $\text{Cl}^-$  y la concentración de  $\text{NO}_3^-$ -N observadas y simuladas en el plot B. Al igual que en el plot A, los valores simulados evidencian picos de concentración en intervalos inter-lluviosos, que están asociados principalmente a la pérdida de agua del perfil por evapotranspiración, y por consiguiente, al aumento de la concentración de sales. Este efecto se disipa notablemente con la profundidad desapareciendo a 100 cm debido a las condiciones de saturación predominantes en el sitio. El valor de la CE observada no presenta variaciones significativas en el período, situación que el modelo captura correctamente.

Las concentraciones simuladas se ajustaron temporal y espacialmente a las concentraciones de  $\text{Cl}^-$  observadas. Del mismo modo, la concentración de  $\text{Cl}^-$  mostró un leve incremento con la profundidad, fluctuando entre  $100$  y  $200 \text{ mg l}^{-1}$  a 60 cm. A 100 cm la concentración de  $\text{Cl}^-$  simulada se mantuvo constante hasta la llegada del evento de precipitación de 40 mm (03-12-2012) [día 95 de simulación] que reduce la concentración simulada contrariamente a lo que se observó en campo.

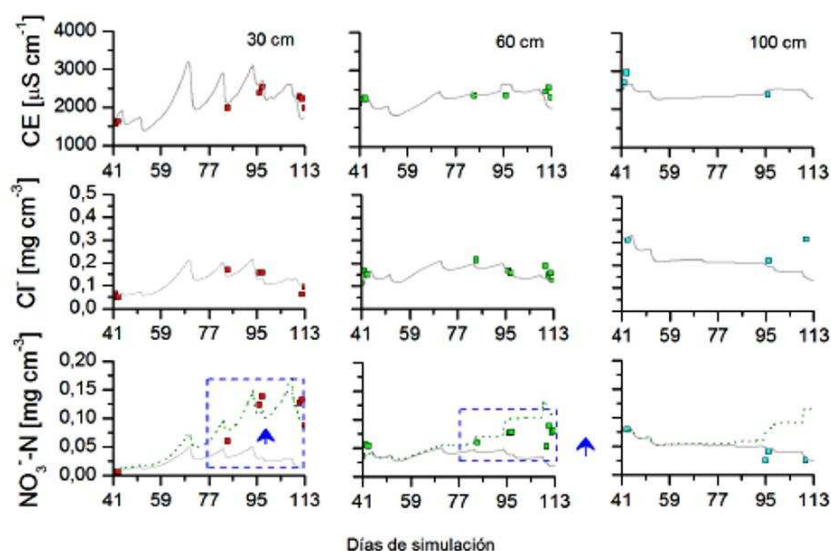


Figura 8: Comparación entre concentraciones observadas y simuladas de CE,  $\text{Cl}^-$  y  $\text{NO}_3^-$ -N en el plot B. Línea a trazos corresponde al resultado del modelado con el proceso de nitrificación incorporado.

Como se aprecia en la Figura 8, los resultados numéricos reprodujeron muy cercanamente la CE y la concentración de  $\text{Cl}^-$  observadas en el plot B. Sin embargo, no se ajustó el apreciable incremento de la concentración de  $\text{NO}_3^-$ -N observada a 30 y 60 cm hacia el final del período simulado. Este comportamiento no pudo ser correctamente representado por el modelo de transporte MIM que incluye los procesos de advección, dispersión/difusión y transferencia entre la zona móvil/inmóvil, y que resultó adecuado en el plot A, donde siempre se tuvieron condiciones de no saturación.

En el plot B la temperatura de la solución del suelo siempre superó los  $20^\circ\text{C}$  en este período de monitoreo. Además, se observó carga orgánica depositada en superficie. Ambas

observaciones brindan indicios de que durante períodos inter-lluviosos pueden tener lugar procesos de nitrificación que dominan sobre la dilución provocada por la precipitación. En función de ello, se incorporó al modelo el proceso de nitrificación solo para la capa superior de [0 - 15 cm] debido a que en ese espesor tuvieron lugar los procesos de humedecimiento y secado más dinámicos, y que se trata de la capa más impactada por los residuos sólidos provenientes de los corrales. Se adoptó una tasa de nitrificación de primer orden igual a  $\mu_{\text{NO}_3} = 0.06\text{d}^{-1}$ , similar a la reportada por varios autores. Como se observa en la Fig. 8, el ajuste de la concentración de  $\text{NO}_3\text{-N}$  observada a 30 y 60 cm mejoró sustancialmente mientras que a 100 cm la sobreestima. Pruebas realizadas de la aplicación del proceso de desnitrificación a la capa inferior del perfil no lograron modificar la tendencia creciente de la concentración de nitrato a dicha profundidad. Los resultados del modelo confirmaron el rol dominante de los procesos físicos de transporte por sobre los procesos biológicos a esta profundidad. Una explicación alternativa sería la existencia de flujos laterales en profundidad.

En resumen, se ha podido comprobar que sitios afectados por encharcamiento recurrentes producidos por el lavado de estiércol de corrales de engorde como el plot B favorecen los procesos de mineralización y nitrificación en superficie provocando el arrastre vertical de nitratos hacia horizontes más profundos, poniendo en evidencia la necesidad de controlar, documentar y reducir dichos sitios de acumulación de materia orgánica biodegradable.

## 7 RESULTADOS NUMÉRICOS 2D

Las simulaciones 2D del flujo de agua y del transporte de solutos se realizaron mediante el modelo HYDRUS-2D/3D (Šimůnek, 2006) en una configuración bidimensional que abarca el plot B, la zona aledaña de encharcamiento y se extiende hasta el plot C donde se observa la presencia de la excavación que actúa como laguna de retención de efluentes. La elección de esta configuración obedece al hecho de que posiblemente existan flujos sub-superficiales que afecten el plot B, vía infiltración del agua encharcada, situación que podría al menos cuestionar el enfoque unidimensional. El flujo se simuló mediante el modelo clásico de la ecuación de Richards mientras que el transporte de solutos se resolvió mediante el modelo MIM. Los resultados numéricos obtenidos deben analizarse en forma cualitativa y semi-cuantitativa dado que el conjunto de observaciones disponibles es limitado. Por ello, más que buscar resultados predictivos, el objetivo de esta simulación es utilizar esta herramienta 2D, de uso mucho menos difundido que su versión 1D, para explorar conceptualmente las situaciones de campo que pudieran producirse en el sitio de estudio a través de la formulación de hipótesis consistentes con los procesos esperables y analizar algunas de las variables que más afectan los resultados. En este caso se tomó la CE.

### 7.1 Discretización espacio-temporal

El dominio simulado es un plano XZ, de 600 cm de profundidad y 4600 cm de longitud, como se muestra en la Fig. 9. Si bien los datos observados alcanzan una profundidad máxima de 100 cm, se extendió el dominio de simulación hasta los 600 cm con el propósito de capturar los fenómenos de flujo y transporte debajo de la laguna y cercanos al nivel freático. La condición de saturación en todo el sitio, favorecida por la permanencia de encharcamiento a un lado del dominio y la laguna en proceso de desborde al otro lado del dominio, permitieron hacer dicha extensión.

El perfil se discretizó con elementos triangulares de 25 cm de lado resultando un total de 10071 elementos; además se utilizaron 437 elementos 1D que componen los elementos de borde, con un total de 5255 nodos de cálculo que conforman la malla de elementos finitos. Se adoptaron 2 capas con diferente material, agrupando en una sola las tres capas inferiores del

modelo 1D debido a su similitud en relación a los parámetros del suelo, expandiendo esta última hasta alcanzar la profundidad de 600 cm. En la Fig. 9 se muestran la malla de elementos finitos y los nodos de observación ubicados a 30, 60 y 100 cm de profundidad de acuerdo a la instalación del instrumental de campo.

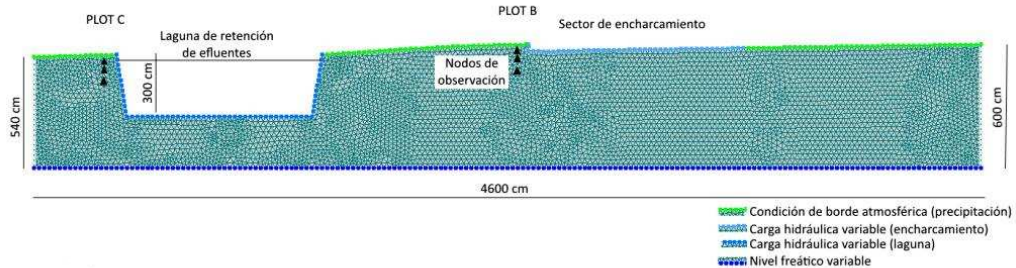


Figura 9. Dominio de simulación 2D

## 7.2 Condiciones iniciales y de borde

De acuerdo con el conocimiento adquirido en campo en relación a la dinámica del agua en las lagunas y el sector de encharcamiento cercano al Plot B donde se acumulan efluentes, la condición inicial para la ecuación de flujo y la ecuación de transporte fueron obtenidas corriendo el modelo en estado estacionario durante 100 días, suponiendo que la laguna y el sector de encharcamiento están completamente llenos durante la simulación. La CE del agua de infiltración fue definida de acuerdo a los valores observados en campo. La Fig. 10 muestra la situación final de la simulación del potencial matricial y la conductividad eléctrica-CE, la que fue adoptada como condición inicial del modelo transitorio.

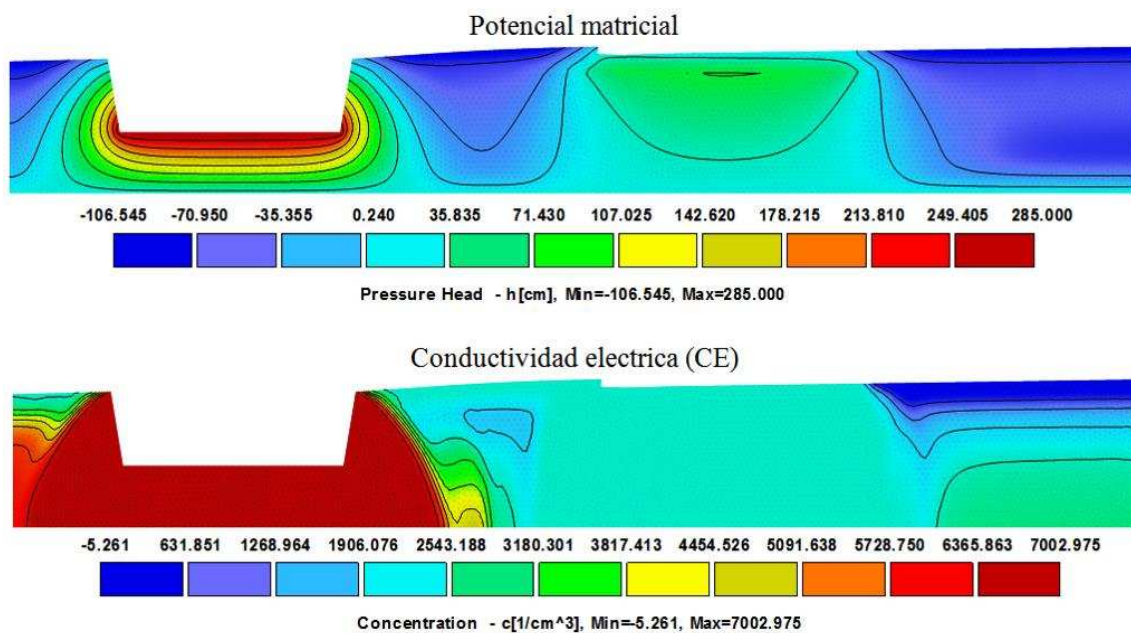


Figura 10. Condiciones iniciales de potencial matricial y conductividad eléctrica (CE)

Para el período de simulación transitorio de 73 días, coincidente con el de la simulación 1D,

las condiciones de borde del modelo de flujo se observan en la Fig. 9. Los cuerpos de agua libre como la laguna y el sector de encharcamiento se representaron mediante una condición de carga variable en el tiempo como así también el nivel freático en el borde inferior del dominio computacional. Los demás tramos del borde superior se representaron con una condición atmosférica, motorizada por la variación temporal de los eventos de precipitación. Respecto al modelo de transporte, la condición de borde fue del tercer tipo para todos los nodos del borde superior y variable en el tiempo de acuerdo con las observaciones realizadas como se muestra en la Fig. 11. Durante el periodo simulado tanto la laguna como el sector de encharcamiento se comportaron de manera similar en respuesta a la precipitación, alcanzando el nivel de desborde para el caso de la laguna luego de ocurrida la precipitación y una tasa de descenso del nivel de 5 cm/d. El nivel freático observado en un piezómetro instalado en el sitio ascendió durante todo el periodo simulado, mostrando un cambio en su tasa de aumento hacia el final del periodo, en relación al aumento del agua precipitada.

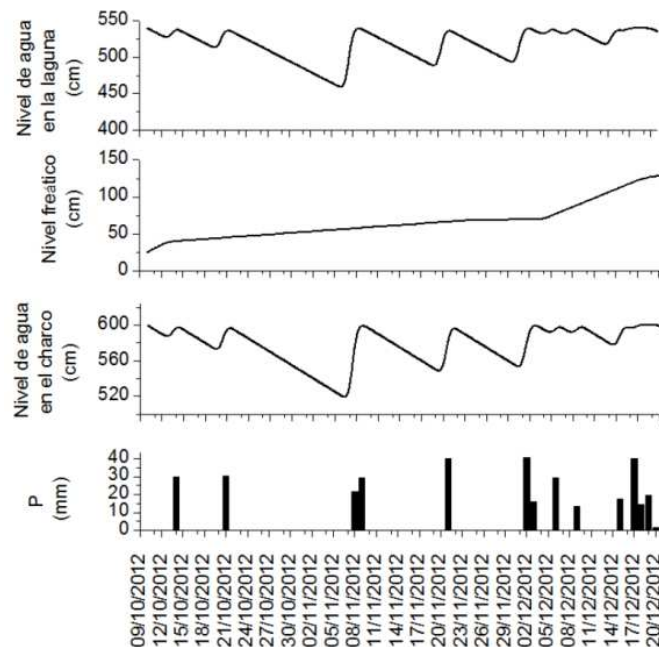


Figura 11. Precipitación y variación temporal del nivel de agua en la laguna, del nivel freático y del sector de encharcamiento tomando como cero de referencia la base del modelo bidimensional.

### 7.3 Simulación del potencial matricial y conductividad eléctrica

Se presentan a continuación los resultados obtenidos del modelo transitorio para la variación del potencial matricial (Fig. 12). Se observan dos sectores bien diferenciados: uno con potenciales positivos, esto es el suelo está completamente saturado, que ocurre debajo y en el entorno de la laguna y el encharcamiento en superficie ubicado hacia la derecha; otro con potenciales negativos, esto es suelo parcialmente saturado, entre los sectores anteriores. La abundancia de precipitaciones de este período de simulación húmedo (ver gráfico inferior Fig. 11), produce el paulatino aumento del potencial, tendiendo a una condición de total saturación del perfil.

De igual manera, la abundancia de agua de las precipitaciones produce una dilución de la conductividad eléctrica inicial (Fig. 13), la que se reduce notablemente tanto temporal como espacialmente en el perfil de suelo, en particular debajo de la laguna y zona de encharcamiento.



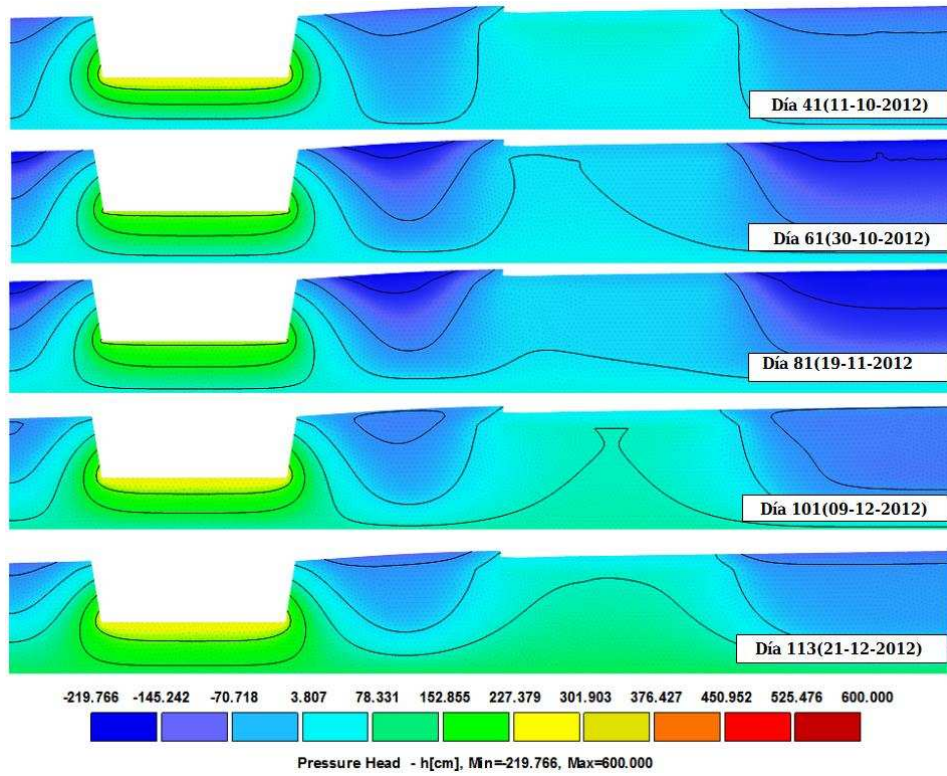


Figura 12. Variación temporal del potencial matricial en el entorno de la laguna de retención y el sector de encharcamiento

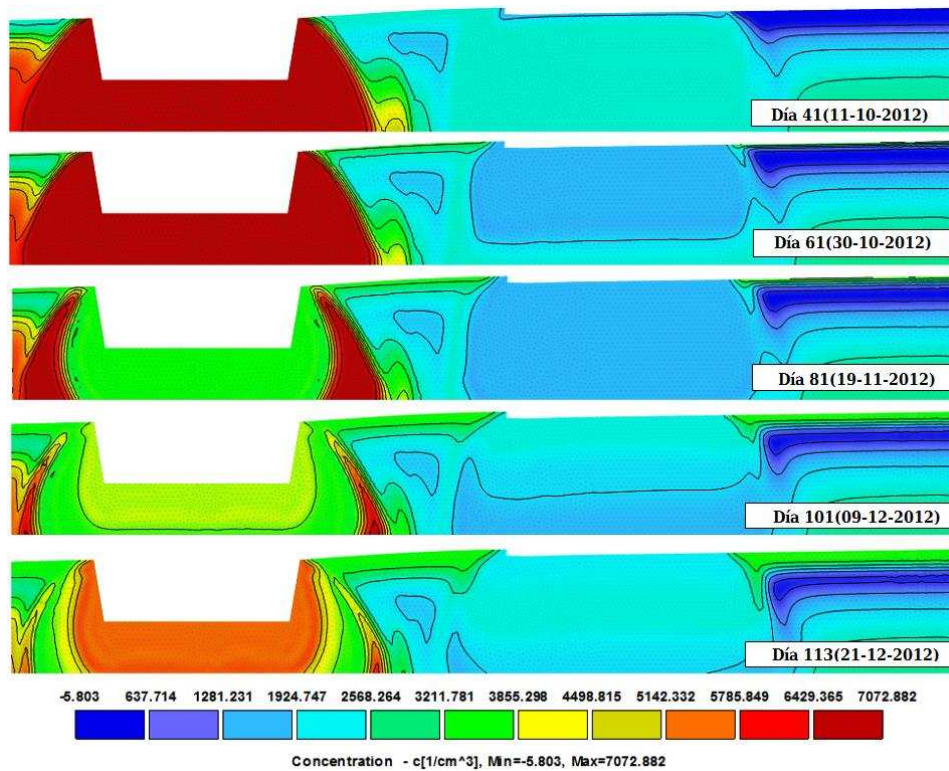


Figura 13. Variación temporal del potencial matricial en el entorno a la laguna de retención y el sector de encharcamiento.

## 8 CONCLUSIONES

Este trabajo presenta la dinámica de especies como cloruro, nitrato y la conductividad eléctrica del agua en un suelo de textura muy fina que ha sufrido el impacto de efluentes de la actividad continua de un feedlot por 13 años. Esta situación puede ser representativa de lo que ocurre en diferentes sitios de la región pampeana donde proliferan estos establecimientos.

Las observaciones de campo y el trabajo de modelación permitieron identificar el rol relativo de los procesos específicos que afectan la distribución de agua en el perfil de suelo estudiado, la dinámica del nitrato debido a procesos de mezcla, dilución, dispersión física por transporte, consumo por vegetación y procesos biológicos y las dificultades asociadas a los cambios estructurales de los suelos finos en los procesos mencionados anteriormente.

Trabajos del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria e investigadores dedicados al estudio de los suelos de la pampa húmeda, destacan que todos los suelos sódicos de zonas húmedas se caracterizan por presentar en su subsuelo un horizonte con elevado porcentaje de arcilla, horizonte que fue identificado en el sitio estudiado. Además describen que dada su escasa o nula permeabilidad, suele representar un impedimento para el libre movimiento vertical del agua en el perfil del suelo. Sin embargo, el modelo confirmó que el  $\text{NO}_3\text{-N}$  y el  $\text{Cl}^-$  llegan a los horizontes más profundos (hasta  $> 1\text{m}$ ) en sitios del FL con menos exposición a efluentes líquidos/estiércol, donde crece vegetación y prevalecen las condiciones de no saturación del suelo, motorizada por el forzamiento atmosférico (plot A). Este resultado es importante porque desafía descripciones previas en el sentido de que horizontes muy arcillosos localizados a unos 30-40 cm de profundidad impiden el paso del agua y solutos hacia horizontes más profundos que eventualmente llegarían a la freática.

Los procesos que controlan la dinámica del  $\text{NO}_3\text{-N}$  en sitios que permanecen cuasi-saturados por largos períodos, en cambio, mostraron una complejidad de procesos, donde se combinan la dilución, el transporte y las reacciones tales como la nitrificación/denitrificación. Dada la falta de vegetación en estos sitios (plot B y C, este no mostrado), los microorganismos potenciaron la producción cercana a la superficie del suelo, y posiblemente la denitrificación en horizontes más profundos.

A pesar del carácter preliminar de esta simulación 2D, los resultados mostraron la utilidad de la bidimensionalidad para observar fenómenos que podrían no estar bien representados con un enfoque unidimensional. Se demuestra también la robustez y potencialidad del modelo para representar el transporte de solutos en medios porosos no saturados/saturados. La particularidad del sitio evaluado puede asemejarse a otros contextos donde exista la posibilidad de derrames eventuales de compuestos tóxicos/contaminantes (ej: tanques de combustible, pozos petroleros, lagunas de efluentes o residuos de minas, etc).

Los resultados de la investigación permitieron un mejor entendimiento de los procesos fundamentales que participan en la dinámica del  $\text{NO}_3\text{-N}$  observada, y por lo tanto pueden contribuir a las estrategias de manejo de estos establecimientos de modo de mitigar sus impactos ambientales negativos.

## 9 REFERENCIAS

- Baram, S., Kurtzman, D., and Dahan, O., Water percolation through a clayey vadose zone. *Journal of Hydrology*, 424, 165–171, 2012.
- Brooks, R., and Corey, A., Hydraulic Properties of Porous Media, *Colorado State University Hydrology Papers*, Colorado State University, 1964.
- Crevoisier, D., Popova, Z., Mailhol, J.C., and Ruelle, P., Assessment and simulation of water and nitrogen transfer under furrow irrigation. *Agricultural Water Management*. 95 (4), 354–366, 2008

- Dietrich, S., Infiltración y recarga a través del suelo y zona no saturada en áreas de llanura. Caracterización en base a la aplicación de tomografía eléctrica y trazadores, Tesis Doctoral. Universidad Nacional del Sur, 2013.
- Elliott, L.F., McCalla, T.M., Mielke, L.N., and Travis, T.A., Ammonium, nitrate, and total nitrogen in the soil water of feedlot and field soil profiles. *Applied microbiology*, 23(4), 810-813, 1972.
- Feddes, R., Bresler, E., and Neuman, S., Field test of a modified numerical model for water uptake by root systems. *Water Resources Research*, 10(6), 1199–1206, 1974.
- Flury, M., Flühler, H., Jury, W. A., and Leuenberger, J., Susceptibility of soils to preferential flow of water: A field study. *Water Resources Research*, 30(7), 1945–1954, 1994.
- García, A. R., Maisonnave, R., Massobrio, M. J., de Iorio, F., and Alicia, R., Field-scale evaluation of water fluxes and manure solution leaching in feedlot pen soils. *Journal of Environmental Quality*, 41(5), 1591–1599, 2012.
- Gerke, H., and van Genuchten, M., A dual-porosity model for simulating the preferential movement of water and solutes in structured porous media. *Water Resources Research*, 29(2), 305–319, 1993.
- Greve, A., Andersen, M., and Acworth, R., Investigations of soil cracking and preferential flow in a weighing lysimeter filled with cracking clay soil. *Journal of Hydrology*, 393(1), 105–113, 2010.
- Hanson, B.R., Šimůnek, J., and Hopmans, J.W., Evaluation of urea–ammonium–nitrate fertigation with drip irrigation using numerical modeling. *Agricultural Water Management*. 86(1), 102–113, 2006.
- Imhoff, S., Ghiberto, P., Grioni, A., and Gay, J., Porosity characterization of argiudolls under different management systems in the argentine flat pampa. *Geoderma*, 158(3), 268–274, 2010.
- Jacques, D., Šimůnek, J., Timmerman, A. and Feyen, J., Calibration of Richards' and convection–dispersion equations to field-scale water flow and solute transport under rainfall conditions, *Journal of Hydrology*, 259(1), 15–31, 2002.
- Jarvis, N., A review of non-equilibrium water flow and solute transport in soil macropores: Principles, controlling factors and consequences for water quality, *European Journal of Soil Science*, 58(3), 523–546, 2007.
- Jury, W.A., and Horton, R., *Soil physics*, John Wiley & Sons, 2004.
- Maule, C., and Fonstad, T., Solute and moisture flux beneath cattle feedlot pens, *Transactions of the ASAE*, 45(1), 73–81, 2002.
- Mielke, L.N., Swanson, N.P., and McCalla, T.M., Soil profile conditions of cattle feedlots. *Journal of Environmental Quality*, 3 (1), 14–17, 1974
- Nielsen, D.R., van Genuchten, M. Th., and Biggar, J. W., Water flow and solute transport processes in the unsaturated zone. *Water Resources Research*, 22(9S), 89S–108S, 1986.
- Olson, B. M., J. J. Miller, S. J. Rodvang, and Yanke, L. J., Soil and groundwater quality under a cattle feedlot in southern Alberta, *Water Quality Research Journal of Canada*, 40(2), 131–144, 2005.
- Pepple, L.M., Andersen, D.S., Burns, R.T., and Moody, L.B., Physical and chemical properties of runoff effluent from beef feedlots in Iowa. *Transactions of the ASABE*, 54(3), 1079-1084, 2011.
- Pordomingo, A. J., *Gestión ambiental en el feedlot. Guía de buenas prácticas*. INTA Anguil, 90, 2003.
- Radcliffe, D., and Šimůnek, J., *Soil Physics with HYDRUS: Modeling and Applications, Water science technology and engineering*, Taylor & Francis, 2010.

- Ramos, T.B., Šimůnek, J., Gonçalves, M.C., Martins, J.C., Prazeres, A., Castanheira, N.L., and Pereira, L.S., Field evaluation of a multicomponent solute transport model in soils irrigated with saline waters. *Journal of Hydrology*, 407 (1), 129–144, 2011
- Ramos, T.B., Šimůnek, J., Gonçalves, M.C., Martins, J.C., Prazeres, A., and Pereira, L.S., Two dimensional modeling of water and nitrogen fate from sweet sorghum irrigated with fresh and blended saline waters. *Agricultural Water Management*, 111, 87–104, 2012
- Richards, L., Capillary conduction of liquids through porous mediums. *Journal of Applied Physics*, 1, 318–333, 1931.
- Saso, J.K., Parkin, G.W., Drury, C.F., Lauzon, J.D., and Reynolds, W.D., Chloride leaching in two Ontario soils: Measurement and prediction using HYDRUS-1D. *Canadian Journal of Soil Science*, 92(2), 285–296, 2012.
- Scanlon, B.R., Tyler, S.W., and Wierenga, P.J., Hydrologic issues in arid, unsaturated systems and implications for contaminant transport. *Reviews of Geophysics*, 35(4), 461–490, 1997.
- Šimůnek, J., The HYDRUS software package for simulating the two-and three-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated media, User's Manual, 2006.
- Šimůnek, J., van Genuchten, M. T., and Sejna, M., The HYDRUS-1D software package for simulating the one-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated media. *University of California-Riverside Research Reports*, 3, 1–240, 2005.
- Vaillant, G.C., Pierzynski, G.M., Ham, J.M., and DeRouchey, J., Nutrient accumulation below cattle feedlot pens in Kansas. *Journal of Environmental Quality*, 38 (3), 909–918, 2009.
- Van Dam, J., Hendrickx, J., Van Ommen, H., Bannink, M., Van Genuchten, M. T., and Dekker, L., Water and solute movement in a coarse-textured water-repellent field soil. *Journal of Hydrology*, 120(1), 359–379, 1990.
- van Genuchten, M. T., A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society of America Journal*, 44(5), 892–898, 1980.
- van Genuchten, M. T., and Wierenga, P., Mass transfer studies in sorbing porous media i. analytical solutions. *Soil Science Society of America Journal*, 40(4), 473–480, 1976.
- Veizaga, E.A., *Estudio de la dinámica del nitrato en el suelo proveniente de la actividad ganadera intensiva*. Doctorado en Ingeniería, mención Ingeniería Ambiental. Universidad Nacional del Litoral. Argentina. 2015.
- Veizaga, E.A., Rodríguez, L.B., and Ocampo, C., Investigating nitrate dynamics in a fine-textured soil affected by feedlot effluents. *Journal of Contaminant Hydrology*. In press, 2016.
- Ventrella, D., Mohanty, B., Šimunek, J., Losavio, N., and van Genuchten, M. T., Water and chloride transport in a fine-textured soil: Field experiments and modeling. *Soil Science*, 165(8), 624–631, 2000.