

Caracterización de la contaminación por nitratos y fósforo mediante métodos geofísicos en la zona no saturada y agua subterránea por actividad de engorde a corral

*Tesis presentada para optar al título de Doctor de la Universidad de Buenos Aires,
Área Ciencias Agropecuarias*

John Jairo Márquez Molina

Ingeniero Agrícola – Universidad Nacional de Colombia - 2004

Lugar de trabajo: Cátedra de Física
Facultad de Agronomía
Universidad de Buenos Aires



FAUBA

Escuela para Graduados Ing. Agr. Alberto Soriano
Facultad de Agronomía – Universidad de Buenos Aires



COMITÉ CONSEJERO

Directora de Tesis

Claudia Mabel Sainato

Licenciada en Ciencias Físicas – (Universidad de Buenos Aires)

Doctora en Ciencias Físicas – (Universidad de Buenos Aires)

Co-Directora

Olga Susana Heredia

Ingeniera Agrónoma – (Universidad de Buenos Aires)

Doctora de la Universidad de Buenos Aires-Área Toxicología

Consejero de estudios

Darío Colombatto

Ingeniero Agrónomo – (Universidad de Buenos Aires)

PhD in Agriculture – (The University of Reading –Inglaterra)

JURADO DE TESIS

JURADO

Alejandro La Manna

Ingeniero Agrónomo – (Universidad de la República – Uruguay)

Doctor of Philosophy – (Oklahoma State Univ. – USA)

JURADO

Pablo Ariel Weinzettel

Licenciado en Ciencias Geológicas - (Universidad Nacional del Sur)

Doctor en Geología - (Universidad Nacional del Sur)

JURADO

Silvina Isabel Portela

Ingeniera Agrónoma – (Universidad de Buenos Aires)

Doctora en Ciencias Agropecuarias – (Universidad de Buenos Aires)

Fecha de defensa de la tesis: 2 de julio de 2020

Dedicatoria

*A mi esposa Gloria Marcela y a mi hijo Francisco,
su compañía y apoyo incondicional
es lo más grande que tengo.*

*A Jairo, E, Yolanda y Diana, gracias por brindarme
siempre su apoyo espiritual y emocional.*

Agradecimientos

- A la Dra. Claudia Mabel Sainato, por sus constantes aportes, comentarios y sugerencias en el desarrollo de este trabajo Doctoral y sus innumerables contribuciones personales y profesionales en mi formación académica y humana.
- A la Dra. Olga Susana Heredia, por su constante colaboración y su apoyo para sortear los momentos difíciles, muchas gracias.
- A la Ingeniera MSc. Susana Urricarriet, por su inagotable colaboración e importantes aportes para el desarrollo de este trabajo doctoral.
- Al Dr. Darío Colombatto, por su colaboración y apoyo.
- A la Dra. María del Carmen Fabrizio, por su colaboración, apoyo e importantes contribuciones en el análisis estadístico y revisión de este trabajo.
- A la MSc. Lic. Beatriz Norma Losinno, a la Dra. Griselda Galindo y al Dr. Mario Castiglioni por su apoyo emocional y contribuciones académicas y profesionales.
- A mis compañeros docentes y no docentes de la Cátedra de Física.
- A todos aquellos que de una u otra manera contribuyeron el desarrollo de este trabajo, Muchas Gracias. Especialmente al Sr. Eduardo Vela, a Leticia Palazzesi, Al Sr. Gustavo Caputo, y personal de Campo de la facultad que apoyaron las campañas de campo.
- A la Facultad de Agronomía y Escuela para Graduados – Ing. Agr. Alberto Soriano de la Universidad de Buenos Aires, a los docentes que participaron en mi formación doctoral y miembros del jurado evaluador.

Declaración.

Declaro que el material incluido en esta tesis es, a mi mejor saber y entender, original producto de mi propio trabajo (salvo en la medida en que se identifique explícitamente las contribuciones de otros), y que este material no lo he presentado, en forma parcial o total, como una tesis en ésta u otra institución.

Publicaciones derivadas de la tesis

- **“Effect of feedlot activity on soil and groundwater evaluated through electrical resistivity tomography”** Marquez Molina J.J., Urricariet S., Sainato C., Losinno B.N., Heredia O.S. *Journal Environmental Earth Science*. **73**:1459-1472. Editorial Springer. DOI 10.1007/s12665-014-3496-y, ISSN 1866-6280, 2015
- **“Bulk electrical conductivity as an indicator of spatial distribution of nitrogen and phosphorous at feedlot.”** Márquez Molina, J.J., Sainato C.M., Urricariet A.S., Losinno B.N., Heredia O.S. *Journal of Applied Geophysics*. **111**, 156–172. Editorial ELSEVIER. DOI: 10.1016/j.jappgeo.2014.10.002, ISSN 0926-9851, 2014
- **“Electromagnetic soundings to detect groundwater contamination produced by intensive livestock farming”**. C.M. Sainato , B.N. Losinno, J.J. Márquez Molina, R.A. Espada., *Journal of Applied Geophysics*. **154**, 159–166, Editorial ELSEVIER. DOI: 10.1016/j.jappgeo.2018.05.005, ISSN 0926-9851, 2018
- **"La contaminación por actividad de engorde en corral bajo un suelo argiudol típico evaluada mediante geofísica"** John Márquez Molina, Claudia Mabel Sainato, Olga Heredia y Alicia Urricariet. *Revista Asociación Argentina de Ciencia del Suelo*. **36** (2), 22-37, 2018.

Índice general

| | |
|--|----------|
| Dedicatoria | i |
| Agradecimientos | ii |
| Declaración | iii |
| Publicaciones derivadas de la tesis | iv |
| Índice general | vii |
| Lista de abreviaturas | xv |
| Resumen | xvi |
| Abstract | xvii |
| Capítulo 1. Introducción | 1 |
| 1.1 La actividad de engorde a corral (feedlot) en la Argentina..... | 1 |
| 1.2 Impacto ambiental de los feedlot..... | 1 |
| 1.3 Geofísica aplicada en la actividad agropecuaria (Casos Feedlot o sistemas bajo encierro)..... | 2 |
| 1.4 Motivaciones y relevancia de la investigación..... | 3 |
| 1.5 Objetivo General | 5 |
| 1.5.1 Objetivo específico 1: | 5 |
| 1.5.2 Objetivo específico 2: | 5 |
| 1.5.3 Objetivo específico 3: | 5 |
| 1.5.4 Objetivo específico 4: | 5 |
| 1.6 Hipótesis..... | 5 |
| 1.6.1 Hipótesis 1 (relacionada con el objetivo 1)..... | 5 |
| 1.6.2 Hipótesis 2 (relacionada con el objetivo 2)..... | 6 |
| 1.6.3 Hipótesis 3 (relacionada con el objetivo 3)..... | 6 |
| 1.6.4 Hipótesis 4 (relacionada con el objetivo 4)..... | 6 |
| 1.7 Contenido de la Tesis | 6 |
| Capítulo 2. Desarrollo metodológico de exploraciones geofísicas y muestreos de suelo y agua | 8 |
| 2.1 Introducción..... | 8 |
| 2.2 Métodos geofísicos..... | 8 |
| 2.3 Método resistivo – (Tomografía de Resistividad Eléctrica – TRE) | 9 |
| 2.3.1 Desarrollo en campo de exploraciones por TRE..... | 11 |
| 2.4 Método de inducción electromagnética – EMI | 11 |
| 2.4.1 Desarrollo en campo de exploraciones por EMI..... | 13 |

| | | |
|---|--|-----------|
| 2.5 | La CEa y su relación con propiedades del suelo y el agua subterránea | 14 |
| 2.5.1 | Muestras de suelos | 14 |
| 2.5.2 | Muestreo de agua subterránea..... | 15 |
| 2.6 | Evaluación de la relación entre la CEa y las propiedades físico-químicas de los suelos | 16 |
| 2.6.1 | Análisis estadístico y espacial de las variables medidas..... | 16 |
| 2.7 | Selección de columnas inalteradas de suelo..... | 19 |
| 2.8 | Ensayo de lixiviación de las columnas de suelo..... | 20 |
| 2.8.1 | Determinaciones de las masas de nutrientes y sales de lixiviados..... | 21 |
| Capítulo 3. Flujo y transporte en la zona no saturada | | 23 |
| 3.1 | Introducción..... | 23 |
| 3.2 | Aspectos generales del flujo en la zona no saturada del suelo | 23 |
| 3.2.1 | Leyes y ecuaciones de flujo en la ZNS..... | 24 |
| 3.2.2 | Parámetros de flujo | 25 |
| 3.3 | Transporte de solutos en la zona no saturada | 26 |
| 3.3.1 | Ecuación de conservación..... | 26 |
| 3.3.2 | Procesos de transporte de solutos..... | 27 |
| 3.3.3 | Adsorción de equilibrio y ecuación de advección – dispersión..... | 28 |
| 3.3.4 | Transporte de solutos bajo condiciones de desequilibrio..... | 29 |
| Capítulo 4. Evaluación geofísica de la distribución espacio temporal del N-NO₃⁻, P_{disp} y P_{solu} en corrales de engorde - Caso de Estudio Trenque Lauquen..... | | 31 |
| 4.1 | Introducción..... | 31 |
| 4.2 | Materiales y métodos..... | 32 |
| 4.2.1 | Características de la zona de estudio..... | 32 |
| 4.2.2 | Manejo de los corrales de engorde..... | 32 |
| 4.2.3 | Antecedentes geológicos e hidrogeológicos | 33 |
| 4.2.4 | Factores hidro-climatológicos..... | 34 |
| 4.3 | Resultados geofísicos y su relación con las propiedades de la ZNS y ZS | 34 |
| 4.3.1 | Sondeos de TRE..... | 34 |
| 4.3.2 | Modelos de resistividad eléctrica..... | 35 |
| 4.3.3 | La resistividad eléctrica y su relación con las propiedades del suelo | 37 |
| 4.3.4 | Relación entre la CEa y las propiedades físico-químicas de los suelos.... | 41 |
| 4.3.5 | Análisis de variabilidad espacial de la CEa _{EMI} y CE _{TRE} y su relación con la distribución de propiedades del suelo..... | 42 |
| 4.3.6 | Caracterización del agua subterránea..... | 48 |
| 4.3.7 | Zonificación de zonas de muestreo de columnas de suelo..... | 50 |
| 4.4 | Discusión de los resultados geofísicos y su relación con las propiedades del suelo | 50 |

| | |
|--|--|
| Capítulo 5. Evaluación geofísica de la distribución espacio temporal del N-NO₃⁻, P_{disp} y P_{solu} en corrales de engorde - Caso de Estudio San Pedro. | 55 |
| 5.1 | Introducción..... 55 |
| 5.2 | Materiales y métodos..... 55 |
| 5.2.1 | Características de la zona de estudio..... 55 |
| 5.2.2 | Característica de manejo de los feedlots 56 |
| 5.2.3 | Antecedentes Hidrogeológicos..... 56 |
| 5.2.4 | Factores hidro-climatológicos..... 57 |
| 5.3 | Resultados geofísicos y su relación con las propiedades de la ZNS y ZS 58 |
| 5.3.1 | Sondeos EMI y TRE 58 |
| 5.3.2 | Muestreo y análisis de suelos..... 58 |
| 5.3.3 | Análisis de la variación de CE _{Ea} EMI y CE _{TRE} con las propiedades del suelo – Corral 81 59 |
| 5.3.4 | Análisis de la variación de CE _{Ea} EMI y CE _{TRE} con las propiedades del suelo – Corral 3 61 |
| 5.3.5 | Comparación de resultados de concentraciones de N-NO ₃ ⁻ y P _{disp} en suelos al cabo de tres años de uso..... 65 |
| 5.3.6 | Muestreo y análisis de aguas..... 66 |
| 5.4 | Discusión de resultados 68 |
| Capítulo 6. Ensayos de lixiviación en columnas de suelo | 70 |
| 6.1 | Introducción..... 70 |
| 6.2 | Materiales y métodos..... 70 |
| 6.2.1 | Ensayos de lixiviación..... 70 |
| 6.3 | Resultados 72 |
| 6.3.1 | Efecto de la profundidad y zona de CE _{Ea} en el tratamiento sin carga..... 73 |
| 6.3.2 | Efecto de la profundidad y zona de CE _{Ea} en el tratamiento con carga..... 74 |
| 6.3.3 | Efecto del VP por zona de CE _{Ea} en el tratamiento con carga 76 |
| 6.4 | Discusión de resultados 80 |
| Capítulo 7. Escenarios de flujo y transporte en columnas de suelo..... | 82 |
| 7.1 | Introducción..... 82 |
| 7.2 | Materiales y métodos..... 83 |
| 7.2.1 | Estimación de parámetros flujo..... 83 |
| 7.2.2 | Estimación de parámetros de transporte 83 |
| 7.2.3 | Ensayos de flujo y transporte 85 |
| 7.2.4 | Simulación numérica de los ensayos de flujo y transporte 86 |
| 7.2.5 | Simulación de posibles escenarios de manejo de un corral 88 |
| 7.3 | Resultados 89 |
| 7.3.1 | Curvas de avance y ajuste de parámetros..... 90 |

| | | |
|---|---|------------|
| 7.3.2 | Escenarios de transporte..... | 91 |
| 7.3.3 | Modelo conceptual y numérico..... | 96 |
| 7.3.3.1 | Simulación escenario de flujo con superficie saturada | 98 |
| 7.3.3.2 | Simulación de escenario de flujo de superficie en pulsos..... | 102 |
| 7.3.4 | Análisis de sensibilidad..... | 105 |
| 7.3.5 | Escenarios de manejo..... | 105 |
| 7.4 | Discusión de resultados | 108 |
| Capítulo 8. Integración de resultados y conclusiones | | 111 |
| Referencias Bibliográficas | | 120 |

Índice de figuras

| | |
|--|----|
| Figura 1.1 Modelo conceptual para el uso de datos geofísicos y calibración de parámetros de flujo y transporte no saturado. | 4 |
| Figura 2.1 Configuración Dipolo-Dipolo y factor geométrico. | 9 |
| Figura 2.2 Secuencia de medición de una TRE utilizando la configuración Dipolo-Dipolo. | 10 |
| Figura 2.3 Principio básico del método de inducción electromagnética. | 12 |
| Figura 2.4 Desarrollo de exploraciones (a) TRE y (b) EMI, (c) trayectos realizados en los corrales de estudio. | 14 |
| Figura 2.5 Desarrollo de muestreo dirigido y calicatas para la determinación de propiedades físico-químicas del suelo. | 15 |
| Figura 2.6 Desarrollo de ensayos de lixiviación en columnas Tipo C. | 21 |
| Figura 4.1 Localización de corrales, áreas de sondeos geofísicos y muestreo de suelos. | 33 |
| Figura 4.2 Líneas de sondeo TRE, ubicación de calicatas y muestras de suelo y los pozos de muestreo de agua subterránea en los corrales C-1 y C-2. | 35 |
| Figura 4.3 Modelos de resistividad eléctrica en función de la profundidad a lo largo de las líneas TRE orientadas NE-SO – localización de calicatas y sitios de muestreo de suelos – Corral C-1. | 36 |
| Figura 4.4 Modelos de resistividad eléctrica en función de la profundidad a lo largo de las líneas TRE orientadas NO-SE – localización de calicatas y sitios de muestreo de suelos – Corral C-2. | 37 |
| Figura 4.5 Distribución vertical y concentración de (a) P_{disp} , (b) $N-NO_3^-$ en los corrales 1 y 2 (C: corral, T: calicata). | 38 |
| Figura 4.6 Distribución en profundidad de (a) humedad volumétrica y concentraciones de (b) $N-NO_3^-$, (c) P_{disp} , en el corral C1- (S: muestras profundas). | 40 |
| Figura 4.7 Distribución en profundidad de (a) humedad volumétrica y las concentraciones de (b) $N-NO_3^-$, (c) P_{disp} en corral C-2 (S: muestras profundas). | 41 |
| Figura 4.8 Localización de zonas de sondeos EMI, TRE y grilla de muestras de suelo en los corrales C1 y C-2. | 42 |
| Figura 4.9 Mapas de distribución espacial de CE_{aEMI} (16 kHz) (transformación Box-Cox) (Kriging); CE_{TRE} (1 m de prof.) (Kriging); EDW (transformación Log10) (Kriging); $N-NO_3$ (transformación Box-Cox) (Kriging); P_{disp} (transformación Log10) (Kriging); CE (por natural neighbor) – Corral C-1. | 43 |
| Figura 4.10 Modelos de resistividad eléctrica obtenidos con TRE - zona y profundidad de exploración obtenida con los sondeos EMI a 16kHz – Corral C-2. | 46 |
| Figura 4.11 Mapas de distribución espacial de CE_{aEMI} (16 kHz) (natural neighbor); CE_{TRE} (1 m de prof.) (Kriging); EDW (transformación Log10) (Kriging); $N-NO_3$ (transformación Log10) (Kriging); P_{disp} (Kriging); CE (natural neighbor) – Corral C-2. | 47 |
| Figura 4.12 Zonificación de CE_{aEMI} (16 kHz) y localización de columnas experimentales de suelos – Corral C-1. | 50 |

| | |
|--|----|
| Figura 4.13 Correlación entre conductividad eléctrica CE_{TRE} y (a) EDW (corral 1), (b) EDW (corral 2), (c) P_{disp} (corral 1) (d) $N-NO_3^-$ (corral 2) | 52 |
| Figura 5.1 Localización de la zona de estudio. Se muestran los dos corrales estudiados (corral 81 y corral 3) y los pozos W1, W2, W3, y W4 con profundidad al acuífero freático. El pozo DW tiene una profundidad mayor cercana a los 50 m. | 56 |
| Figura 5.2 Corral 81. Mapa de CEa_{EMI} (16 kHz). Se muestran las líneas de Tomografías de Resistividad Eléctrica TRE-L1, TRE-L2 y TRE-L3 y los sitios de muestreo de suelos con valores en blanco que corresponden a $N-NO_3^-$ y en paréntesis a los de P_{disp} , en $kg\cdot ha^{-1}$ acumulados en el perfil de suelo de 0 a 80 cm. | 59 |
| Figura 5.3 Modelos de resistividad eléctrica obtenidos de la TRE en las tres líneas de la | |
| Figura 5.2. C-81. La línea testigo se ubica en un lote contiguo con producción agrícola continua, sin presencia de animales, señalado en la Figura 5.1 como TRE-test. | 59 |
| Figura 5.4 Concentraciones de $N-NO_3^-$ y contenido de humedad volumétrica en función de la profundidad para los distintos sitios de muestreo del corral 81. La muestra C81-T corresponde al sitio donde se encuentra la línea testigo TRE-test (Figura 5.1). | 60 |
| Figura 5.5 Concentraciones de P_{disp} para los distintos sitios de muestreo del corral 81 en función de la profundidad. La muestra C81-T corresponde al sitio donde se encuentra la línea testigo TRE-test (Figura 5.1). | 61 |
| Figura 5.6 Corral 3. Mapa de CEa_{EMI} (16 kHz). Se muestran también las líneas de TRE y los sitios de muestreo de suelos con los valores en negro que corresponden a $N-NO_3^-$ y en paréntesis los de P_{disp} en masas en $kg\cdot ha^{-1}$ acumuladas en el perfil de suelo de 0 a 80 cm. En el extremo este del corral, por fuera del mismo, se encuentra el sitio testigo C3-B7. | 62 |
| Figura 5.7 Corral 3. Modelos de resistividad eléctrica obtenidos de la TRE según las líneas de la Figura 5.6 La línea Test corresponde a la línea TRE-test en la zona NO de la Figura 5.1. | 63 |
| Figura 5.8 Corral 3. Concentraciones de $N-NO_3^-$ y contenido de humedad volumétrica en función de la profundidad para los distintos sitios de muestreo del corral. | 64 |
| Figura 5.9 Corral 3. Concentraciones de P_{disp} en función de la profundidad para los distintos sitios de muestreo del corral. | 65 |
| Figura 5.10 Comparación de concentraciones de (a) $N-NO_3^-$ y (b) P_{disp} – corral 81, año 2009 y 2012. | 66 |
| Figura 6.1 Concentraciones de (a) $N-NO_3^-$, (b) P_{solu} , (c) CE y (d) pH por profundidad y zona de CEa (condición sin carga de estiércol) | 73 |
| Figura 6.2 Concentraciones de (a) $N-NO_3^-$, (b) P_{solu} , (c) CE y (d) pH por profundidad y zona de CEa (condición con carga de estiércol) | 75 |
| Figura 6.3 Concentraciones promedios de (a) $N-NO_3^-$ (b) P_{solu} , (c) CE, (d) pH en diferentes VP, profundidad y zona de CEa (A) alta, (M) media, (B) baja. | 77 |
| Figura 7.1 Diagrama de flujo para la obtención de parámetros de flujo y transporte. | 84 |
| Figura 7.2 Montaje experimental para los ensayos de transporte. | 85 |
| Figura 7.3 Distribución de la precipitación y evapotranspiración | 88 |
| Figura 7.4 Variación de concentraciones en la capa de estiércol, (a) concentración del ensayo por pulsos, (b) concentración ASAE D384.2. | 89 |
| Figura 7.5 Curvas de avance ajustadas (línea) y datos observados (círculos). | 90 |

| | |
|--|-----|
| Figura 7.6 Evolución de (a) N-NO ₃ , (b) P _{solu} , (c) CE, (e) pH, (f) temperatura bajo el escenario condición de saturación *(i) concentraciones , (ii) cantidades (kg.ha ⁻¹) y sales (g.m ⁻²)..... | 93 |
| Figura 7.7 Evolución de (a) N-NO ₃ , (b) P _{solu} , (c) CE, (e) pH, (f) temperatura bajo escenario condición de pulsos *(i) concentraciones , (ii) cantidades (kg.ha ⁻¹) y sales (g.m ⁻²)..... | 95 |
| Figura 7.8 Comparación de masas lixiviadas en ambas condiciones de superficie para 4.500 cm ³ de agua aplicado en superficie. | 96 |
| Figura 7.9 Tasas aplicadas en la superficie de las columnas (Precipitación) y los valores de humedad en cada una de las profundidades. (a) Escenario saturación y (b) escenario de pulsos..... | 97 |
| Figura 7.10 Discretización del perfil del suelo, condiciones iniciales (humedad y concentraciones) y puntos de observación..... | 98 |
| Figura 7.11 Comparación de humedades volumétricas observadas y simuladas en diferentes profundidades escenario de superficie saturada. | 99 |
| Figura 7.12 Comparación de concentraciones de solutos (a) cloruros, (b) sales, (c) N-NO ₃ , (d) P _{solu} , observados y simulados en diferentes profundidades – escenario superficie saturada..... | 101 |
| Figura 7.13 Comparación de humedades volumetricas observadas y simuladas en diferentes profundidades del escenario de pulsos. | 102 |
| Figura 7.14 Comparación de concentraciones de solutos (a) cloruros, (b) sales, (c) N-NO ₃ , (d) P _{solu} , observados y simulados en diferentes profundidades - escenario de pulsos. | 104 |
| Figura 7.15 Resultados de concentraciones N-NO ₃ y P _{solu} (a) situación testigo, (b) Escenario (EA1) - ensayo por pulsos, (c) Escenario (EA2) - ASAE D384.2, (d) Escenario (EA3) - capa de estiércol..... | 107 |

Índice de cuadros

| | |
|--|-----|
| Cuadro 2.1 Profundidades de muestreo y parámetros a medir por celda | 16 |
| Cuadro 4.1 Matriz de correlación entre todos los pares de variables CE_{EMI} , CE_{TRE} y propiedades del suelo y ecuaciones lineales entre la CEa y las propiedades de suelos con alta correlación – Corral 1. Se presentan coeficientes de Pearson (r) – triángulo inferior izquierdo, probabilidad de no correlación $p_{(nc)}$ triángulo superior derecho. | 45 |
| Cuadro 4.2 Matriz de correlación entre todos los pares de variables CE_{EMI} , CE_{TRE} y propiedades del suelo y ecuaciones lineales entre la CEa y las propiedades de suelos con alta correlación – Corral 2. Se presentan coeficientes de Pearson (r) – triángulo inferior izquierdo, probabilidad de no correlación $p_{(nc)}$ triángulo superior derecho. | 48 |
| Cuadro 4.3 Análisis geoquímico de aguas subterráneas de pozos Corrales C-1 (W1-2, W1-3) y C-2 (W2-1, W2-2). | 49 |
| Cuadro 5.1 Características del suelo de los corrales estudiados. Se muestran: a. los horizontes con la profundidad de muestreo y resultados de materia orgánica (M.O), Carbono (C), Nitrógeno (N), Fósforo (P_{disp}), y textura. b. concentración de Ca, Mg, Na y K y Capacidad de intercambio catiónico (CIC), pH, Conductividad eléctrica (CE). | 58 |
| Cuadro 5.2 Análisis físico-químicos del agua de los pozos: testigo BW; Corral 81 (profundo DW; W1, W2) y Corral 3 (W3, W4) (**)..... | 67 |
| Cuadro 6.1 Volúmenes de poro y agua drenada en función del volumen de poros. | 71 |
| Cuadro 6.2 Análisis del estiércol aplicado a las columnas. | 72 |
| Cuadro 6.3 ANVA de columnas sin carga de estiércol. | 74 |
| Cuadro 6.4 ANVA de columnas con carga de estiércol. | 76 |
| Cuadro 6.5 ANVA de columnas con carga y diferente VP – Zona de CEa alta. | 78 |
| Cuadro 6.6 ANVA de columnas con carga y diferente VP – Zona de CEa media. | 79 |
| Cuadro 6.7 ANVA de columnas con carga y diferente VP – Zona de CEa baja..... | 80 |
| Cuadro 7.1 Horizontes y parámetros de flujo..... | 90 |
| Cuadro 7.2 Parámetros de transporte..... | 91 |
| Cuadro 7.3 Parámetros hidráulicos de suelo escenario de flujo con superficie saturada | 98 |
| Cuadro 7.4 Estimadores de ajuste y eficiencia - Escenario superficie saturada..... | 100 |
| Cuadro 7.5 Parámetros hidráulicos de suelo escenario de flujo en pulsos | 102 |
| Cuadro 7.6 Estimadores de ajuste y eficiencia - Escenario flujo en pulsos. | 103 |

Lista de abreviaturas

ANVA: Análisis de la varianza
 C-1: Corral 1 de engorde – Trenque Lauquen (*nuevo*)
 C-2: Corral 2 de engorde – Trenque Lauquen (*antiguo*)
 C-3: Corral 3 de engorde – San Pedro (*antiguo*)
 C-81: Corral 81 de engorde – San Pedro (*nuevo*)
 CE: Conductividad eléctrica (*pasta de saturación*)
 CE_{a EMI}: Conductividad eléctrica aparente determinada por método EMI
 CE_{TRE}: Conductividad eléctrica determinada por método TRE ($1/\rho$)
 CE_a: Conductividad eléctrica aparente
 CE_{aA}, CE_{aM}, CE_{aB}: Conductividad eléctrica aparente alta, media y baja
 Cox: Carbono fácilmente oxidable
 D_L: Dispersividad longitudinal
 D_{mo}: Coeficiente de dispersión efectivo para la fase móvil
 EDW: Profundidad equivalente de agua de suelo
 EMI: Inducción electromagnética
 RE: Resistividad eléctrica
 ESL: Capa de resistividad equivalente
h: Potencial matricial, tensión o de succión
 K_{sat}: Conductividad hidráulica saturada
 MEA: Muestreo aleatorio estratificado
 MIM: Modelos de zona móvil-inmóvil
 MSD_E: Materia seca excretada diaria por animal
 MSE_T: Materia seca total excretada por animal
 N-NO₃⁻: Nitrógeno de nitrato
 NSE: Coeficiente de eficiencia de Nash-Sutcliffe
Alpha: Parámetro de tasa de transferencia de solutos
Omega: Parámetro de tasa de transferencia de agua
 P27, P57, P98: Profundidad en cm de la columna
 P_{disp}: Fósforo disponible
 P_{solu}: Fósforo soluble
 RMSE: Raíz del error cuadrático medio
 S: Conductancia por unidad longitudinal
 T: Resistencia transversal
 TRE: Tomografía de resistividad eléctrica
 VP: Volumen de poro
 ZNS: Zona no saturada
 ZS Zona saturada
θ_{im}: Contenido volumétrico de agua inmóvil
θ_{mo}: Contenido volumétrico de agua móvil
γ_s: Tasa constante de orden cero para la fase sólida
μ_w: Tasa constante de primer orden para la fase disuelta
α_s: Coeficiente de tasa de intercambio
 D_{ap}: Densidad aparente del suelo
 θ: Humedad volumétrica
 ρ_a: Resistividad eléctrica aparente
 ρ: Resistividad eléctrica

Título: Caracterización de la contaminación por nitratos y fósforo mediante tomografía de resistividad eléctrica e inducción electromagnética en la zona no saturada y agua subterránea por actividad de engorde a corral

Resumen

Los sistemas ganaderos de engorde a corral generan un impacto al medio ambiente, debido a la acumulación de estiércol que produce altas concentraciones de nitrógeno y fósforo, en el suelo y en el agua superficial y subterránea.

La evaluación ambiental de estos sistemas presenta dificultades por la variabilidad espacial en las propiedades del suelo generada por la acumulación de nutrientes en determinados sectores de los corrales, principalmente por las operaciones de mantenimiento. Por lo tanto un muestreo representativo de suelos y agua puede resultar difícil y costoso. Esa variabilidad genera, en la zona no saturada (ZNS) y en el agua subterránea, patrones de salinidad detectables por medio de métodos geofísicos y la medición de la conductividad eléctrica aparente (CEa).

El objetivo general fue caracterizar el flujo y transporte de nitrato y fósforo en la ZNS en corrales de engorde. Se aplicaron dos métodos de exploración geofísica a campo para analizar la variabilidad espacial de las propiedades del suelo y extraer columnas representativas para la calibración y validación, en laboratorio, de un modelo de simulación de flujo y transporte.

La distribución espacial de la CEa presentó, en algunas situaciones, buena correlación y patrones de variabilidad similares a los de la humedad y las concentraciones de los nutrientes evaluados. La zonificación, basada en la CEa, permitió verificar la existencia de sectores donde se ven favorecidos los procesos de lixiviación de $N-NO_3$, P_{solu} y sales en el perfil del suelo y su posible ingreso al agua subterránea.

Al mismo tiempo, los ensayos de flujo y transporte en las columnas de suelo, mostraron diferencias en las concentraciones y en la lixiviación de elementos en función de las condiciones de entrada de flujo.

La implementación numérica de los ensayos de flujo y transporte y su validación en este tipo de ambientes, permitió la simulación en el tiempo de posibles escenarios de acumulación en superficie. Finalmente, se logró evaluar el grado de afectación del perfil del suelo y el agua subterránea.

Palabras Claves: corrales de engorde, conductividad eléctrica aparente, inducción electromagnética, nitratos, fósforo, suelo, agua subterránea, transporte.

Title: Characterization of nitrate and phosphorus contamination through electrical resistivity tomography and electromagnetic induction in the unsaturated zone and groundwater in cattle feedlot

Abstract

The Feedlot systems generate a significant impact on the environment, mainly due to the manure which produces high concentration of nutrients in the soil profile and in superficial and groundwater.

The environmental evaluation of these systems presents multiple difficulties, product of the spatial variability of the distribution of soil properties mainly due to the activities of operation management. Consequently, a representative soil and water sampling may be operatively difficult and expensive. This variability generates, in the unsaturated zone (USZ) and groundwater, salinity patterns which can be detected efficiently by means of geophysical methods and the measurement of apparent electrical conductivity (ECa).

The general objective was to characterize the flow and transport of nitrates and phosphorous in USZ, in pens. Two geophysical methods were applied in the field to analyze the spatial variability of soil properties and extract representative columns for the calibration and validation, in laboratory, of a model of simulation of flow and transport.

The distribution of the ECa had, in some situations, a good correlation and variability patterns similar to moisture and nutrient concentrations. The zoning based on the ECa, allowed verifying the existence of sectors where the leaching processes of $N-NO_3$, P_{solu} and salts are favored in the soil profile and its possible input into groundwater.

At the same time, the flow and transport tests in the undisturbed soil columns, showed differences in the concentrations and leachates as a function of the inflow conditions. The numerical model of the flow and transport and its validation in this environment, allowed the simulation of a series of possible accumulation scenarios on the surface. Finally, it was assessed the degree of affectation the soil profile and groundwater.

Keywords: Feedlot, Bulk conductivity, Electromagnetic induction, Nitrates, Phosphorus, Soil, Groundwater, Transport.

Capítulo 1. Introducción

1.1 La actividad de engorde a corral (feedlot) en la Argentina

Tradicionalmente, la producción ganadera en la Argentina se ha desarrollado bajo sistemas productivos extensivos. Esta se basa esencialmente en el pastoreo directo de pastizales naturales y pasturas cultivadas, suministrando alimentos procesados o concentrados en determinadas situaciones, o por ciertos períodos de tiempo cuando los nutrientes aportados por las pasturas resultan insuficientes para satisfacer los requerimientos de los animales.

En las dos últimas décadas, el avance territorial de la frontera agrícola por la expansión de los cultivos extensivos, por ejemplo en la Región Pampeana, ha llevado a que la ganadería, de menor rentabilidad relativa, haya cedido las mejores tierras, circunscribiendo su desarrollo a superficies más reducidas y en campos de menor calidad de suelos. Ello ha significado la puesta en marcha de un proceso de relocalización de la ganadería, especialmente en la etapa de recría y terminación final a través de corrales de engorde a corral (Robert *et al.*, 2009).

Los diferentes informes de caracterización de engorde a corral SENASA (2008, 2009 y 2011) indicaron una evolución favorable en cuanto al registro de establecimientos. Para el año 2007, se registraron un total de 1.196 establecimientos; para el año 2008, 1.626 establecimientos; en 2009, 2.189, y para los años 2010 y 2011, se registraron 2.278 y 2.113 establecimientos, respectivamente. A nivel provincial, el 38% de los feedlots se ubican principalmente en la provincia de Buenos Aires, seguido de un 24% en la provincia de Córdoba, 20% en la provincia de Santa Fé, 5% ubicados en la provincia de Entre Ríos y otras provincias el 13%, (SENASA, 2011).

Esta actividad tuvo un pico máximo del 28,4% en el 2009, el cual se sostuvo para los años 2014, 2015 y 2016. Indicando claramente que la actividad de engorde a corral, ha presentado en los últimos años un leve crecimiento, seguramente producto del acceso a nuevos mercados como la entrada en vigencia de la Reglamentación (UE) N° 481/2012 o cuota 481, la cual regula y permite el ingreso de carne bovina al mercado europeo de cortes procedentes de engorde a corral.

1.2 Impacto ambiental de los feedlot

El sistema de engorde a corral, al igual que todo sistema productivo, puede describirse a través de las diferentes entradas y salidas. Como principales productos de salida, este sistema genera bovinos terminados en tiempos relativamente cortos y grandes volúmenes de elementos contaminantes del ambiente, como lo son gases de fermentación rumiales y excretas en forma de estiércol y orina. Ambos elementos contribuyen de manera significativa a generar, a nivel de corral, una fuente de contaminación de tipo difusa (Pordomingo, 2003). Sin embargo en algunas situaciones es probable, en función de la escala de establecimiento y estructuras (lagunas sin impermeabilización y canales con acumulación constante de efluentes) el desarrollo de procesos de contaminación puntual.

En el caso de los feedlots, los elementos contaminantes son transportados en diferentes escalas temporales y espaciales, siendo el escurrimiento superficial el que lo hace de manera más rápida hacia los cuerpos de agua superficiales (pequeños ríos y lagos) o sectores topográficos bajos. Otra parte de estos elementos se incorporan al perfil del suelo a través de la infiltración y por lixiviación a las aguas subterráneas (EPA, 2010).

Sin embargo, en la mayoría de los corrales destinados para engorde a suelo descubierto, durante la estadía de los animales, se tiende a formar por la acumulación del estiércol y el pisoteo de los animales, una capa compacta y densa de baja permeabilidad hidráulica por debajo del estiércol no consolidado (Mielke *et al.*, 1974; Miller, 2001; García, 2009). Esta capa tiene por efecto reducir la infiltración de agua. Sin embargo, no es menos cierto que es difícil garantizar la presencia de dicha capa compacta en toda la superficie del corral. Por ejemplo, en zonas donde se presenten precipitaciones anuales superiores a los 750 mm, es muy probable que durante los periodos de lluvias se genere barro en la superficie de los corrales (Sweeten y Amosson, 1995; NSW Agriculture, 1998). La presión que ejercen los animales sobre el suelo húmedo e inadecuadas labores de mantenimiento, contribuyen a que dicha capa se rompa o sea removida, facilitando el ingreso de contaminantes al perfil del suelo.

En la Argentina, en los últimos años se han desarrollado múltiples evaluaciones sobre el impacto de estos sistemas de engorde en propiedades del suelo y aguas superficiales y subterráneas (Andriulo *et al.*, 2003; García, 2009; García y Iorio, 2010; Wyngaard *et al.*, 2011, 2012; Glessi *et al.*, 2012) evidenciando en la mayoría de los casos los aspectos negativos de la actividad sobre el ambiente.

1.3 Geofísica aplicada en la actividad agropecuaria (Casos Feedlot o sistemas bajo encierro)

Es de esperar que en los estudios de evaluación de la contaminación por la actividad en los corrales de engorde se analice la salinidad del suelo y el agua. La técnica estándar de laboratorio para determinar la salinidad, implica la medición de la conductividad eléctrica del agua extraída de una pasta de muestra de suelo saturado (CE) (Smedema *et al.*, 2004).

La gran mayoría de las mediciones de las propiedades de los suelos, incluida la CE, son indirectas e invasivas, por estar basadas en la perforación del terreno para la obtención de la muestra. Dicha medición es destructiva, lo que restringe la capacidad de monitorear los procesos transitorios, dificultando el poder hacer investigaciones cuantitativas de registros continuos en el tiempo. Además, para lograr una buena representatividad espacial se requiere un gran número de muestras con el consiguiente alto costo económico y de tiempo en el procesamiento de datos.

Una alternativa para los estudios de suelos en la investigación agrícola-ganadera han sido los métodos geofísicos que se utilizan a campo para medir la llamada conductividad eléctrica “aparente” (CEa) de un volumen de suelo debajo de la superficie. Ésta se refiere a la conductividad eléctrica de un sistema no homogéneo influenciado por el conjunto de propiedades edáficas tales como la porosidad, la estructura, la humedad volumétrica (θ), el contenido de arcilla, la mineralogía, la materia orgánica, densidad aparente (D_{ap}), la temperatura y también las concentraciones

de las sustancias contaminantes en la solución del suelo (Rhoades *et al.*, 1989, 1990; Corwin *et al.*, 2006).

En las últimas décadas se han desarrollado varias investigaciones en las cuales se han utilizado métodos geofísicos, especialmente de tipo tomografía de resistividad eléctrica (TRE) e inducción electromagnética (“electromagnetic Induction”, EMI por sus siglas en inglés) con la finalidad de medir la CEa en suelos con actividad de engorde en corral. El objetivo primordial ha sido la identificación de zonas donde se presentan acumulaciones de estiércol en superficie, el transporte de nutrientes y su lixiviación (Eigenberg *et al.*, 2002; Ferguson *et al.*, 2003; Woodbury *et al.*, 2009).

Por otro lado en los últimos años, también ha habido un incremento de los estudios de la variabilidad espacial de propiedades del suelo relacionadas con la producción en agricultura (nutrientes) a través de la CEa (Eigenberg *et al.*, 2002; Sainato *et al.*, 2012; Peralta *et al.*, 2013). En ellos se determinó la ubicación de las zonas salinizadas que permitieron un diseño dirigido del muestreo de suelo y agua subterránea. Lesch *et al.* (2005), entre otros, han mapeado salinidad y textura de suelo, a través de la CEa y De Neve *et al.* (2000) probaron que la CEa resulta adecuada para monitorear la mineralización de N a partir de la materia orgánica (MO).

En la Argentina, hay algunos trabajos sobre aplicaciones del método TRE para la caracterización de contaminación en sistemas ganaderos. En particular, Losinno *et al.* (2008) y Sainato *et al.* (2010) encontraron mediante tomografía de resistividad eléctrica 2D en tambos, que las lagunas y canales de efluentes representaron una fuente puntual importante de contaminación del perfil edáfico y del agua freática. Sin embargo, este tipo de métodos se ha implementado incipientemente en sistemas de engorde de ganado intensivo a nivel de los corrales.

1.4 Motivaciones y relevancia de la investigación

Entre los elementos de importancia en contaminación ambiental de origen ganadero, el nitrógeno y el fósforo constituyen los de mayor incidencia por su elevada concentración en las dietas y su movilidad (Heredia y Fernández Cirelli, 2007). El enriquecimiento de fósforo y nitrógeno orgánico en profundidad, la salinización del perfil y la presencia de nitrato en el agua subterránea y de amonio en las aguas superficiales fueron detectados en feedlots de la Región Pampeana (Andriulo *et al.*, 2003). En muchos casos los residuos son reutilizados en la fertilización agrícola, sin embargo, en aplicaciones en exceso de estos abonos existen evidencias de lixiviación de fósforo y nitratos en la zona de exploración radical con riesgo de afectar la calidad del agua (Davis *et al.*, 1997).

Si bien el problema se ha detectado (García 2009) existen interrogantes acerca de la distribución espacial de los contaminantes en función de la topografía del terreno, la historia y manejo de los corrales, la carga animal, el ambiente edafo-climático, así como la evolución temporal a largo plazo. En particular en el país, para el fósforo, existen escasos antecedentes que hayan cuantificado su distribución espacial y temporal, en la zona no saturada, en suelos de distinta composición físico-química y en el agua subterránea. Si bien se sabe que no posee una buena movilidad (Giuffré y Heredia, 1988; Heredia *et al.*, 2007), pequeñas cantidades del elemento pueden impactar significativamente en el agua subterránea y de allí afectar los ambientes lóticos (Heredia y Fernández Cirelli, 2007). La relevancia de esta investigación es pretender pasar de fases cualitativas desarrolladas en gran número de trabajos (Chang y Jazen, 1996; Vaillant *et al.*, 2009; García y Iorio, 2010 y entre otros), valiosa en primera instancia para la detección del problema, a una fase cuantitativa que permita abrir el

conocimiento a la dinámica del nitrato y fósforo en el suelo bajo condiciones de uso de corrales de engorde.

La estimación de las propiedades del suelo necesarias para estudiar esta dinámica en forma representativa, mediante geofísica aplicada a través de la CEa (salinidad), es un tema interesante desde el punto de vista práctico. Sin embargo, existen muchas discrepancias en cuanto a la relación entre la CEa y las propiedades físico-químicas del suelo, en particular las hidráulicas. Por lo tanto, es necesario investigar estas relaciones en profundidad para la aplicación de dichos métodos en la optimización de la selección de muestras en los corrales de engorde de ganado.

Además de lo expuesto anteriormente, esta investigación plantea la determinación de sitios representativos a nivel del corral, en los cuales se ven favorecido el transporte de nutrientes y lixiviación de sustancias contaminantes, y que generan patrones fácilmente identificables a través del análisis de la CEa y su relación con algunas propiedades hidrodinámicas y químicas importantes del suelo. Por lo tanto, las muestras obtenidas de estos sitios representativos (columnas de suelos), serán utilizadas para la validación de un modelo de flujo y transporte de nitrógeno de nitrato y fósforo soluble en la zona no saturada. Es decir, a través del mapeo georeferenciado de la CEa, guiar el estudio hacia un muestreo óptimo de los sitios con distintas propiedades físico químicas, particularmente las hidráulicas, que son las variables de entrada del modelo predictivo de flujo y transporte a utilizar. En la Figura 1.1, se puede observar el modelo conceptual del uso de datos geofísicos para el desarrollo de un modelo de flujo en la zona no saturada.

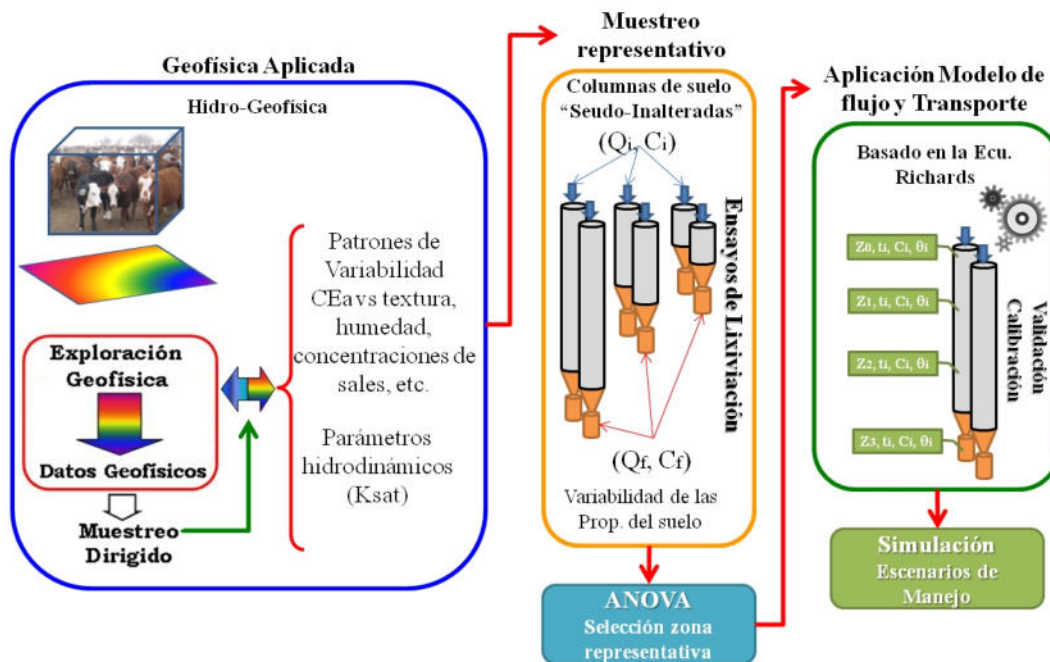


Figura 1.1 Modelo conceptual para el uso de datos geofísicos y calibración de parámetros de flujo y transporte no saturado.

La validación de este modelo conceptual es la parte central de esta propuesta de tesis. Esto permitiría que preventivamente, antes del emplazamiento de un feedlot, se dispusiera de un método de evaluación integral de predicción de la potencial contaminación que pudiera producirse en el suelo y el agua, a partir del conocimiento de algunas propiedades del suelo, condiciones de borde en la superficie del suelo que

condicionan la forma como ingresa o sale el flujo en un sitio en cuestión. O más aún, cuando se trate de un establecimiento ya en producción, para lo cual es necesario planificar acciones futuras, en particular cuando los residuos se reutilizan como abonos para la fertilización. Es decir, se cuantificará el transporte de las sustancias contaminantes en el espacio y en el tiempo, permitiendo evaluar la dinámica del nitrógeno y fósforo en distintas situaciones dentro de un feedlot.

1.5 Objetivo General

Caracterizar el fenómeno de flujo y transporte de nitrógeno de nitrato (N-NO_3^-), fósforo disponible (P_{disp}) y fósforo soluble (P_{solu}) en la zona no saturada y el agua subterránea en establecimientos ganaderos de engorde a corral, mediante el uso de tomografías de resistividad eléctrica e inducción electromagnética.

Los objetivos específicos relacionados con el objetivo general son los siguientes, trabajando en establecimientos ganaderos intensivos de engorde a corral bajo suelos Argiudoles y Hapludoles en lotes con distinto tiempo de confinamiento:

1.5.1 Objetivo específico 1:

Elaborar modelos bidimensionales de conductividad eléctrica aparente en zona no saturada y saturada para conocer su distribución espacial y diseñar el muestreo dirigido de suelos y aguas.

1.5.2 Objetivo específico 2:

Estudiar la relación entre la distribución de la conductividad eléctrica aparente obtenida mediante exploración eléctrica y electromagnética y las propiedades físico-químicas de la zona saturada y no saturada obtenidas como resultado del muestreo directo.

1.5.3 Objetivo específico 3:

Establecer patrones de variabilidad de la conductividad eléctrica aparente. Se apunta a optimizar el diseño del muestreo y medición de las propiedades hidrodinámicas utilizadas en los modelos predictivos de flujo y transporte de contaminantes.

1.5.4 Objetivo específico 4:

Simular el flujo y transporte del N-NO_3^- y P_{solu} en la zona no saturada, mediante un modelo numérico basado en las propiedades hidrodinámicas medidas en sitios representativos seleccionados en el objetivo específico 3 a partir de la geofísica aplicada. El énfasis se centrará en evaluar la variación espacial y temporal de la concentración de nutrientes en distintos escenarios de manejo y situaciones de flujo que se presentan dentro de un corral de engorde.

1.6 Hipótesis

Las hipótesis particulares relacionadas con cada uno de los objetivos presentados previamente en las que se basa esta propuesta doctoral se presentan a continuación:

1.6.1 Hipótesis 1 (relacionada con el objetivo 1)

Los residuos y efluentes de la actividad ganadera en corrales coincidirán con las anomalías de la CEa en la zona no saturada y el agua subterránea, fácilmente detectadas mediante métodos de exploración geofísica. Esas anomalías permitirán evaluar las dinámicas espacio-temporales en las concentraciones de iones asociados a dichos efluentes.

1.6.2 Hipótesis 2 (relacionada con el objetivo 2)

Existe correlación entre la CEa obtenida de la exploración geofísica y las concentraciones de N-NO_3^- , P_{disp} , P_{solu} y otras propiedades físico químicas del suelo y el agua subterránea.

1.6.3 Hipótesis 3 (relacionada con el objetivo 3)

Las propiedades del suelo que correlacionen con la CEa tendrán patrones de distribución espacial similares, lo cual permitirá identificar y relacionar propiedades del suelo, características del sitio, procesos de acumulación de estiércol y formas en las que se desarrolla la actividad de engorde a corral.

1.6.4 Hipótesis 4 (relacionada con el objetivo 4)

La variabilidad de las propiedades características en la zona no saturada, la dinámica de operación dentro de un corral de engorde, y aspectos climáticos, afectarán las diferentes condiciones de borde (formas en las que ingresa o sale el flujo en la superficie del suelo), modificando la dinámica del agua y nutrientes en la zona no saturada.

1.7 Contenido de la Tesis

Para dar cumplimiento a cada uno de los objetivos, esta tesis fue organizada en 8 capítulos. En el capítulo 1, se presenta a manera de introducción el desarrollo de la actividad de engorde a corral en la Argentina, sus antecedentes e impacto ambiental. Se introducen generalidades de la geofísica aplicada en la actividad agropecuaria con énfasis en sistemas de encierro ganadero y se indican las conveniencias de la aplicación de los modelos de flujo y transporte en la zona no saturada. Finalmente se presentan las motivaciones y relevancia de la investigación realizada, presentando los objetivos e hipótesis propuestas.

En el capítulo 2 se hace una descripción de los métodos geofísicos de exploración utilizados, principios físicos y aspectos operativos de los métodos TRE e EMI para la determinación de la CEa, y sus relaciones con las propiedades del suelo y agua subterránea. Se indican las técnicas estadísticas clásicas y geoestadísticas utilizadas para determinar la relación entre la CEa y las propiedades físico-químicas del suelo. Por otro lado, se comentan los aspectos relevantes para la selección de columnas inalteradas de suelos, para ser sometidas posteriormente a ensayos de lixiviación.

En el capítulo 3, se introducen los aspectos generales, leyes, ecuaciones y diferentes parámetros del flujo y transporte de solutos en la zona no saturada (ZNS). Los capítulos 4 y 5 presentan los resultados de las exploraciones por medio de los métodos TRE y EMI y su relación con la distribución espacio temporal de las concentraciones de N-NO_3^- y P_{disp} en los corrales de engorde en las localidades de Trenque Lauquen y San Pedro (Prov. de Buenos Aires). Finalmente para el caso específico de Trenque Lauquen, se describe la determinación de tres zonas de CEa (alta, media y baja) en las cuales se extrajeron diferentes columnas experimentales para los ensayos de flujo y transporte.

En el capítulo 6 se presentan los resultados de ANVA de una serie de ensayos realizados con el objetivo de identificar los factores de mayor relevancia en el proceso de lixiviación del N-NO_3^- y P_{solu} . A partir de ellos, se seleccionó la zona y las columnas del corral más representativas para los ensayos de flujo y transporte.

El capítulo 7 muestra la determinación de los parámetros de flujo y transporte, en donde se contemplaron distintas condiciones de flujo en las columnas, ajustando los resultados experimentales a las simulaciones numéricas realizadas mediante el modelo HYDRUS-1D. De esta forma, se validó el modelo conceptual propuesto integrando todos los resultados. Además, se llevaron a cabo una serie de simulaciones de escenarios considerando diferentes situaciones de acumulación de estiércol en el corral.

Finalmente, el capítulo 8 presenta la integración de los resultados más significativos y se sintetizan las principales conclusiones producto de las diferentes etapas desarrolladas durante la tesis. Se discute su relevancia y relación con cada uno de los objetivos e hipótesis planteados. Por último, se realizan una serie de recomendaciones tendientes a minimizar el impacto ambiental en la instalación de un feedlot y se comentan líneas de futuras investigaciones.

Capítulo 2. Desarrollo metodológico de exploraciones geofísicas y muestreos de suelo y agua

2.1 Introducción

Para el desarrollo de los diferentes objetivos planteados en esta tesis doctoral se llevaron a cabo una serie de fases metodológicas para evaluar de manera integrada los posibles problemas de contaminación en el suelo y agua subterránea, asociados al establecimiento de engorde de ganado. Se trabajó en dos feedlots en la provincia de Buenos Aires, a lo largo de tres años, ubicados en Trenque Lauquen (bajo suelos Hapludoles) y San Pedro (bajo suelos Argiudoles), con distintas condiciones edafoclimáticas, ambientes hidrogeológicos, manejo de los residuos y en corrales con diferente tiempo de uso.

En cada uno de los corrales seleccionados, se llevó a cabo una recopilación de antecedentes del tipo de operaciones de engorde y manejo del corral, así como también su historia. Se llevó a cabo un relevamiento de la topografía y la medición del área de cada uno, se ubicaron las zonas de comedero y bebedero. Se recopilaron los diferentes antecedentes hidrogeológicos, hidroclimatológicos, suelos de las zonas de estudio y dietas (antecedentes nutricionales).

Dentro de la fase de investigación exploratoria, se llevaron a cabo las prospecciones geofísicas. Los resultados fueron la guía para el diseño de los muestreos exploratorio y detallado de suelos y aguas. Posteriormente, en dos de los corrales de estudio se hizo un análisis de correlaciones de los resultados geofísicos y los correspondientes a los muestreos de suelos. Con esta información se realizó una selección de lugares específicos, dentro de uno de los corrales para el desarrollo de estudios de lixiviación y transporte de nutrientes en columnas experimentales.

A continuación, se describen las diferentes fases desarrolladas, así como las generalidades sobre las metodologías utilizadas.

2.2 Métodos geofísicos

La exploración geofísica por métodos eléctricos y electromagnéticos apuntan a la determinación de la resistividad eléctrica o su inversa, la conductividad eléctrica aparente del subsuelo (CEa) para el estudio de recursos naturales (Sainato et al., 2010 y 2012), particularmente muy utilizados en las investigaciones hidrogeológicas, aunque su aplicación en la exploración del suelo es relativamente incipiente.

Estos métodos, basados en la detección de contrastes en la CEa, permiten la caracterización de la geometría (profundidad y espesor) y propiedades físicas de los diferentes horizontes que conforman la ZNS o el perfil del suelo, información fundamental para diversos estudios agronómicos y ambientales. Por otro lado, también se utilizan para la exploración y evaluación de la calidad del agua subterránea.

Para la obtención de la distribución bidimensional de CEa en la ZNS y saturada en los corrales, se realizaron una serie de sondeos por TRE y EMI, a modo de diseñar la estrategia de muestreo dirigido de suelos y agua subterránea. A continuación se

describen los fundamentos de los métodos utilizados y generalidades del desarrollo de las campañas geofísicas y el muestreo dirigido exploratorio.

2.3 Método resistivo – (Tomografía de Resistividad Eléctrica – TRE)

En este tipo de método se introduce una corriente continua (I) en el terreno por medio de un par de electrodos (AB) y se emplea un segundo par de electrodos (MN) para medir la diferencia de potencial originado (ΔV) en el terreno debido al paso de la corriente (ver Figura 2.1).

En la práctica la diferencia de potencial (ΔV) entre los dos puntos definidos como M y N, se determina cómo:

$$\Delta V = \frac{\rho I}{2\pi} \cdot \left(\frac{1}{AM} - \frac{1}{BM} - \frac{1}{AN} + \frac{1}{BN} \right) \quad (2.1)$$

en donde ρ es la resistividad. I es la corriente, AM, BM, AN y BN son las distancias entre electrodos; despejando la resistividad (ρ), resulta:

$$\rho = \frac{\Delta V}{I} \cdot \frac{2\pi}{\left(\frac{1}{AM} - \frac{1}{BM} - \frac{1}{AN} + \frac{1}{BN} \right)} \quad (2.2)$$

Simplificando y llamado k al segundo factor del segundo miembro de la ecuación (2.2), resulta la fórmula que se utiliza en campo para cada medida:

$$\rho = \frac{\Delta V}{I} \cdot k \quad (2.3)$$

La constante k se denomina factor geométrico del dispositivo, el cual solamente depende de las distancias entre los cuatro electrodos y del tipo de configuración utilizada para hacer la inyección de corriente y medición de diferencia de potencial.

En la Figura 2.1, se muestra la configuración Dipolo- Dipolo (frecuentemente empleada en problemas de contaminación) que fue la utilizada en esta tesis junto con la expresión del factor geométrico (k).

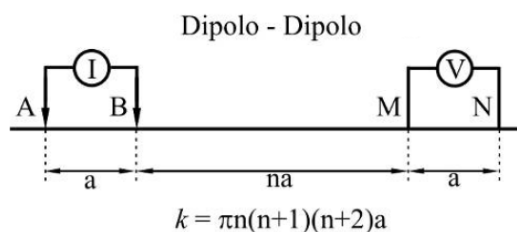


Figura 2.1 Configuración Dipolo-Dipolo y factor geométrico.

En el caso de esta configuración, se colocan los electrodos de manera consecutiva linealmente separados a una misma distancia a , siendo el punto de muestreo el punto medio entre los electrodos B y M (Figura 2.2(a)). Una vez tomada la medición de resistividad aparente, dejando los electrodos de corriente fijo (A y B), se mueven los de potencial (M y N), quedando así separados a una distancia $2a$, así el punto de sondeo se

correría una distancia $a/2$ (Figura 2.2(b)). Este procedimiento se repite un número n de veces con lo cual el punto de sondeo se desplaza lateralmente hasta una distancia $na/2$. En general el “ n ” máximo puede alcanzar valores entre 6 y 9 dependiendo de la profundidad deseada para la prospección. Una vez terminada la serie de mediciones descrita, se mueven los electrodos de corriente A y B cada uno una distancia a (Figura 2.2(c)) y se repite el mismo procedimiento hasta el final de la línea (Figura 2.2(d)). Se dice que se realizó un sondeo TRE utilizando la configuración Dipolo-Dipolo con aberturas electrónicas de distancia a .

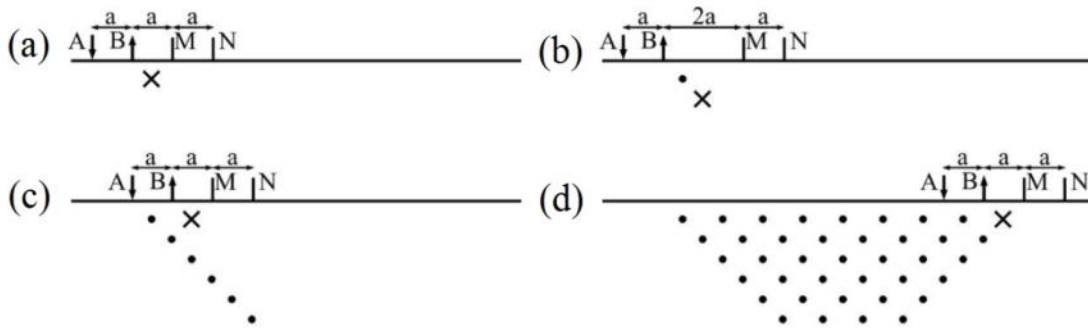


Figura 2.2 Secuencia de medición de una TRE utilizando la configuración Dipolo-Dipolo.

En el caso del estudio en los corrales, se utilizó un resistímetro SARIS (SCINTREX). La distancia a fue de 2 m entre electrodos, con una longitud total de transecta de 50 m. Las mediciones se tomaron hasta 12 m de distancia entre electrodos de corriente y voltaje ($n=6$).

Los datos experimentales fueron invertidos obteniéndose modelos 2D de la resistividad eléctrica verdadera de la tierra usando el programa DCIP2D desarrollado por UBCGIF (University of British Columbia, Geophysical Inversion Facility). El programa se basa en el trabajo de Oldenburg and Li (1994) que encuentra un modelo que minimice una función objetiva sujeta a ajustar los datos experimentales a un valor determinado. Estos modelos son el resultado de una rutina de inversión por cuadrados mínimos que sigue el programa, dando la distribución bidimensional de resistividades del subsuelo. La metodología consiste en encontrar un modelo de distribución de ρ_a (predicha) que sea lo más cercana posible a los datos experimentales (observados) obtenidos en el campo. La función misfit (ϕ) que se minimiza según los procedimientos estadísticos standard está dada por la ecuación:

$$\phi = \sum_{i=1}^n \left(\frac{\rho^{\text{pre}} - \rho^{\text{obs}}}{\varepsilon_i} \right)^2 \quad (2.4)$$

donde $\rho^{\text{pre}} - \rho^{\text{obs}}$ es la diferencia entre la resistividad observada (aparente) y la predicha, ε_i es el error en la medición y n , el número de datos.

Se consideró un error del 5% para cada dato, teniendo en cuenta cálculos estimativos de las desviaciones standard de los datos observados y el valor de misfit para el modelo final corresponde (según el procedimiento de Oldenburg y Li, 1994) a una variable χ^2 con un valor esperado en la mayoría de las parcelas estudiadas, igual al número de datos observados, que en promedio fueron 115. Se utilizó, en general, como modelo inicial el promedio de las resistividades aparentes medidas en el campo.

En los primeros metros de profundidad, en la malla se intensificó el número de celdas para poder describir mejor la zona de muestreo. En la dimensión lateral se colocó 1 nodo cada 2 electrodos. Lejos de la zona de interés de medición, las celdas aumentaron su tamaño en un factor 2 ó 3.

El análisis de la profundidad de investigación, para la cual los modelos son aún sostenidos por los datos, fue aplicado siguiendo el algoritmo de Oldenburg y Li (1999) (i.e. la profundidad por debajo de la superficie en la cual los datos obtenidos en superficie son insensibles al valor de resistividad de la tierra).

Hay que aclarar que, si bien en términos geofísicos se dice que los datos medidos experimentalmente constituyen una CE aparente ya que el suelo no es un medio homogéneo, a través de los modelos finales de inversión se obtiene la verdadera resistividad o conductividad promedio de cada estrato explorado. Pero en el análisis de la relación que esa CE obtenida de los modelos pueda tener con las propiedades del suelo como medio heterogéneo, se vuelve a retomar el concepto de CE aparente desde el punto de vista edafológico (Allred et al., 2008). Se sabe que la conductividad eléctrica aparente de un suelo, que es un sistema no homogéneo, depende principalmente de la porosidad, textura del suelo, el contenido de humedad y de la salinidad del agua presente en los poros (Tapias *et al.*, 2005; Márquez Molina *et al.*, 2014, entre otros). Teniendo en cuenta esta diferenciación se usará el término aparente en el resto de la tesis.

2.3.1 Desarrollo en campo de exploraciones por TRE

Las TRE se orientaron a lo largo de transectas georeferenciadas en el terreno. Éstas se ubicaron en dirección perpendicular al gradiente topográfico predominante en cada corral, siguiendo el diseño recomendado para estudios ambientales (IHOBE, 2003). Se cubrió el área de concentración de animales, comederos, aguadas y sitios llamados testigos, los cuales estaban alejados de las zonas de permanencia o tránsito de los animales, en una situación topográfica más alta respecto a la fuente puntual de contaminación.

Una vez obtenidos los diferentes modelos de resistividad eléctrica (ρ) o conductividad (CE) y evaluados los antecedentes geológicos e hidrogeológicos de la zona, así como la caracterización del suelo a través de calicatas, se realizó una comparación relativa con la TRE en la zona testigo de modo de identificar la zona no saturada y saturada. Se compararon los modelos correspondientes a las diferentes zonas topográficas dentro del corral (zona alta, media, baja), con la TRE testigo para identificar la presencia de anomalías de la (ρ) o (CE), es decir valores muy alejados de los obtenidos en la tomografía testigo. Posteriormente, se orientó un primer muestreo dirigido de suelos y agua de carácter exploratorio en cada uno de los corrales evaluados.

2.4 Método de inducción electromagnética – EMI

En términos generales cuando se hace circular una corriente eléctrica variable por un cable rectilíneo o por una bobina (Tx) se genera en el espacio un campo magnético denominado primario (H_p) que varía con el tiempo con cierta frecuencia (que puede ser elegida por el operador del instrumento). Este campo induce corrientes Eddy en el suelo

(medio conductor), las cuales originan a su vez un campo magnético secundario (H_s), que se puede medir, junto con el campo primario (H_p), mediante una bobina receptora (R_x) (McNeill, 1980). En la Figura 2.3 se puede observar el principio de funcionamiento básico del método de EMI.

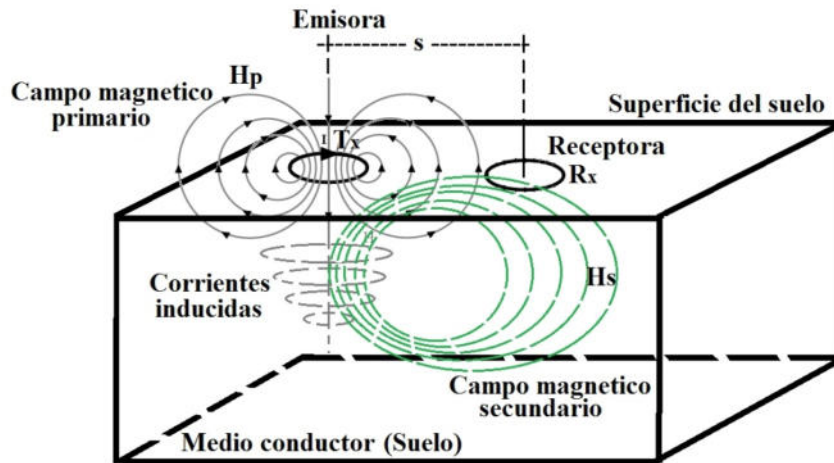


Figura 2.3 Principio básico del método de inducción electromagnética.

La intensidad de las corrientes inducidas en el medio conductor es función de la conductividad eléctrica de todas las capas situadas dentro de la profundidad efectiva de exploración del método. El campo magnético H_s es una función compleja que depende de factores como el espaciado entre las bobinas T_x y R_x , la frecuencia de operación de la corriente, la orientación de las bobinas (coplanares horizontales y verticales), la susceptibilidad magnética (capacidad de un material a magnetizarse) y de la conductividad del suelo. La relación entre los módulos de los campos H_p y H_s puede ser obtenida por medio de la ecuación 2.5 propuesta por McNeill (1980):

$$\frac{H_s}{H_p} \cong \frac{i \omega \mu_0 C E a s^2}{4} \quad (2.5)$$

en donde $\omega = 2\pi f$, f es la frecuencia (Hz), μ_0 es la permeabilidad magnética del espacio libre, $C E a$ es la conductividad aparente del suelo ($mS \cdot m^{-1}$), s es el espaciado entre bobinas.

Según McNeill (1980) bajo ciertas condiciones definidas como operación en la modalidad “Low Induction numbers” (LIN) la relación entre el campo magnético H_p y H_s es linealmente proporcional a la $C E a$ del suelo, a partir de lo cual es posible la determinación directa, despejando de la ecuación 2.5 la $C E a$:

$$C E a = \frac{4}{i \omega \mu_0 s^2} \cdot \left(\frac{H_s}{H_p} \right) \quad (2.6)$$

El procedimiento de medición en el campo es a través de transectas con una cantidad importante de datos de $C E a$ georeferenciados. Esto permite elaborar, junto con metodología geoestadística, mapas de distribución de la $C E a$ y así poder evaluar espacialmente las posibles causas de anomalías en dicha propiedad del suelo.

En las exploraciones realizadas, se utilizó un conductímetro multifrecuencia EMP-400 (GSSI, Geophysical Survey Systems Inc.), con un espaciado entre espiras de 1,22 m

y ancho de banda operacional entre 1kHz y 16 kHz. Las mediciones de CEa fueron hechas a las frecuencias más altas de 16 kHz, 15 kHz y 14 kHz, ya que se buscó evaluar la zona no saturada y los primeros metros de la zona saturada. Pero sólo los resultados para la frecuencia de menor profundidad de penetración (16 kHz) se utilizaron en la discusión ya que los resultados para las restantes frecuencias eran muy similares.

El mapa de CEa obtenido fue usado para el sondeo exploratorio inicial con el fin de guiar el muestreo de suelos en sitios ubicados en zonas con diferentes rangos de valores de CEa. También se estudió exhaustivamente la relación entre la CEa y algunas propiedades del suelo.

Para los estudios en el feedlot de Trenque Lauquen la profundidad de investigación teórica fue estimada en 4 m, mientras que en San Pedro osciló entre los 3 y 4 m (Huang, 2005) tomando en cuenta para su cálculo, las resistividades del sitio testigo de trabajos previos en el área y la frecuencia de 16 kHz.

2.4.1 Desarrollo en campo de exploraciones por EMI

En cada uno de los corrales se realizaron recorridos en una serie de líneas paralelas, cuyo espaciamiento variaba en función de las dimensiones y forma del corral. Generalmente dicho espaciamiento fue entre 3 m y 5 m. Las lecturas de los valores de CEa fueron llevadas a cabo de forma continua, es decir que a medida que el operario realizaba el recorrido en el corral, el equipo tomaba la lectura con un intervalo de tiempo de 1 segundo aproximadamente, y su respectiva posición georeferenciada. La orientación de las espiras en todos los casos fue paralela a las líneas de recorrido. En cada uno de los corrales de estudio, se llevó a cabo el proceso de calibración recomendado por el fabricante tanto para el equipo y el operario. Dicho paso es importante para disminuir cualquier tipo de interferencia que pueda afectar las medidas de CEa.

La toma de datos por este método es rápida y sencilla. Debido a que las condiciones logísticas son mínimas, el volumen de información obtenido por medio de las prospecciones EMI permitió obtener los diferentes mapas de CEa, los cuales sirvieron como guía para la toma de muestras de suelo.

Una vez finalizadas las fases de prospecciones geofísicas, se estableció la extensión areal y profundidad de las anomalías de la CEa, enfocada en primera instancia a identificar procesos de salinización producto de una posible contaminación. En función de estos resultados, para cada uno ellos se diseñó y realizó un muestreo detallado en zonas representativas, con el objetivo de establecer correlaciones espaciales entre la CEa y algunas propiedades físico-químicas de los suelos.

En la Figura 2.4 se puede observar el desarrollo de TRE y exploraciones EMI en la zona de influencia de los corrales.

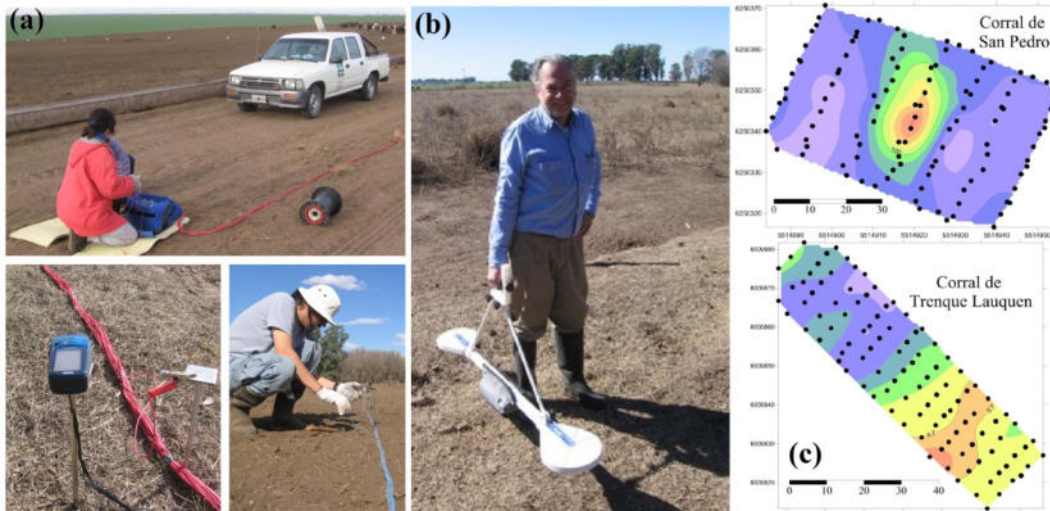


Figura 2.4 Desarrollo de exploraciones (a) TRE y (b) EMI, (c) trayectos realizados en los corrales de estudio

2.5 La CEa y su relación con propiedades del suelo y el agua subterránea

Sin lugar a dudas, uno de los parámetros que brinda una visión de la sostenibilidad de las actividades agrícolas es la salinidad del suelo. La cual se basa en la presencia de los principales solutos inorgánicos disueltos en la fase acuosa del suelo, que constan de sales solubles y iones libres (por ejemplo, Na^+ , K^+ , Mg^{+2} , Ca^{+2} , Cl^- , HCO_3^- , NO_3^- , SO_4^{-2} , y CO_3^{-2}), solutos no iónicos, y los iones que se combinan para formar pares de iones (Allred et al., 2008). La ley de Archie (1942) fue la primera expresión empírica en relacionar la resistividad eléctrica (o la conductividad) con la porosidad, el grado de saturación y la resistividad de la solución del suelo:

$$\rho = z_1 \frac{\rho_w}{\phi^{z_2} S^{z_3}} \quad (2.7)$$

donde ρ es la resistividad aparente, ρ_w es la resistividad de la solución del suelo, ϕ es la porosidad, S el grado de saturación y z_1 , z_2 y z_3 son constantes dependientes de la textura. La relación que pudiera existir entre la CEa y las propiedades del suelo permitirán encontrar patrones de variabilidad que faciliten realizar los muestreos en forma representativa.

2.5.1 Muestreos de suelos

En la Figura 2.5 se puede observar los diferentes muestreos de suelo llevados a cabo en los corrales.

- **Calicatas:**

En las zonas testigos de cada corral se realizaron una serie de calicatas profundas, en las cuales también se obtuvieron muestras para caracterizar el suelo. Para todas ellas se tomaron muestras de dos caras de la misma con las cuales se llevaron a cabo análisis químicos-físicos: fósforo disponible (P_{disp}), nitratos (Kjeldhal), carbono fácilmente oxidable (Cox), cationes intercambiables, CIC, pH y CE (Page, 1982). Desde el punto de vista físico se realizó un análisis de textura, densidad aparente (D_{ap}), humedad de suelo y conductividad hidráulica saturada (K_{sat}). Se procedió a la clasificación

taxonómica del suelo siguiendo la SSS (2006). Con estos resultados se realizaron análisis de correlación, regresión y ANVA entre las variables con el programa InfoStat.

- **Muestreo dirigido con barreno:**

El muestreo de suelos fue dirigido a sitios con valores altos y bajos de CEa respecto a sitios testigos (anomalías). Se procuró en todos los casos asegurar un cubrimiento en sitios testigo (fuera del corral) y distintos sectores según la ubicación topográfica y de comederos y abrevaderos.

En los sitios de muestreo, se extrajeron muestras de suelos superficiales (0-10 cm; 10-30 cm) y también en profundidad (intervalo de 30 cm hasta 2 ó 3 m) utilizando para ello un muestreador hidráulico profundo (Eijkelkamp). Las muestras de suelo fueron sometidas a diferentes análisis de laboratorio con el objetivo de conocer las principales propiedades y correlacionarlas con la CEa. Por otra parte, los análisis físico-químicos se basaron en metodologías analíticas internacionalmente aceptadas, las cuales están en diferentes manuales (Page, 1982, Spark, 1996; USDA, 1996 y Marbán y Ratto, 2005). La definición de los parámetros y su evaluación se presentan a continuación:



Figura 2.5 Desarrollo de muestreo dirigido y calicatas para la determinación de propiedades físico-químicas del suelo.

A las diferentes muestras de suelos se les determinó la D_{ap} , porosidad (ϕ), su textura mediante el procedimiento de Bouyoucos, Ksat medida a través de permeámetros de carga constante (suelos de Tranque Lauquen) y carga variable (suelos de San Pedro), el Cox a través del método de Walkley y Black, CE por medio del método de pasta de saturación, pH por potenciometría, CIC a través del método de acetato de amonio 1N pH 7 y se determinaron los cationes mediante espectrometría de adsorción atómica de llama. Para la determinación de contenido de $N-NO_3^-$, se utilizó el método de SNEED (Marbán L., 2005). El contenido de $N-NO_3^-$ fue expresado en base seca a 105°C.

La determinación del P_{disp} se llevó a cabo por la técnica Bray y Kurtz (1945) y la cuantificación por el método colorimétrico de Murphy y Riley (1962). Las concentraciones de $N-NO_3^-$ y P_{disp} fueron expresadas en $mg.kg^{-1}$ y $kg.ha^{-1}$.

2.5.2 Muestreo de agua subterránea

Para el monitoreo del agua subterránea, inicialmente se realizó un relevamiento e inventario de puntos de agua (pozos profundos, aljibes, pozos someros) en las proximidades de los corrales de engorde, con el objetivo de evaluar la profundidad del nivel freático y calidad hidroquímica del agua.

En cada uno de los corrales evaluados se construyeron dos pozos georeferenciados de monitoreo al acuífero freático en las zonas más altas y más bajas respecto de fuentes puntuales de contaminación, (bebederos y comederos), con profundidades entre los 8 y

11 m. En cada campaña de muestreo de suelos, se obtuvieron muestras para el análisis físico-químico del agua y control de nivel freático.

Se diseñó un protocolo de muestreo básico, que garantizó un adecuado manejo de las muestras obtenidas en campo y datos recopilados que consistía en lo siguiente:

- Medición del nivel estático del agua subterránea, obtención de muestra de agua para determinaciones de calidad y medición in-situ de conductividad eléctrica (CE), temperatura y sólidos totales mediante el uso de sonda multiparamétrica.
- Las muestras de agua subterránea fueron analizadas mediante procedimientos estándares de análisis de agua (S.M, 2006). Se determinó pH (potenciometría), CE por conductimetría en $\text{mS}\cdot\text{cm}^{-1}$. Los iones mayoritarios (Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+) se determinaron por espectrofotometría de absorción atómica; aniones cloruro (Cl^-), carbonato (CO_3^{2-}) y bicarbonato (HCO_3^-) por titrimetría, sulfato (SO_4^{2-}) por turbidimetría, nitrato (NO_3^-) por el método de SNEDD (Marbán L., 2005) y fósforo soluble (P_{solu}) con el método colorimétrico de Murphy y Riley (1962). Todos estos parámetros fueron expresados en $\text{mg}\cdot\text{l}^{-1}$.

2.6 Evaluación de la relación entre la CEa y las propiedades físico-químicas de los suelos

Se seleccionó en cada uno de los corrales una franja que abarcó los sectores identificados como críticos en el corral. En dichas zonas se realizó una campaña de muestreo detallado en donde se dispuso una grilla de tipo regular (25 m de ancho por 100 m de largo, 5 filas y 10 columnas).

Con los resultados de los análisis en cada una de estas zonas, se realizó la determinación de correlaciones múltiples entre la CEa obtenida en el mapeo EMI georeferenciado, y la CE en pasta de saturación, humedad y concentraciones de N-NO_3^- y P_{disp} . A continuación se describe de manera general cómo se realizó el muestreo detallado.

Se recolectaron muestras a cuatro (4) diferentes profundidades, en el Cuadro 2.1 se pueden observar los análisis realizados para un total de 200 muestras por corral.

Cuadro 2.1 Profundidades de muestreo y parámetros a medir por celda

| Profundidad (cm) | Análisis |
|------------------|--|
| 0 – 10 | CE |
| 10 – 30 | % Humedad |
| 30 – 50 | N-NO_3^- , P_{disp} |
| 50 – 100 | D_{ap} y K_{sat} |

Los análisis de laboratorio, conservación de muestras y técnicas utilizadas, fueron los mismos que en el muestreo exploratorio.

2.6.1 Análisis estadístico y espacial de las variables medidas

Con el objetivo de establecer la relación entre la CEa y las diferentes propiedades físico-químicas del suelo, se realizaron análisis estadísticos descriptivos, de correlación lineal y geoestadísticos, en base a las muestras obtenidas en la campaña de muestreo detallado. A continuación se presentan algunas generalidades del tratamiento de los datos.

- **Análisis estadístico:**

Inicialmente, el análisis estadístico permitió describir la dispersión de los datos por las principales medidas de posición (media, asimetría y curtosis) y la variabilidad de los mismos mediante las medidas de dispersión (varianza, desviación estándar y coeficientes de variación). Para la verificación de la distribución normal de los datos y su transformación se utilizó el software InfoStat (Di Rienzo *et al.*, 2015). En el caso de los resultados de los análisis de laboratorio, se utilizó como criterio de aceptación del resultado que el CV de la muestra no fuera superior al 20%.

- **Correlaciones lineales entre variables equivalentes:**

Con el objetivo de determinar la correlación lineal entre la CEa del suelo medida por medio de los métodos geofísicos utilizados en cada corral (TRE y EMI) y las propiedades del suelo, se elaboraron matrices de correlación entre los pares de datos y regresiones simples para encontrar algunas ecuaciones que relacionaran adecuadamente las variables de fácil medición como la CEa con las variables físico-químicas analizadas.

Para llevar a cabo esta comparación, fue necesario ajustar las relaciones de equivalencia entre el volumen explorado con la CEa y las respectivas masas de los distintos elementos químicos analizados en el suelo contenidas en los volúmenes explorados, para que las variables fueran comparables entre sí.

Inicialmente, se compararon los valores de CEa medidos con la EMI (CEa_{EMI}), los cuales corresponden a un volumen de suelo contenido en una profundidad de exploración de 4 m y la conductividad obtenida de las TRE ($1/\rho_m$). Es decir, para el caso de la TRE, los valores de conductividad eléctrica se obtuvieron como la inversa de la resistividad eléctrica ($1/\rho_m$) obtenida de los modelos. El valor ρ_m fue calculado utilizando el concepto de capa de resistividad equivalente (“equivalent single layer” ESL, por sus siglas en inglés) descrito por Telford *et al.* (2004), y que fue estimado de la siguiente manera:

Para un conjunto de (n) capas, cada una con un espesor (Z_i) y resistividad eléctrica (ρ_i) (los cuales son obtenidos en nuestro caso de la discretización de los modelos finales de TRE después de la inversión de los datos), se tiene una resistencia transversal (T), la cual se calcula mediante la ecuación:

$$T = \sum_{i=1}^n \rho_i \cdot Z_i \quad (2.8)$$

y una conductancia por unidad longitudinal (S), la cual se calcula como:

$$S = \sum_{i=1}^n \frac{\rho_i}{Z_i} \quad (2.9)$$

Este conjunto de capas es una capa (ESL) equivalente a una sola capa isotrópica de espesor:

$$\text{espesor} = (TS)^{1/2} \quad (2.10)$$

y con resistividad equivalente (ρ_m) igual a:

$$\rho_m = \left(\frac{T}{S} \right)^{1/2} \quad (2.11)$$

La resistividad equivalente ρ_m para cada ESL fue calculada con la ecuación (2.11), donde ρ_i es la resistividad y Z_i el espesor de cada una de las celdas de la malla de los modelos TRE. Por lo tanto, cada ESL tiene una resistividad (ρ_m) que tendría el mismo comportamiento eléctrico que el conjunto de n capas comprendidas en ese espesor. La relación entre CEa_{EMI} y $(1/\rho_m)$ se estimó para las profundidades de 1 m y 4 m.

Por otro lado, el contenido másico de agua en cada muestra, se determinó a través del método gravimétrico. Éste fue transformado a contenido de agua volumétrica (θ), con los valores conocidos de D_{ap} de cada profundidad del muestreo. Para cada punto de la grilla, se calcularon los respectivos valores de profundidad equivalente de agua en mm (“equivalent depth water” EDW, por sus siglas en inglés) para una capa total de 1 m de profundidad, calculada usando el enfoque descripto por Tindall y Kunkel (1999) de la siguiente manera:

El espesor equivalente de agua en una capa de suelo definida como i , es descrita por la siguiente expresión:

$$EDW_i = \theta_i z_i \quad (2.12)$$

donde θ_i es el contenido de agua volumétrico y z_i (mm) el espesor de la capa i , bajo consideración.

En cada punto de muestreo de la grilla, el EDW_i fue calculado para cada profundidad de muestreo. Por lo tanto, el EDW fue calculado como la suma de cada una de las capas muestreadas hasta una profundidad de 1 m, mediante la siguiente expresión:

$$EDW = \sum EDW_i = \sum_{i=1}^n \theta_i z_i \quad (2.13)$$

Respecto a los contenidos de nutrientes en suelo, para el análisis de correlación, se evaluaron las concentraciones de $N-NO_3^-$ y P_{disp} en cada una de las profundidades de suelo. Posteriormente, se determinó la masa de cada uno de los nutrientes evaluados para una profundidad de 1 m, expresando dichas concentraciones en unidades de masa de nutriente por hectárea ($kg \cdot ha^{-1}$) de la siguiente manera:

La concentración del nutriente ($C_{Nutri.-i}$) en cada capa de suelo definido como i , en unidades de ($kg_{nutri} \cdot kg_{suelo}^{-1}$) se expresó como:

$$C_{Nutri.-i} \left[\frac{kg_{nutri}}{kg_{suelo}} \right] = C_{Nutri.-i} \left[\frac{mg_{nutri}}{kg_{suelo}} \right] \times \left[\frac{1kg_{nutri}}{1e^6 mg_{nutri}} \right] \quad (2.14)$$

La masa de suelo ($M_{suelo-i}$) por ha, de cada capa de suelo i , se determinó como:

$$M_{suelo-i} \left[\frac{kg_{suelo}}{ha} \right] = z_i [cm] \cdot D_{ap} \left[\frac{g_{suelo}}{cm^3} \right] \times \left[\frac{1kg_{suelo}}{1000g_{suelo}} \right] \times \left[\frac{1e^8 cm^2}{1ha} \right] \quad (2.15)$$

en donde z_i es el espesor de la capa en (cm) y D_{ap} la densidad aparente de la muestra de suelo en la capa i , en ($g \cdot cm^{-3}$).

La masa por ha del nutriente en la capa i , es:

$$C_{\text{Nutri.-}i} \left[\frac{\text{kg}_{\text{nutri}}}{\text{ha}} \right] = C_{\text{Nutri.-}i} \left[\frac{\text{kg}_{\text{nutri}}}{\text{kg}_{\text{suelo}}} \right] \cdot M_{\text{suelo.-}i} \left[\frac{\text{kg}_{\text{suelo}}}{\text{ha}} \right] \quad (2.16)$$

En cada punto de la grilla, se determinó la concentración en cada capa, por lo tanto la masa acumulada del nutriente, que podemos denominar contenido acumulado por hectárea ($C_{\text{Acu}_{\text{nutri-1m}}}$), se obtuvo como la sumatoria de cada una de las capas muestreadas hasta una profundidad de 1 m, mediante la siguiente expresión:

$$C_{\text{Acu}_{\text{nutri-1m}}} \left[\frac{\text{kg}_{\text{nutri}}}{\text{ha}} \right] = \sum_{i=1}^n C_{\text{Nutri.-}i} \quad (2.17)$$

Por otro lado, la CE del suelo fue medida en el extracto de pasta de saturación en las muestras correspondientes a la profundidad de entre 0,5 m y 1 m.

- **Análisis espacial de variables:**

En base al muestreo detallado, se realizó un análisis geoestadístico de la distribución espacial de las propiedades del suelo en cada uno de los corrales. Se analizó la conductividad eléctrica aparente (CE_{aEMI}) y ($1/\rho_m$) de la ESL, el EDW, el contenido acumulado por hectárea de $N\text{-NO}_3^-$, P_{disp} y CE en pasta de saturación.

Se realizó el análisis exploratorio de datos y se evaluó la normalidad de cada serie mediante la prueba estadística de normalidad de Shapiro-Wilk (Shapiro y Wilk, 1965) y Anderson-Darling test (Stephens, 1986). En los casos de falta de normalidad, se realizaron transformaciones de tipo logaritmo (Wester y Oliver, 2007) y transformación Box-Cox (Box y Cox, 1964), con el objetivo de obtener series con distribuciones cercanas a la normal.

La interpolación espacial de los datos fue realizada por medio de dos métodos. En el caso de las series que eran normales, se empleó el método de interpolación Kriging (Matheron, 1965). En casos en los cuales no se contó con series normales, se utilizó el método de interpolación Natural neighbor por medio del cual se halla el subconjunto de muestras de entrada más cercano al punto de evaluación y se aplica ponderaciones sobre ellas basándose en áreas proporcionales para interpolar el valor (Sibson, 1981).

Para la verificación de la calidad de cada uno de los mapas interpolados, se utilizó el procedimiento de validación cruzada. El desarrollo del análisis exploratorio de datos, ajuste de semivariogramas y desarrollo de mapas de interpolación, se llevó a cabo mediante el software PAST (Hammer *et al.*, 2001).

2.7 Selección de columnas inalteradas de suelo

Para el desarrollo de ensayos experimentales de lixiviación, determinación de propiedades hidrodinámicas y la validación del modelo de flujo y transporte, se obtuvieron columnas de suelo inalteradas, de uno de los corrales estudiados en Trenque Lauquen. Una vez que se establecieron los patrones de variabilidad de la CEa con las propiedades del suelo según lo descrito en la sección anterior, se seleccionaron tres (3) zonas dentro del corral, para obtener una serie de columnas. La selección de las zonas de extracción de las columnas, se hizo en base a los datos de la CE_{aEMI} mediante una metodología denominada muestreo aleatorio estratificado (MAE) el cual ha sido utilizado en distintos trabajos como los Eigenberg *et al.* (2008) y Woodbury *et al.* (2009), de la siguiente manera:

- Se realizó un ranking de los datos medidos en campo de la CEa, se organizaron los datos de manera creciente (identificando los valores máximos y mínimos) y se establecieron tres rangos de CEa (alta, media y baja) con igual número de elementos, configurando tres zonas dentro del corral. Se seleccionó de manera aleatoria en cada una de las zonas, tres sitios para la posterior extracción de las columnas.

2.8 Ensayo de lixiviación de las columnas de suelo

En las columnas extraídas del corral se desarrollaron ensayos de lixiviación controlados, con el objetivo de evaluar la zona y columnas más representativas, es decir aquellas donde se verían favorecidos los procesos de flujo y transporte. Estas columnas fueron utilizadas posteriormente en los ensayos de determinación de los parámetros hidrodinámicos y finalmente en los ensayos de flujo y transporte. A continuación se describen las generalidades de los ensayos de lixiviación realizados bajo condiciones de flujo no saturado y con diferentes tratamientos.

De cada una de las zonas, en tres sitios en un área de aproximadamente de 1,5 m², con ayuda de un barrenado hidráulico de núcleo, se extrajeron nueve (9) columnas en tubos de PVC de un diámetro de 8,5 cm de longitud variable: 3 columnas denominadas tipo A cuya longitud fue de 27 cm, 3 tipo B con una longitud de 57 cm y 3 tipo C con una longitud promedio de 98 cm. Fueron en total 27 columnas para las tres zonas de CEa.

Este conjunto de columnas fue sometido a diferentes tratamientos de lixiviación (sin carga, con carga de estiércol y diferentes volúmenes de lixiviación en función del volumen de poros de cada columna), los cuales tenían como finalidad la evaluación de los efectos de interacción entre la profundidad de la columna, la zona de CEa dentro del corral y el volumen de poros drenado, respecto a las concentraciones de N-NO₃⁻, P_{solu}, CE y pH de la solución lixiviada.

El suministro de agua se realizó mediante goteros, con los cuales se garantizó el ingreso de agua en la parte superficial de las columnas, de tal manera que se estableciera condiciones de flujo no saturado (sin encharcamiento en la superficie). Las muestras lixiviadas fueron colectadas en el extremo inferior de cada columna, conservadas, almacenadas y analizadas de acuerdo a los protocolos de cada parámetro y técnicas anteriormente mencionadas. En la Figura 2.6 se puede observar el montaje en laboratorio para el desarrollo del ensayo de lixiviación.



Figura 2.6 Desarrollo de ensayos de lixiviación en columnas Tipo C

El análisis estadístico consistió en evaluar la significancia de los factores de profundidad o longitud de la columna y posición de las mismas dentro del corral, en los procesos de lixiviación por medio del análisis de la varianza (ANVA). Se destaca que este tipo de análisis fue utilizado anteriormente para cuantificar efectos de múltiples factores, como por ejemplo sobre el rendimiento por el uso de fertilizantes (Grageda y Cabrera *et al.*, 2000) o estudiar la influencia de diferentes variables independientes (o factores) sobre los efectos de lixiviación de purines (Montoya y Martín, 2005) y variaciones en la composición del agua de poro en sistemas de producción intensiva (Heredia *et al.*, 2013). También se propuso el análisis de las concentraciones en función de diferentes volúmenes de agua drenada de modo de optimizar el ensayo de transporte posterior.

Los análisis físico-químicos se basaron en metodologías analíticas internacionalmente aceptadas, las cuales están en diferentes manuales (Page, 1982, Spark, 1996; USDA, 1996 y Marbán y Ratto, 2005). La definición de los parámetros y su evaluación se presentan a continuación:

2.8.1 Determinaciones de las masas de nutrientes y sales de lixiviados

Para la determinación de la masa de $N\text{-NO}_3^-$ y P_{solu} lixiviado se multiplicó la concentración de la muestra correspondiente, por el volumen de agua drenada al momento de realizar la muestra, dando como resultado la masa de $N\text{-NO}_3^-$ y P_{solu} que se pierden por lixiviación en la columna. Para el cálculo de la masa (kg) de nutriente lixiviado por hectárea se aplicó la ecuación 2.18 (Jiménez, 2004) para cada columna.

$$N_i = Pp_i \cdot [CCN] \cdot \frac{10^4 \text{ m}^2}{1 \text{ ha}} \cdot \frac{1 \text{ kg}}{10^6 \text{ mg}} \quad (2.18)$$

en donde N_i es la masa del nutriente perdido por lixiviado por hectárea en la muestra i , ($\text{kg} \cdot \text{ha}^{-1}$), Pp_i es la pérdida de agua por percolación o lámina de agua drenada en la

muestra i ($1 \text{ mm} = 1 \text{ l.m}^{-2}$), y el $[CCM]$ es la concentración del nutriente en el lixiviado (mg.l^{-1}).

La suma total de la masa de nutriente lixiviado por hectárea en cada una de las columnas tipo se determinó por medio de la ecuación 2.19.

$$N_T = \sum_i N_i \quad (2.19)$$

en donde, N_T es la masa del nutriente por hectárea y tratamiento para cada columna (kg.ha^{-1}).

La salinidad de las muestras se calculó a partir de la ecuación 2.20 (EPA, 1985).

$$\text{Salinidad (g.L}^{-1}\text{)} = 5,572 \cdot 10^{-4} \cdot CE + 2,02 \cdot 10^{-9} \cdot CE^2 \quad (2.20)$$

en donde CE es la conductividad eléctrica en $\mu\text{S.cm}^{-1}$.

Los volúmenes de agua drenada de cada una de las columnas se expresaron posteriormente en unidades de lámina de agua (Ppi), lo cual es equivalente a decir que ($1 \text{ mm} = 1 \text{ l.m}^{-2}$). Ese volumen de agua laminada se utilizó para el cálculo de N_i y también para la determinación de sales lixiviadas por metro cuadrado (g.m^{-2} multiplicando Ppi por la respectiva salinidad de cada muestra).

Una vez culminado el análisis estadístico de los resultados del ensayo de lixiviación, se seleccionó la zona y grupo de columnas que presentaron mayor relevancia en el transporte de los solutos evaluados. Estos resultados se describen detalladamente en el capítulo 6. Esas mismas columnas fueron utilizadas posteriormente para la determinación de los principales parámetros hidrodinámicos y la validación del modelo de flujo y transporte (Capítulo 7, secciones 7.2 y 7.3).

Capítulo 3. Flujo y transporte en la zona no saturada

3.1 Introducción

El movimiento del agua en suelo es un proceso clave que afecta la cantidad y calidad del agua en el ambiente. Debido a que el transporte de solutos se encuentra estrechamente ligado con el flujo de agua en el suelo, cualquier análisis debe contemplar el flujo de agua.

A nivel de la superficie del suelo, es usual definir que el agua se mueve por dos zonas. Bajo la superficie del terreno hasta una cierta profundidad, los espacios vacíos del suelo se encuentran ocupados por agua y aire, lo cual es denominado como “zona no saturada” (ZNS). Esta zona se caracteriza por presentar flujos en dos fases (aire-agua) e incluso pueden ser multifásicos por la presencia de sustancias inmiscibles en el agua. Por otro lado, cuando los espacios vacíos e interconectados se encuentran totalmente llenos de agua, se define lo que se conoce como “zona saturada”, término común cuando se habla de aguas subterráneas, cuya sección superior es un acuífero libre o freático.

En la ZNS el movimiento de agua predomina en la dirección vertical, aunque para ciertas condiciones pueden presentarse grandes componentes de flujo lateral a escala local. Por otra parte, el movimiento del agua aplicada sobre un determinado suelo es influenciado por el tamaño y forma de los poros, la textura, el contenido de materia orgánica, densidad específica, estructura del suelo, efectos de capilaridad, humedad y capacidad de retención.

La variabilidad y en algunos casos la incerteza de dichas propiedades en la matriz del suelo, hace que el tratamiento de estos procesos, bajo condiciones de flujo no saturado sean muy complejos, no teniendo soluciones directas. Por lo cual en los últimos años, se ha vuelto habitual el uso de métodos indirectos, aproximaciones y métodos numéricos para la descripción de parámetros y solución de problemas de flujo y transporte.

En este capítulo se describe de manera general, las leyes y ecuaciones que rigen el movimiento del agua a través de un medio no saturado, describiendo los parámetros de flujo y transporte del medio poroso (suelo), términos de fuente-sumidero y otros parámetros adimensionales considerados en dichos procesos. Este capítulo constituye la base teórica para la interpretación de los resultados de los ensayos que se describirán en los Capítulos 6 y 7.

3.2 Aspectos generales del flujo en la zona no saturada del suelo

El movimiento de agua en la ZNS se da en respuesta a fuerzas de succión y fuerzas gravitacionales. Las fuerzas de succión o capilares se encuentran relacionadas con la superficie específica del medio y son dominantes en suelos con baja humedad (suelos secos). A medida que el suelo se va humedeciendo, van adquiriendo una mayor importancia las fuerzas gravitacionales. La presión del agua en esta zona es en todo caso menor a la atmosférica. A este valor de presión, que es negativo por convención, se lo denomina potencial matricial, tensión o de succión (h).

El estado hídrico del suelo y su evolución en cualquier punto del perfil, puede describirse mediante tres variables: (1) el contenido volumétrico (θ), (2) el potencial hidráulico total (H), que entre otros incluye z y h ($H = z + h$), donde z es el potencial gravitacional y h es el potencial matricial por unidad de peso y (3) la conductividad hidráulica (K) que para un medio no saturado aumenta con el contenido de agua en el suelo (θ) y es una función no lineal. Por ello resulta más lógico expresar la conductividad hidráulica como $K(\theta)$, o también como $K(h)$. La $K(\theta)$ suele expresarse como producto de la conductividad correspondiente a la saturación (K_{sat}) por una conductividad relativa (K_r), $K_r(\theta)$ que decrece al disminuir el contenido de (θ). Esta disminución es tanto más brusca, cuanto más gruesa es la textura del medio poroso. $K_r(\theta)$ también suele presentar efectos de histéresis.

Las tres variables características (θ , H y K) no son independientes entre sí y están conectadas por dos relaciones fenomenológicas características de los medios porosos como lo son la curva de retención hídrica (CRH) y la curva de conductividad hidráulica.

Por último, en lo que se refiere a la circulación del agua en el suelo, es posible su caracterización mediante una serie de leyes hidrodinámicas que permiten estimar la evolución espacio-temporal de estas tres variables características a partir de su estado inicial en el perfil y bajo condiciones impuestas en los límites (condiciones de contorno).

3.2.1 Leyes y ecuaciones de flujo en la ZNS

El medio poroso no saturado se encuentra usualmente en estado transitorio en donde el contenido de humedad y el potencial hídrico varían continuamente con el tiempo, razón por lo cual, el flujo a través de un medio poroso como el suelo es conocido como un flujo transitorio.

En esta tesis se consideró que los efectos de la salinidad y de la temperatura son despreciables sobre el flujo de agua y que la única dirección de flujo es en sentido vertical. A continuación se presenta una breve descripción de las principales leyes y ecuaciones desarrolladas para describir el movimiento del agua en la ZNS.

- **Ecuación de Buckingham-Darcy**

En la ZNS, los poros más grandes drenan más fácilmente que los poros más pequeños. La conductividad hidráulica es menor en condiciones de no saturación que en condiciones saturadas, porque el movimiento del agua se lleva a cabo a través de los poros más pequeños o de películas de agua a lo largo de paredes de los poros más grandes. En suelos con contenidos de agua muy bajos, las conexiones continuas de fluido podrían no existir, haciendo sólo posible que el agua se mueva en la fase de vapor. Buckingham (1907) modificó la ecuación de Darcy para flujo no saturado, de la siguiente manera en términos del potencial de succión:

$$J_w = -K(h) \frac{\partial H}{\partial z} = -K(h) \frac{\partial(h+z)}{\partial z} = -K(h) \left(\frac{\partial h}{\partial z} + \frac{\partial z}{\partial z} \right)$$

$$J_w = -K(h) \left(\frac{\partial h}{\partial z} + 1 \right) \quad \text{o bien} \quad J_w = -K(\theta) \left(\frac{\partial h}{\partial z} + 1 \right) \quad (3.1)$$

en donde J_w es la tasa de flujo volumétrico de agua por unidad de sección transversal, $K(h)$ es la conductividad hidráulica no saturada en función del potencial de succión (h) ó $K(\theta)$ es la conductividad hidráulica no saturada en función del contenido de humedad del suelo [$L \cdot T^{-1}$], $\partial H / \partial z$ es el gradiente hidráulico a lo largo del dominio de flujo. Debe notarse que la dirección principal de flujo es vertical descendente, por ejemplo en los instantes de tiempo en donde se presentan condiciones de flujo en la superficie por pulsos o encharcamientos.

- **Ecuación de Conservación de masas**

La ecuación de conservación para un flujo de agua bajo condiciones no estacionarias, puede ser desarrollada considerando un volumen elemental representativo. El volumen de fluido que ingresa a dicho volumen elemental durante un intervalo de tiempo Δt , será igual al volumen de agua que sale del volumen elemental, más el cambio del agua almacenada en el mismo por la presencia de fuentes o sumideros. Entonces la ecuación de conservación puede ser expresada de la siguiente manera:

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = -\frac{\partial J_w}{\partial z} - S(h), \quad (3.2)$$

donde, θ es el contenido volumétrico de agua [$L^3 L^{-3}$], t es el tiempo [T], z es la coordenada espacial (eje principal de flujo) [L], J_w es la densidad de flujo volumétrica [LT^{-1}], y $S(h)$ es una función sumidero [$L^3 L^{-3} T^{-1}$] (un valor negativo de $S(h)$, representa una fuente) usualmente relacionado con extracción de agua hecha por las raíces (Transpiración). La ecuación (3.2) es denominada como la ecuación de conservación de masas o de continuidad.

- **Ecuación de Richards**

Por otro lado, al sustituir en la ecuación (3.2) la densidad de flujo J_w dada por la ecuación de Buckingham-Darcy (3.1), se obtiene la siguiente expresión:

$$\frac{\partial \theta(h)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(K(h) \frac{\partial h}{\partial z} \right) + \frac{\partial K(h)}{\partial z} - S(h), \quad (3.3)$$

Esta ecuación fue inicialmente desarrollada por Richards (1931) por lo cual es conocida como la ecuación de Richards, y puede ser fácilmente extendida a dos o tres dimensiones. Es la ecuación que gobierna el flujo variable en la ZNS. La forma mixta de la ecuación de Richards (3.3) tiene dos variables dependientes: θ y h . El primer término del miembro derecho de la expresión es el que representa los efectos de la capilaridad sobre el movimiento del agua, el segundo término representa los efectos de la gravedad sobre el movimiento del agua.

Para la resolución de la ecuación (3.3), se deben aplicar métodos numéricos para obtener una solución, pero es necesario conocer las funciones de conductividad hidráulica del suelo y CRH (Hillel, 1998; Radcliffe y Šimůnek, 2010; Shukla, 2013).

3.2.2 Parámetros de flujo

En el desarrollo de este trabajo se seleccionó el modelo propuesto por van Genuchten (1980) también denominado modelo VG (Shukla, 2013) para la descripción de la curva de retención hídrica, cuya ecuación es:

$$S_e(h) = \frac{\theta_i - \theta_r}{\theta_s - \theta_r} = \left(\frac{1}{1 + (\alpha h)^n} \right)^m, \quad h < 0$$

$$S_e(h) = 1, \quad h \geq 0 \quad (3.4)$$

en donde $S_e(h)$ es la saturación efectiva de agua en el suelo, θ_s es el contenido de agua volumétrica en saturación (equivalente a la porosidad si no se presenta aire atrapado y todos los poros del suelo se encuentran llenos de agua), θ_r es el contenido volumétrico de agua residual, α [L^{-1}], n y m son parámetros de ajuste.

Por lo tanto, para calcular el contenido volumétrico para un determinado valor de h ($\theta(h)$), de la ecuación (3.4) se tiene:

$$\theta(h) = \frac{\theta_s - \theta_r}{[1 + (\alpha h)^n]^m} + \theta_r \quad (3.5)$$

Para el caso de la descripción de la conductividad hidráulica se utilizó el modelo de van Genuchten, acoplado al modelo de Mualem (1976), obteniéndose la siguiente expresión:

$$K(S_e) = K_{sat} S_e^l \left[1 - (1 - S_e^{1/m})^m \right]^2 \quad (3.6)$$

donde K_{sat} , es la conductividad hidráulica saturada [LT^{-1}], l es un parámetro de conductividad de poros (adimensional) ($l = 0,5$), S_e es la saturación efectiva y $h(S_e)$ es la relación de la curva de retención [L] y $m = l - l/n$, $n > l$.

3.3 Transporte de solutos en la zona no saturada

El transporte de solutos es quizás uno de los procesos con mayor complejidad tratados en la física de suelos. Ello involucra el movimiento de agua, reacciones químicas y transformaciones microbianas (Shukla, 2013). Al estudiar el transporte en la ZNS, se persigue como objetivo principal, predecir la concentración (en unidades de masa de soluto por volumen de agua en el suelo) de un determinado componente químico (como puede ser en este caso el nitrato, fósforo o metales pesados) en la solución del suelo.

Por lo tanto el primer paso, es desarrollar la ecuación de conservación, así como también, para cada uno de los procesos de transporte, las ecuaciones de flujo. En las siguientes secciones, se desarrollan de manera general las diferentes expresiones involucradas en el proceso de transporte.

3.3.1 Ecuación de conservación

De igual manera, que la ecuación de masas para el flujo en el agua, la ecuación de conservación de solutos puede ser desarrollada para una determinada masa de solutos que entran y dejan un determinado volumen de control para un dominio de flujo. La ecuación de conservación puede ser representada como lo siguiente:

Una masa de soluto entrando a un volumen dado de medio poroso, en un determinado tiempo (o intervalo de tiempo) = masa de soluto que deja el medio poroso durante ese mismo intervalo de tiempo + un decaimiento o producción de masa de soluto que sale del volumen de suelo durante ese mismo intervalo de tiempo (Shukla, 2013).

Si la masa de soluto se encuentra fluyendo a través de un área de sección transversal, con un dominio de flujo por unidad de tiempo (J_s) (en la dirección- z), la concentración total del soluto (C_T) es la relación de masa de soluto y volumen de suelo en el interior de la matriz suelo, y (S) es la tasa de reacción expresada como decaimiento o producción de soluto dentro de la matriz del suelo por unidad de volumen y unidad de tiempo (término fuente/sumidero). Por lo tanto, la ecuación de conservación para una dirección (z) puede ser expresada matemáticamente de la siguiente manera:

$$\frac{\partial C_T}{\partial t} + \frac{\partial J_s}{\partial z} + S = 0 \quad (3.7)$$

El soluto en el interior de la matriz suelo puede estar en estado líquido, como adsorbido dentro las partículas del suelo (fase sólida) y en la fase de vapor. La concentración total (C_T) puede expresarse como la suma de las concentraciones de soluto en las tres fases de la siguiente manera:

$$C_T = D_{ap}s + \theta c + ac_g \quad (3.8)$$

donde D_{ap} , es la densidad aparente del suelo [$M.L^{-3}$], s es la concentración de soluto adsorbido (masa de soluto por masa de suelo) [$M.M^{-1}$], θ contenido volumétrico de agua [$L^3.L^{-3}$], c es la concentración del soluto disuelto [$M.L^{-3}$], a es el contenido volumétrico de aire [$L^3.L^{-3}$] y c_g es la concentración de soluto en la fase gaseosa [$M.L^{-3}$]. De los tres términos del lado derecho de la ecuación (3.8) usualmente se desprecia el término que contempla los solutos en la fase gaseosa.

3.3.2 Procesos de transporte de solutos

El flujo de soluto J_s en la fase líquida está compuesto por tres componentes que representan los diferentes procesos de transporte, los cuales son el flujo advectivo (también llamado convectivo) (J_{lc}), flujo difusivo (J_{ld}) y flujo hidrodinámico difusivo (J_{lh}), por lo cual puede ser expresado como:

$$J_s = J_{lc} + J_{ld} + J_{lh} \quad (3.9)$$

Los diferentes términos del flujo de soluto (J_s), pueden expresarse en función de la tasa de flujo volumétrico (J_w), la concentración promedio del soluto disuelto (c) y la humedad del suelo (θ) de la siguiente manera:

$$J_s = J_w c - \theta D_l^s \frac{\partial c}{\partial z} - \theta D_{lh} \frac{\partial c}{\partial z} \quad (3.10)$$

en donde D_l^s es el coeficiente de difusión efectiva en el suelo [L^2T^{-1}] y D_{lh} es el coeficiente de dispersión hidrodinámica [L^2T^{-1}], el cual se ha comprobado que es función de la velocidad de agua de poro (v) como $D_{lh} = \lambda.v$, en donde λ es la dispersividad [L] del medio poroso.

Finalmente, los coeficientes de difusión y dispersión pueden ser combinados en uno solo, que se denomina coeficiente de dispersión efectivo (D_e), [L^2T^{-1}], como $D_e = D_{lh} + D_l^s$. por lo cual la ecuación (3.10), puede ser escrita como:

$$J_s = J_w c - \theta D_e \frac{\partial c}{\partial z} \quad (3.11)$$

3.3.3 Adsorción de equilibrio y ecuación de advección – dispersión

La ecuación de flujo y conservación de solutos son usadas para el desarrollo de la ecuación de transporte, en la cual si se desprecia el término correspondiente a la fase gaseosa y utilizando la ecuación (3.11) se obtiene como resultados la siguiente ecuación 1D:

$$\frac{\partial(\theta c + D_{ap}s)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left(J_w c - \theta D_e \frac{\partial c}{\partial z} \right) - S \quad (3.12)$$

La cual se denomina ecuación de advección dispersión (ADE). La solución de esta expresión permite entonces calcular la concentración en el perfil de suelo como una función de la profundidad y del tiempo: $c(z, t)$ bajo condiciones de equilibrio. La solución de la misma dependerá particularmente de las condiciones iniciales (concentraciones en el perfil en el tiempo cero) y condiciones de borde (concentraciones o flujo de soluto en la superficie y fondo del perfil de suelo), así como también de las condiciones climatológicas y la uniformidad en las propiedades del perfil.

Bajo condiciones de flujo estacionario, es decir $\theta = cte$ y $J_w = cte$ y como $v = J_w / \theta$, reemplazando en la ecuación (3.12) se tiene:

$$\frac{\partial c}{\partial t} + \frac{D_{ap}}{\theta} \frac{\partial s}{\partial t} = D_e \frac{\partial^2 c}{\partial z^2} - v \frac{\partial c}{\partial z} \quad (3.13)$$

en donde c (concentración fase líquida) y s (concentración adsorbida), son parámetros dependientes, los cuales se pueden relacionar para ser eliminados de la ecuación, en función uno de otro. Esto se realiza por medio de relaciones de tipo lineal o no lineal, denominadas funciones de adsorción, entre las cuales se pueden destacar la adsorción de tipo lineal para las condiciones de equilibrio, (Radcliffe y Šimůnek, 2010) tal como: ($s=K_d c$), en donde el término K_d , se denomina coeficiente de distribución [$L^3 M^{-1}$].

Por otro lado, existen relaciones de tipo no lineal como las de Freundlich (1990) ($s=K_f c^\beta$), en donde K_f es el coeficiente de distribución de Freundlich [$L^{3\beta} M^{-\beta}$] y β es un exponente, y la de Langmuir (1918), ($s = (K_d c) / (1 + \eta c)$) en donde K_d , se denomina coeficiente de distribución [$L^3 M^{-1}$] y η [$L^3 M^{-1}$] es un parámetro de la ecuación.

Si el proceso de adsorción se presenta en condiciones de equilibrio, por ejemplo asumiendo una adsorción de tipo lineal, y reemplazando s en la ecuación (3.13), se transforma de la siguiente forma:

$$\frac{\partial c}{\partial t} + \frac{D_{ap}}{\theta} \frac{\partial K_d c}{\partial t} = D_e \frac{\partial^2 c}{\partial z^2} - v \frac{\partial c}{\partial z} \quad (3.14)$$

Factorizando $\left(\frac{\partial c}{\partial t}\right)$

$$\left[1 + \frac{D_{ap} K_d}{\theta}\right] \frac{\partial c}{\partial t} = D_e \frac{\partial^2 c}{\partial z^2} - v \frac{\partial c}{\partial z} \quad (3.15)$$

$$R \frac{\partial c}{\partial t} = D_e \frac{\partial^2 c}{\partial z^2} - v \frac{\partial c}{\partial z} \quad (3.16)$$

Donde R , es el factor de retardo; bajo situaciones donde ($K_d = 0$) entonces $R = 1$, por lo tanto no se presenta adsorción. Ejemplo claro de este comportamiento se presenta en el

caso de los trazadores. Por otro lado para valores de $R > 1$, significará que a la masa soluto le tomará más tiempo recorrer una distancia z de suelo; es decir que el proceso de adsorción, frena la llegada de la masa del frente de soluto.

En algunas ocasiones, iones cargados negativamente o aniones, son usualmente repelidos por las superficies de las partículas del suelo, que consisten predominantemente en arcillas o materia orgánica. Por lo tanto el soluto se excluye del agua que rodea la partícula del suelo, haciendo que se presente un adelantamiento del frente de avance del soluto, proceso de transporte que se conoce como exclusión aniónica (Shukla y Cepuder, 2000; Lal y Shukla, 2004). Si el transporte de solutos, es dominado por el mecanismo de advección, el factor de retardo presenta valores de $R < 1$.

3.3.4 Transporte de solutos bajo condiciones de desequilibrio

Uno de las mayores dificultades respecto a la predicción del transporte de solutos es el efecto de flujo preferencial (Germann 1988; Jury y Flühler 1992; Flury 1996; Vervoort *et al.*, 1999). Cuando el flujo preferencial ocurre, las curvas de avance de un soluto (BTC) pueden ser muy sesgadas, (asimétricas) presentando frentes de avances y alargamientos muy tempranos (Radcliffe y Šimůnek, 2010). Así bajo condiciones de equilibrio, es necesario asignar valores muy altos de dispersividad (λ), para ajustar los datos observados con los calculados mediante la ADE. Bajo estas condiciones se presenta un pobre ajuste, lo cual indica que el sistema suelo se encuentra en condiciones de desequilibrio (físico o químico). Razón por lo cual la ADE necesita ser modificada para representar de manera adecuada los procesos adicionales. En el desarrollo de este trabajo, sólo se consideraron condiciones de desequilibrio físico en los escenarios simulados en las columnas experimentales.

- **Desequilibrio físico**

Como ya se ha mencionado anteriormente, las curvas características tanto del soluto adsorbido como el no adsorbido por el suelo, se configuran en condiciones de desequilibrio, en forma asimétrica y con la presencia de una cola alargada. Esas condiciones de desequilibrio podrían deberse al desequilibrio físico en el perfil del suelo, donde se presentan dos o más regiones, para las cuales el movimiento de solutos es diferente; en una región el soluto es móvil, mientras que en la otra se encuentra inmóvil.

Esta situación es análoga al sistema de suelo de doble porosidad, en el que el agua de la región inmóvil está estancada, probablemente debido a la baja porosidad o al pequeño tamaño de poros. Por otro lado, en la región móvil, el agua fluye por sectores con gran porosidad debido al tamaño de poros, los cuales presentan una activa participación en el transporte de solutos en la solución del medio poroso (Shukla, 2013). Adicionalmente, autores como Skopp *et al.* (1981), propusieron una teoría de dominio de dos flujos, en la cual, el flujo a través de uno de los dominios es mayor que el otro.

En los modelos de zona móvil-inmóvil (MIM), el mecanismo de retención para ambas regiones se considera igual. Sin embargo, durante el movimiento del soluto, este se intercambia entre las regiones móvil e inmóvil principalmente por el proceso de difusión. Mientras que el proceso de flujo advectivo ocurre únicamente en la región móvil.

van Genuchten y Wierenga (1976) propusieron las ecuaciones de gobierno para MIM, en donde las concentraciones del soluto en la región móvil y la inmóvil para la fase líquida (c) son c_{mo} y c_{im} respectivamente y para la adsorbida por el suelo (s) son s_{mo} y s_{im} , respectivamente; por lo cual la concentración total en el suelo (C_T) es entonces:

$$C_T = \theta_{mo}c_{mo} + fD_{ap}s_{mo} + \theta_{im}c_{im} + (1 - f)D_{ap}s_{im} \quad (3.17)$$

en donde f , es la fracción de sitios de adsorción en la región móvil [-], θ_{mo} es el contenido volumétrico de agua móvil, [L^3L^{-3}], θ_{im} es el contenido volumétrico de agua inmóvil, [L^3L^{-3}] y $\theta = \theta_{mo} + \theta_{im}$. Sustituyendo C_T de la expresión (3.17) y asumiendo una adsorción lineal en equilibrio, la ADE en las fases móviles será:

$$\frac{\partial}{\partial t}(\theta_{mo}c_{mo}) + \frac{\partial}{\partial t}(fD_{ap}K_d c_{mo}) = \frac{\partial}{\partial z}\left(\theta_{mo}D_{mo}\frac{\partial c_{mo}}{\partial z}\right) - \frac{\partial(J_w c_{mo})}{\partial z} - \Gamma_s \quad (3.18)$$

donde D_{mo} , es el coeficiente de dispersión efectivo para la fase móvil [L^2T^{-1}]. El intercambio con la fase inmóvil se encuentra representado por el último término del lado derecho de la ecuación (3.18):

$$\Gamma_s = \alpha_s(c_{mo} - c_{im}) = \frac{\partial}{\partial t}(\theta_{im}c_{im}) + \frac{\partial}{\partial t}[(1 - f)D_{ap}K_d c_{im}] \quad (3.19)$$

en donde α_s es el coeficiente de tasa de intercambio [T^{-1}], el cual describe el intercambio entre las regiones móvil e inmóvil. Y que depende del tamaño y forma de la estructura básica (agregados), cuyos valores se encuentran entre $0,1 - 5 \text{ h}^{-1}$ (Radcliffe y Šimůnek, 2010). van Genuchten y Wierenga (1976) definieron dos parámetros adimensionales, β y ω . El primero definido como:

$$\beta = \frac{\theta_{mo} + fD_{ap}K_d}{\theta + D_{ap}K_d} \quad (3.20)$$

El segundo parámetro adimensional incluye el coeficiente de tasa de intercambio y es definido como:

$$\omega = \frac{\alpha_s L}{J_w} \quad (3.21)$$

donde L es la longitud de la columna. La relación entre D_{mo} en la ecuación (3.18) y D_e es:

$$D_e = \frac{\theta_{mo}}{\theta} D_{mo} \quad (3.22)$$

La velocidad del agua móvil (v_{mo}) puede ser definida como $v_{mo} = J_w / \theta_{mo}$ [LT^{-1}]. Similarmente la relación entre v_{mo} y la v es:

$$v = \frac{\theta_{mo}}{\theta} v_{mo} \quad (3.23)$$

Por lo tanto, para un modelo de dos regiones con desequilibrio físico, se tienen 5 parámetros de transporte: v , D_e , R , β y ω . Los aspectos metodológicos experimentales para la obtención de los parámetros de flujo y transporte se describirán en el Capítulo 7.

Capítulo 4. Evaluación geofísica de la distribución espacio temporal del N-NO_3^- , P_{disp} y P_{solu} en corrales de engorde - Caso de Estudio Trenque Lauquen.

4.1 Introducción

Uno de los aspectos más importantes de la gestión y mitigación de los posibles impactos ambientales en los sistemas productivos de engorde a corral, es controlar de manera adecuada y eficiente la escurrentía superficial de nutrientes presentes en las excretas y su posible lixiviación en el suelo, por tanto es importante conocer la forma como se acumulan y distribuyen los principales nutrientes en la superficie y el perfil del suelo, bien sea por factores de operación, mantenimiento o por su relación dinámica con los factores edafo-climatológicos del lugar.

En los sistemas productivos a corral, se han desarrollado criterios para el control de los nutrientes que se movilizan a través del escurrimiento superficial, pensando en la protección del agua superficial, con el objetivo de diseñar y ubicar de forma correcta las lagunas de efluentes o áreas de tratamiento vegetativo, que además de controlar el escurrimiento superficial, su principal función es la adsorción de nutrientes (Koelsch, 2005).

En los últimos años existen numerables evidencias de cómo los corrales en uso o abandonados, impactan negativamente la calidad del agua subterránea y del perfil del suelo, causando importantes aumentos de salinidad, patógenos y concentraciones de nitratos y fósforo (Harter *et al.*, 2002, 2008; Park *et al.*, 2012; Unc *et al.*, 2012), y presencia de antibióticos y otros productos farmacéuticos (Watanabe *et al.*, 2008). Por lo cual, uno de los aspectos más importantes es conocer su distribución espacial y dinámica temporal a nivel suelo.

Sin embargo los estudios para identificar su variabilidad espacial y dinámica para casos como el nitrato y fósforo, tanto en el suelo como el agua subterránea (Ojekami *et al.*, 2011; Pena-Yewtukhiw *et al.*, 2009), presentan el inconveniente de requerir una gran cantidad de muestras, las cuales son de difícil obtención y con elevados costo operacionales y en donde en la mayoría de los casos, es imposible evaluar su evolución temporal.

El objetivo principal de este capítulo fue identificar la distribución espacial de la CEa en la ZNS y saturada y su posible asociación con la variabilidad de N-NO_3^- , P_{disp} , P_{solu} , θ , CE en pasta saturada y topografía, en corrales con diferentes tiempos de confinamiento animal.

Como producto del mismo, se espera que se pueda mejorar las investigaciones previas realizadas en estos suelos con alto contenido de MO, con la aplicación conjunta de dos métodos geofísicos aplicados en la misma área: TRE y EMI. También se determinó la influencia de diferentes períodos de acumulación de estiércol y niveles de MO (tiempo de confinamiento de animales) en la contaminación del agua subterránea.

Se desarrolla un enfoque sistemático que incluye una gran cantidad de datos del suelo y análisis geoestadístico para estudiar la variabilidad espacial de las propiedades del suelo y evaluar la predicción para localizar zonas críticas por medio de la CEa. Este enfoque

podría tomarse como una herramienta para tomar decisiones de gestión para reducir el impacto ambiental del corral de engorde y que también puede ser aplicable a otros sitios con niveles similares de MO, textura del suelo y condiciones climáticas.

Finalmente, para el caso del corral de la zona de Trenque Lauquen, se realizó una zonificación de acuerdo a los distintos rangos de CEa en el corral, con el objetivo de seleccionar muestras representativas (columna de suelo inalterado) para realizar ensayos de lixiviación, flujo y transporte.

4.2 Materiales y métodos

4.2.1 Características de la zona de estudio

Se seleccionaron dos corrales en un establecimiento en el partido de Trenque Lauquen (S 36°03.473' y W 63°02.240') en la Prov. de Buenos Aires, en los cuales se llevaban a cabo actividades de engorde de ganado con diferentes tiempos de confinamiento.

En agosto de 2008, se realizaron las campañas de exploraciones por medio de los métodos de TRE y EMI junto con un muestreo dirigido profundo de suelos y agua subterránea en los corrales denominados como corral 1 (C-1) y corral 2 (C-2). En agosto de 2009, se realizaron exploraciones TRE y EMI y se realizó un muestreo de suelos profundo en forma de grilla.

En octubre de 2010, se realizó una última campaña de exploración EMI y muestreos de suelos en diferentes zonas topográficas del C-1. Finalmente, en marzo de 2011, tomando como base el mapa de CEa del suelo a una frecuencia de 16 kHz, se seleccionó el corral C-1 para la obtención de diferentes columnas de suelo de longitud variable, para llevar a cabo ensayos de lixiviación, flujo y transporte en laboratorio.

En la Figura 4.1, se presentan la ubicación de las áreas seleccionadas dentro de los corrales C-1 y C-2 donde se llevaron a cabo las diferentes campañas.

4.2.2 Manejo de los corrales de engorde

En este establecimiento se desarrolla un sistema intensivo de engorde a corral, donde los propios dueños son propietarios de los animales, en el cual se llevan a cabo las labores de alimentación y engorde. En los corrales bajo estudio se había realizado el manejo que se describe a continuación:

En C-1 la ocupación era de 6 meses en el año y comenzó a ser utilizado en el 2008, con una carga instantánea de 5 cabezas.ha⁻¹.día⁻¹, un peso promedio de 200 kg.animal⁻¹ y una carga variable de 201 a 336 cabezas.ha⁻¹. Al finalizar la estadía de los animales, el estiércol se compacta y mezcla con la capa superficial del suelo a fin de crear la capa sellante que disminuya la infiltración y por consiguiente la contaminación.

El C-2 tenía una mayor variabilidad en el tiempo de permanencia de los animales en el mismo, siendo en promedio de 3 meses en el año, con una ocupación total de 7 años al momento de este estudio. El peso promedio de los animales es de 211 kg, una carga instantánea de 3,4 cabezas ha⁻¹.día⁻¹ y una carga variable de 65 a 247 cabezas.ha⁻¹.

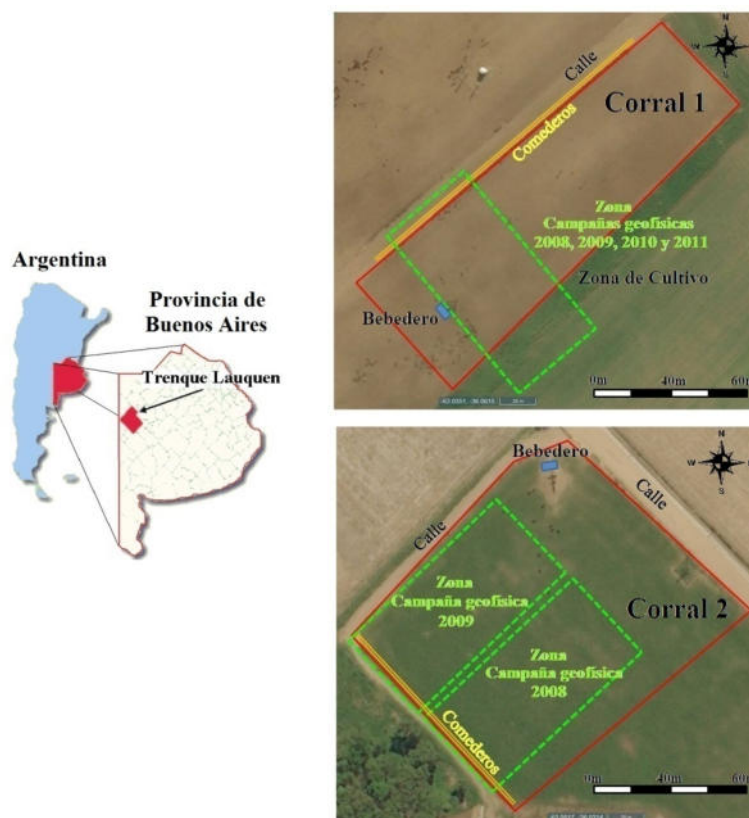


Figura 4.1 Localización de corrales, áreas de sondeos geofísicos y muestreo de suelos.

4.2.3 Antecedentes geológicos e hidrogeológicos

La zona de estudio, se ubica en el área noroccidental de la llanura chaco pampeana de la provincia de Buenos Aires (Pampa Arenosa). El paisaje se conforma de alineaciones de cordones medanosos de rumbo nor-noroeste, definiendo un sistema de médanos longitudinales. Existen dunas aisladas en medialuna, campos de arenas eólicas y dunas bordeando bajos inundables. La zona tiene característica arreica.

La formación hidrogeológica más superficial corresponde al postpampeano en la cual el Médano Invasor o Fm Junín representa la mayor continuidad areal, formado por arenas finas y limos arenosos de tonalidad castaña y origen eólico. Tiene un espesor de 20 m, disminuyendo hacia el este. Esta unidad es la de mayor interés hidrogeológico, pues a los médanos se asocian los lentes de agua dulce. Los sedimentos son limos-arcillosos en el fondo de las depresiones, cubetas de deflación, especialmente de las lagunas permanentes (Auge *et al.*, 1988).

La elevada permeabilidad de los médanos favorece la infiltración y la recarga del acuífero, lo que deriva en lentes de agua freática de baja salinidad, vinculadas a cuerpos medanosos. Estas lentes de agua dulce, que no sólo se emplazan en los médanos, sino también en la sección superior de la Fm subyacente, Pampeano, constituyen la única fuente segura para la provisión de agua potable a la mayoría de las localidades (Auge, *et al.*, 1988).

El Pampeano subyace al Postpampeano donde se distinguen dos unidades, la más moderna Pampeano, constituida por limos arenosos con CO_3Ca en forma de tosca y la más antigua, Araucano, formada por areniscas arcillosas y arcillas yesíferas (Auge *et al.*, 1988).

4.2.4 Factores hidro-climatológicos

La zona de estudio presenta un comportamiento hídrico que señala el predominio de la transferencia vertical de agua (precipitación, evaporación e infiltración) sobre la transferencia horizontal (escurrimiento superficial y geológico).

La precipitación media histórica (1976-2016) es de 840 mm año⁻¹. Los valores estacionales históricos son de 203 mm en el período otoño-invernal y de 653 mm en el período primavera-estival (INTA, 2010).

La temperatura máxima promedio anual es de 23,2 °C; durante el período frío la máxima temperatura promedio es de 17,5 °C y para el período cálido llega a los 27 °C. En cuanto a las temperaturas mínimas su media anual es de 9 °C, durante el período frío la temperatura mínima es de 4,5 °C y en la temporada cálida, 13 °C.

La evapotranspiración potencial (ETP) (Thonthwaite) varía entre 750 y 800 mm anuales; la región era considerada semiárida, con déficit hídrico marcado en los meses de noviembre a febrero. Sin embargo, respecto al índice de aridez de Martone, la zona se clasifica como húmeda (INTA, 2010). La situación hídrica tiene efectos directos sobre el sistema socioeconómico de la región, destacándose que los impactos naturales más notables son consecuentes con la alternancia de períodos con excesos de agua (inundaciones) y de períodos con déficit de agua (sequías).

4.3 Resultados geofísicos y su relación con las propiedades de la ZNS y ZS

4.3.1 Sondeos de TRE

En la 0se presentan la localización de los diferentes sondeos TRE, calicatas, sitios de muestreo de suelo y pozos de monitoreo de agua subterránea. En el caso del corral C-1, se llevaron a cabo 11 sondeos TRE, todos perpendiculares a la pendiente topográfica del corral. La línea 0 (L-0) corresponde a la zona fuera del corral, una calle sin influencia de animales en una zona topográfica alta, constituyendo el sondeo testigo.

El comedero de C-1, está localizado a lo largo de la línea 1 (zona alta del corral) y el bebedero entre las líneas 5 y 6 (zona media del corral). Las líneas 7 y 8 se encuentran en la zona baja, las líneas 9 y 10 se localizaron en un sector contiguo el cual tenía un cultivo de trigo al momento realizar la campaña de exploración y muestreo de suelo.

En el corral C-2, se realizaron 5 sondeos TRE, los cuales fueron dispuestos con una orientación en la dirección noroeste-sureste (0). La línea 0 está localizada en un camino interno y fue utilizada como sondeo TRE testigo. Al igual que en el caso del corral C-1, este sondeo se localizó en una zona topográfica alta; la línea (L-2) que se ubicó junto a la zona de comederos del corral y la L-3 son las que caracterizan la zona alta del corral; las líneas L-4 y L-5 se ubicaron sobre la zona media y la L-6 en la zona baja.

La caracterización del suelo se llevó a cabo mediante: 4 calicatas y 5 muestreos de suelo profundo en el corral C-1, y 2 calicatas y 4 muestreos de suelo en el corral C-2. Para la caracterización del agua subterránea en el corral C-1 se instalaron 2 pozos de

monitoreo: W1-2 en la zona media y W1-3 en la zona baja; para el corral C-2 se instalaron dos pozos: W2-1 en la zona baja y W2-2 en la zona alta (Figura 4.2).

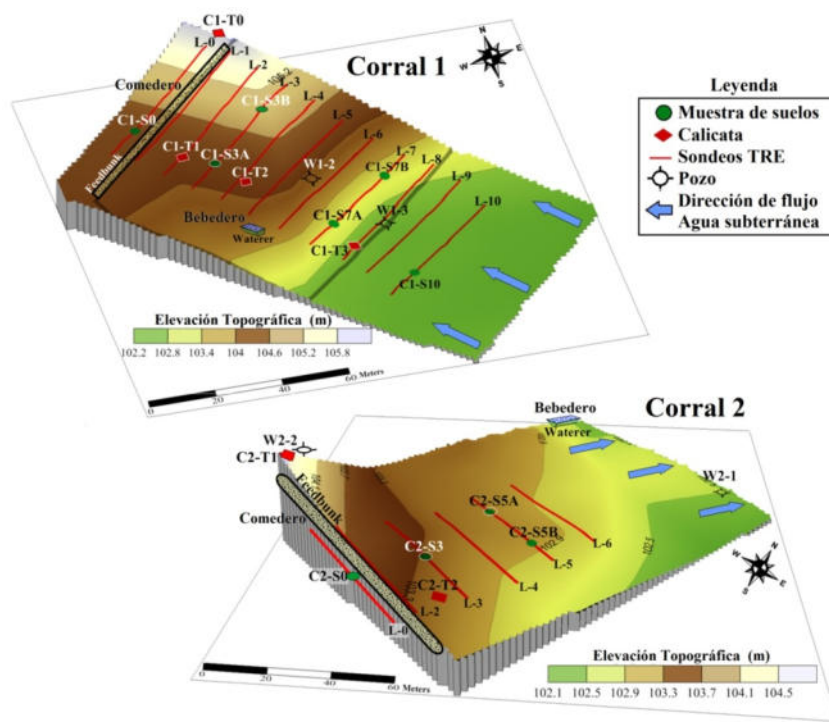


Figura 4.2 Líneas de sondeo TRE, ubicación de calicatas y muestras de suelo y los pozos de muestreo de agua subterránea en los corrales C-1 y C-2

4.3.2 Modelos de resistividad eléctrica

Como se comentó en el Capítulo 2, los datos experimentales de las TRE fueron invertidos para la obtención de diferentes modelos 2D de resistividad eléctrica (ρ) del suelo que se muestran en la Figura 4.3 para el corral C-1. Los diferentes colores se encuentran asociados con diferentes valores de ρ de los estratos explorados en unidades de Ωm . Los colores azules son zonas más resistivas (menos conductoras) y los rojos son menos resistivas (más conductoras). La profundidad del agua subterránea fue de 3,6 m en el pozo W1-2 (zona media del corral) y de 2,5 m en el pozo W1-3 (zona baja del corral). En el sitio testigo del corral C-1, los valores de resistividad de la ZNS ($300 \Omega\text{m}$) son compatibles con la textura arenosa característica de este suelo. Entre los 3 y 6 m de profundidad, la zona saturada (ZS) tiene un valor cercano a $70 \Omega\text{m}$ el cual corresponde a sedimentos de tipo arenosos con contenido de agua en saturación. A lo largo de la línea 1 (zona de comederos) se presentó alta resistividad en la ZNS debido a la fuerte compactación con valores bajos de humedad del suelo.

La pendiente topográfica en C-1 fue variable. Entre las líneas 1 a la 5 tenía un valor de 1,82%, la cual se incrementaba a 4,27% entre las líneas 6 a la 8. Este factor podría favorecer, junto con la compactación del suelo, el escurrimiento superficial. De hecho los modelos 2D de resistividad mostraron una reducción de los valores de ρ de la ZS en el mismo sentido de decrecimiento de la topografía del corral, llegando a valores de $2 \Omega\text{m}$ en la línea 8 (zona baja del corral). En la ZNS la resistividad también disminuyó,

llegando a valores de $20 \Omega\text{m}$ entre las líneas 7 y 10. Es decir, se visualiza un aumento de la salinidad hacia la zona baja del corral.

Se seleccionaron las líneas 3, 7 y 10, (zona alta media y baja) en las que se llevaron a cabo muestreos de suelo profundo, en lugares donde los valores de ρ difirieron en al menos 2 veces al valor promedio del perfil testigo (L-0). Los sitios de muestreo fueron identificados en la Figura 4.3.

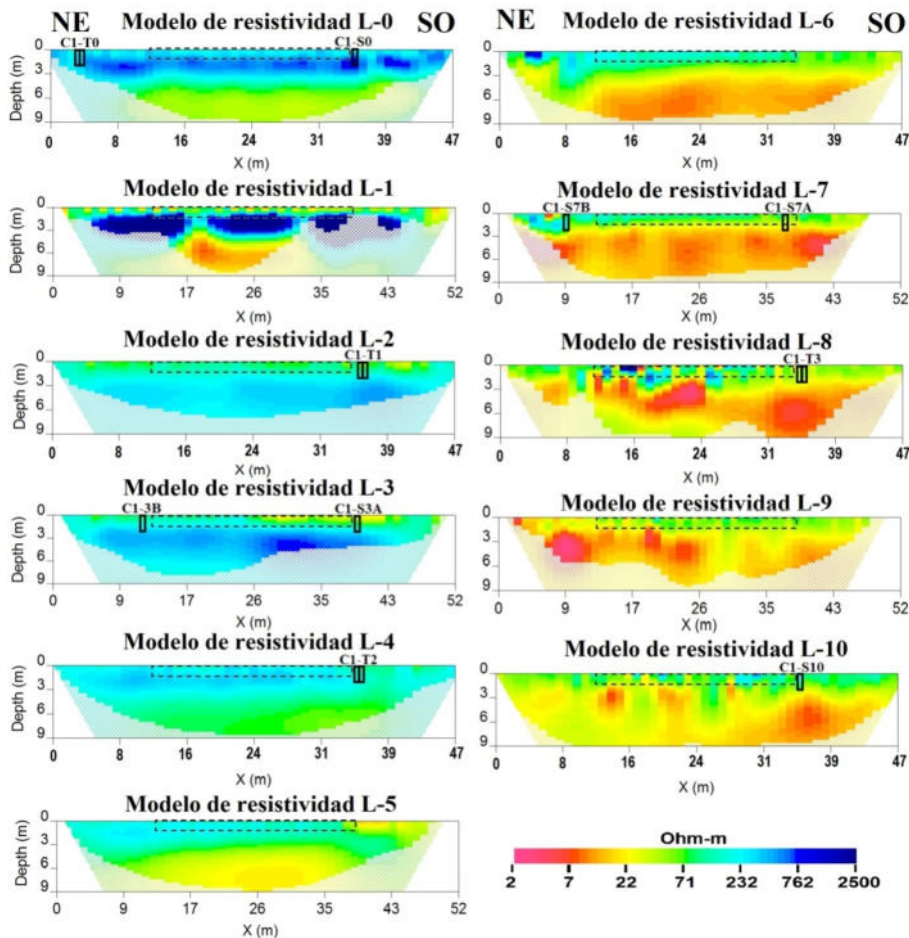


Figura 4.3 Modelos de resistividad eléctrica en función de la profundidad a lo largo de las líneas TRE orientadas NE-SO – localización de calicatas y sitios de muestreo de suelos – Corral C-1.

En la 0se observan los modelos de ρ del corral C-2. En el sondeo de la línea testigo (L-0), la resistividad de la ZNS presentó valores alrededor de los $300 \Omega\text{m}$ (suelos arenosos con alta compactación). En este sector se presentaron valores bajos de resistividad en profundidad los cuales corresponden a la presencia de agua subterránea, donde el nivel freático se localizó a los 9 m de profundidad según datos del pozo W2-2. La pendiente topográfica en la zona de los sondeos TRE fue del 1,5% la cual decrecía en la dirección oeste-este.

Los valores más bajos de resistividad en la ZNS, fueron encontrados en la línea 2 con un valor de $54 \Omega\text{m}$. Este mismo comportamiento se presentó en las líneas 3 y 4,

particularmente en el sector noroeste del corral. En la ZS la resistividad presentó valores entre los 30 y 90 Ωm . Para el muestreo de suelos se seleccionaron las líneas 3 y 5.

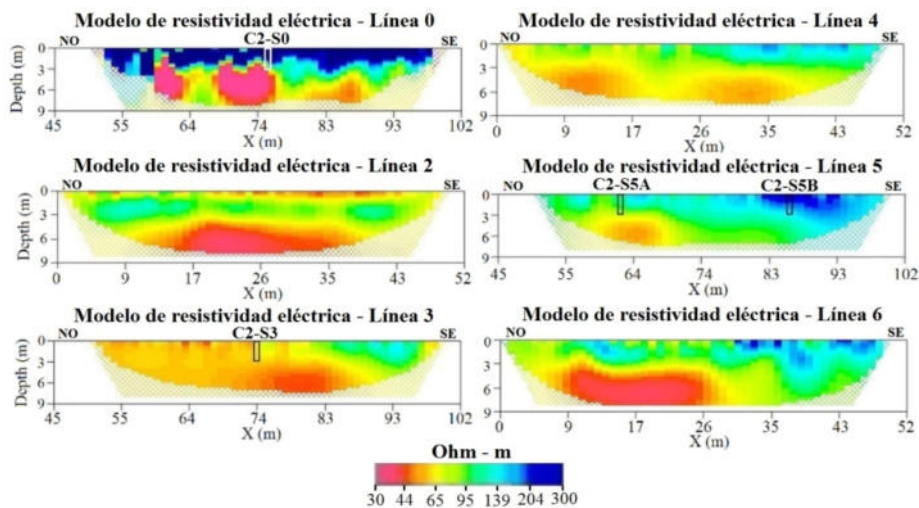


Figura 4.4 Modelos de resistividad eléctrica en función de la profundidad a lo largo de las líneas TRE orientadas NO-SE – localización de calicatas y sitios de muestreo de suelos – Corral C-2.

4.3.3 La resistividad eléctrica y su relación con las propiedades del suelo

- **Caracterización de suelos. Calicatas**

Las calicatas fueron realizadas hasta una profundidad de 1,5 m, siguiendo la metodología de Schoeneberger *et al.* (1998) para la caracterización de suelos. En el corral C-1, se denominaron C1T1, C1T2 y C1T3 en las posiciones alta, media y baja respectivamente; la calicata C1T0 fue realizada en la zona testigo. En el corral C-2 las calicatas se denominaron C2T1 y C2T2 (Figura 4.2).

Los suelos del corral C-1 presentan una secuencia de horizontes A-AC-C con distinta profundidad del horizonte A que es Mólico, color 10YR 4/2 en seco y 10YR 2/2 en húmedo para el testigo. Estos suelos son clasificados como Hapludoles énticos. En el caso de los suelos bajo uso intensivo de ganado del corral C-1 (C1T1, C1T2 y C1T3) presentan capas endurecidas, que comúnmente se denomina capa sellante, cuyo espesor fue de 9, 5 y 12 cm respectivamente entre los 5 a 20 cm de profundidad. No presentan síntomas de hidromorfismo y son franco arenosos (Heredia *et al.*, 2009).

El suelo testigo (C1T0) y el de la loma presentan pH 6,5 pasando a 7,3 en profundidad. Los suelos de media loma y bajo presentan un aumento significativo del pH con la profundidad pasando de 7 en superficie a 8,8 en 150 cm de profundidad por efecto del aumento en el contenido en sodio causado por la presencia de una capa freática cercana a la superficie. No son salinos, aunque en superficie su CE varió de 0,11 $\text{dS}\cdot\text{m}^{-1}$ en el testigo a 4,89 $\text{dS}\cdot\text{m}^{-1}$ en el C1T1; en profundidad los valores variaron de 0,28 a 0,65 $\text{dS}\cdot\text{m}^{-1}$ según la posición en el paisaje. El incremento de la CE en superficie está relacionada al aporte del estiércol vacuno (Heredia *et al.*, 2009).

En el caso del corral C-2 el suelo de la loma también es un Hapludol éntico con características similares a las del testigo y loma del C-1, pero en la zona baja del corral es Hapludol típico con una secuencia Bw-C. Ambos presentan textura franco arenosa.

En el corral C-2 (con mayor cantidad de años de uso intensivo del suelo), en la loma, la capa sellante es de 24 cm y no apareció en la posición baja del corral C-2 (Heredia *et al.*, 2009).

Como se puede observar en la 0(a), la máxima concentración de P_{disp} se presentó dentro de los primeros 50 cm del perfil del suelo. El corral C-2 (con mayor presencia de animales) presentó valores más altos de $N-NO_3^-$ y P_{disp} , siendo la posición del alto C2T1 la que mostró mayor irregularidad en los valores de P_{disp} . En el caso del P_{disp} , si bien en superficie se observaron grandes diferencias en las concentraciones entre las zonas testigo y los corrales de engorde, estadísticamente no hay diferencias entre los corrales C-1 y C-2 y entre las distintas posiciones del paisaje ($p < 0,05$) cuando se analizan los datos en conjunto.

En la 0(b) se presenta la distribución en profundidad del $N-NO_3^-$, la cual no es homogénea y su concentración es elevada, por encima de los 18 mg.kg^{-1} hasta los 100 cm de profundidad en la posición alta del corral C-2 (C2T1). Esta distribución demuestra que dicho elemento es altamente móvil, pudiendo alcanzar elevadas profundidades a diferencia como ocurre con el P_{disp} .

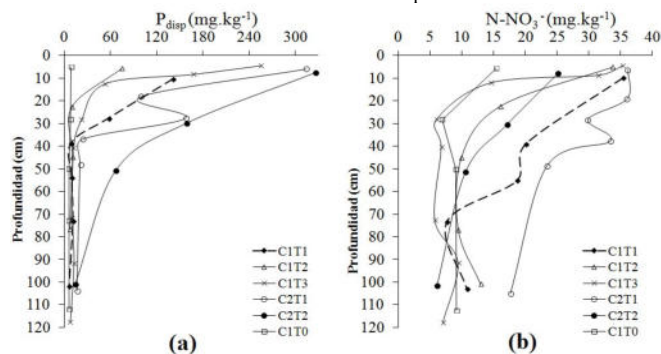


Figura 4.5 Distribución vertical y concentración de (a) P_{disp} , (b) $N-NO_3^-$ en los corrales 1 y 2 (C: corral, T: calicata).

Si bien se comparó el testigo con las tres calicatas del corral C-1, no se presentaron diferencias significativas en las mismas, ni entre las posiciones en el paisaje. Pero para el C-2, la posición alta (C2T1) se diferencia significativamente del bajo (C2T2) ($p < 0,05$) lo que puede verse claramente en la Figura 4.5 (b). Esto indica que la contaminación en este tipo de suelo y corral tiene más efecto en la zona alta que en el bajo.

- **Muestreo de suelo profundo**

Los muestreos profundos incluyeron tres repeticiones por sitio. En las Figuras 4.6 y 4.7, se presenta la distribución en profundidad de las determinaciones de humedad volumétrica y concentraciones de $N-NO_3^-$ y P_{disp} . A continuación, se presenta el análisis comparativo de los diferentes patrones de resistividad ρ con las propiedades de suelo evaluadas en las muestras profundas y en las muestras de agua subterránea, para el corral C-1.

Humedad volumétrica – Corral 1

La distribución de la humedad volumétrica (θ) como función de la profundidad se observa en la Figura 4.6(a) para el corral C-1. En casi todas las profundidades de los

sitios de la zona baja del corral, se presentan mayores contenidos de agua que los encontrados en el sitio testigo C1-S0. Dichos valores de θ están asociados en la mayoría de los casos con valores de resistividades eléctricas (ρ) bajos, los cuales se pueden observar en los modelos TRE de la Figura 4.3 en la profundidad de los respectivos muestreos de suelo: C1-S10 ($\rho = 61 \Omega\text{m}$), C1-S7A ($\rho = 47 \Omega\text{m}$) y C1-S7B ($\rho = 150 \Omega\text{m}$). Estos valores también fueron superiores a los encontrados en los sitios de la zona alta C1-S3A y C1-S3B. Los más bajos valores de θ se encontraron en los sitios de mayor resistividad: C1-S3A ($\rho = 108 \Omega\text{m}$); C1-S3B ($\rho = 232 \Omega\text{m}$) y C1-S0 ($\rho = 600 \Omega\text{m}$).

Los incrementos del contenido de agua en la zona baja del corral, a una profundidad entre los 1,5 m y 1,8 m (Figura 4.6(a)) son debidos a la proximidad del nivel freático (medido a 2,5 m de profundidad en el pozo W1-3 y también observado en los resultados de los modelos TRE – Líneas 7 a la 10); por otro lado, no se observó aumentos en el contenido del agua en profundidad en los sitios del corral de la zona alta, donde el nivel es más profundo, según lo indicaron los modelos TRE de las líneas 1 al 4.

Nitrógeno de nitrato (N-NO₃⁻) – Corral 1

La distribución de las concentraciones de N-NO₃⁻ (mg.kg⁻¹) en el corral C-1, se presentan en la 0(b). En el sector testigo C1-S0 se encontraron 68 kg N-NO₃.ha⁻¹. Los mayores valores fueron encontrados en los primeros 60 cm de profundidad, en la zona baja del corral (C1-S7A, C1-S7B y C1-S10), por encima de 114 kg N-NO₃.ha⁻¹. En la zona alta C1-S0, C1-S3A (43 kg N-NO₃.ha⁻¹) y C1-S3B (45 kg N-NO₃.ha⁻¹) en las líneas TRE 0 y 3, respectivamente presentan valores más bajos de ρ .

Por lo cual se observa que en el corral C-1, los contenidos de N-NO₃ acumulados desde la superficie del terreno hasta una profundidad de 2 m, evidenciaron incrementos con la disminución de la pendiente topográfica (zona baja del corral) acompañando la disminución de la ρ .

Fósforo disponible (P_{disp}) – Corral 1

En la Figura 4.6(c) se presenta la distribución de las concentraciones del P_{disp} en profundidad en el corral C-1. Los mayores valores se presentaron en los sitios C1-S3A y C1-S3B principalmente en la capa de los 0 a 10 cm, ubicados en la zona alta del corral con resistividades de 26 Ωm y 115 Ωm , respectivamente, correspondientes a la TRE de la línea 3. A partir de los 0,3 m y hasta los 3 m, todos los sitios presentan una concentración menor a 20 mg.kg⁻¹, sin embargo para el sitio C1-S10 la concentración de P_{disp} aumentan a partir de los 0,7 m y los 1,6 m en donde se encontró una concentración máxima de 127 mg.kg⁻¹, la cual se encuentra situada en la TRE de la línea 10 ($\rho = 45 \Omega\text{m}$) (sector bajo – lote de cultivo).

Esto indica que el patrón de distribución de la resistividad contrasta igualmente con las concentraciones de P_{disp} (mayor concentración, menor resistividad eléctrica). Las masas acumuladas de P_{disp} desde la superficie del terreno hasta los 2 m de profundidad fueron: en el sitio testigo C1-S0 43 kg P_{disp}.ha⁻¹, en la zona alta C1-S3A (666 kg P_{disp}.ha⁻¹) y C1-S3B (384 kg P_{disp}.ha⁻¹) y sobre el sector bajo de corral C1-S7A y C1-S7B con acumulaciones de 172 kg P_{disp}.ha⁻¹ y 113 kg P_{disp}.ha⁻¹ respectivamente. Finalmente, para sitio C1-S10 (zona baja – lote de cultivo) se observó una acumulación de 1.392 kg P_{disp}.ha⁻¹.

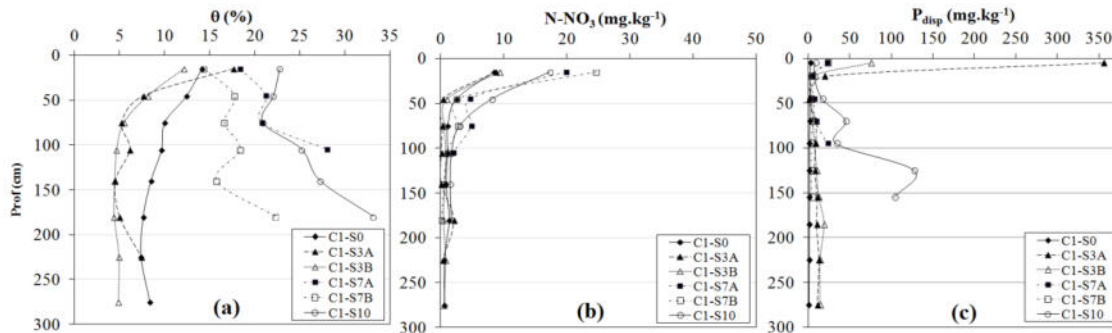


Figura 4.6 Distribución en profundidad de (a) humedad volumétrica y concentraciones de (b) N-NO_3^- , (c) P_{disp} , en el corral C1- (S: muestras profundas).

Para el caso del corral C-2, con mayor cantidad de años bajo la actividad de engorde de ganado, a continuación se presentan los resultados del análisis de las muestras de suelos profundo en función de los patrones de resistividad eléctrica.

Humedad volumétrica - Corral 2

La distribución en profundidad del θ en C-2, se presenta en la 0(a). Los mayores valores de θ se observaron en el sitio C2-S3, que según el modelo TRE de la línea 3, presentó una ρ baja con un valor de $65 \Omega\text{m}$, especialmente en el extremo noroeste del perfil TRE en las cercanías del comedero del corral. Los valores más bajos de θ , correlacionaron con los mayores valores de ρ de los modelos TRE (0) para las diferentes profundidades de muestreo de suelo, según el siguiente orden: sitio C2-S5A (línea 5; $\rho=117 \Omega\text{m}$), sitio C2-S5B (línea 5; $\rho = 170 \Omega\text{m}$), y sitio C2-S0 (línea 0; $\rho = 300 \Omega\text{m}$). Sobre la línea 5, el sitio C2-S5A presentó una resistividad más baja y contenido de agua mayor que los medidos en C2-5B.

En el corral C-2, la pendiente es más suave y no tan definida como la del corral C-1, razón por la cual los diferentes modelos TRE no evidencian un claro descenso de la resistividad en función de la pendiente topográfica dominante del corral. Sin embargo, en ambos corrales los patrones de resistividad coincidieron con la identificación de sitios con mayor o menor contenido de humedad volumétrica.

Nitrógeno de nitrato (N-NO_3^-) - Corral 2

La distribución del N-NO_3^- en profundidad se presenta en la 0(b). Los valores de concentración son mayores que los evaluados en todos los puntos del corral C-1, aún a grandes profundidades. En el sitio C2-S5A se observó el valor más alto en los primeros 90 cm de profundidad, el cual fue mayor al encontrado a la misma profundidad para el sitio C2-S5B. Este contraste coincidió con los valores menos resistivos encontrados en el extremo noroeste identificado en el sondeo TRE de la línea 5 cerca de sitio C2-S5A en donde el valor de la resistividad fue $\rho = 117 \Omega\text{m}$.

Los valores acumulados de N-NO_3^- desde la superficie hasta los 2 m de profundidad fueron: para la zona testigo (C2-S0) $436 \text{ kg.N-NO}_3^-.\text{ha}^{-1}$, mientras que en los sitios dentro del corral superaron los $719 \text{ kg.N-NO}_3^-.\text{ha}^{-1}$. En el corral C-2, el mayor tiempo de confinamiento determinó las altas concentraciones en el perfil del suelo, llegando a ser casi el 100% mayor a lo encontrado en el sitio testigo (C2-S0).

Fósforo disponible (P_{disp}) - Corral 2

La 0(c) muestra la distribución del P_{disp} en profundidad, la cual indica que las mayores concentraciones se presentaron en la profundidad de 0 a 10 cm. El valor promedio del corral fue $350 \text{ mg.P}_{\text{disp}}.\text{kg}^{-1}$ siendo en la zona testigo de $116 \text{ mg.P}_{\text{disp}}.\text{kg}^{-1}$. En el resto de las profundidades evaluadas en los diferentes sitios del C-2, la concentración promedio fue de $36 \text{ mg.P}_{\text{disp}}.\text{kg}^{-1}$.

Las masas acumuladas de P_{disp} en el corral C-2 desde la superficie hasta los 2 m de profundidad fueron: en la zona testigo (C2-S0) un total de $1.088 \text{ kg.P}_{\text{disp}}.\text{ha}^{-1}$ con valor de $\rho = 381 \Omega\text{m}$; mientras que en el sitio próximo al antiguo comedero (C2-S3) se encontró una acumulación de $1.456 \text{ kg.P}_{\text{disp}}.\text{ha}^{-1}$, con una resistividad menor, $63 \Omega\text{m}$; en el sector bajo del corral, en el sitio (C2-S5A) el valor fue similar al testigo.

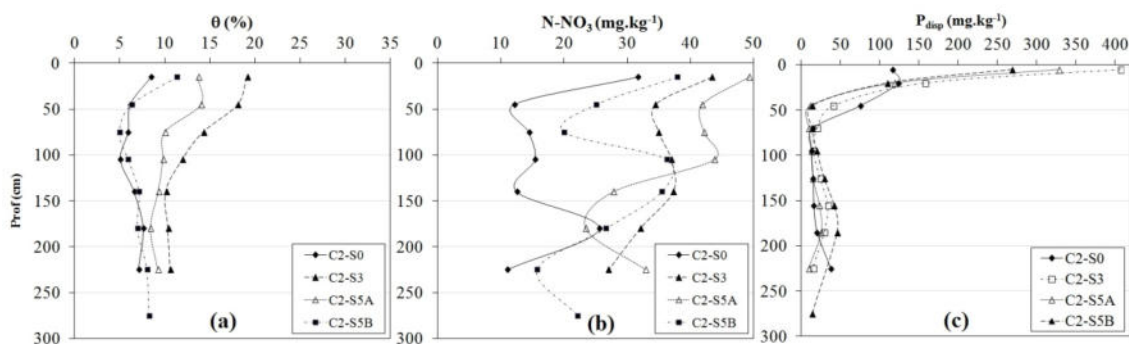


Figura 4.7 Distribución en profundidad de (a) humedad volumétrica y las concentraciones de (b) N-NO_3^- , (c) P_{disp} en corral C-2 (S: muestras profundas).

4.3.4 Relación entre la CEa y las propiedades fisicoquímicas de los suelos

Se llevó a cabo una segunda evaluación, para establecer la relación entre los patrones espaciales de la CEa medida mediante sondeos EMI y las concentraciones del N-NO_3^- y P_{disp} en los corrales que habían sido evaluados en forma exploratoria en la fase inicial. En los corrales C-1 (16 meses de uso al momento 2^{da} campaña) y C-2 (8 años de uso al momento 2^{da} campaña), se seleccionó nuevamente una zona representativa de forma rectangular. Para el caso del corral 1, se utilizó la misma zona evaluada en la fase exploratoria. Para el caso del corral C-2, la evaluación de la topografía realizada en el corral indicó la presencia de una pendiente más representativa del sitio a una distancia a 100 m en el sentido noroeste de la zona en donde se llevó a cabo el muestreo exploratorio, motivo por el cual para esta fase la zona representativa se reubicó (Figura 4.1). En la Figura 4.8 se presentan las áreas donde se realizaron los sondeos EMI, TRE y grilla de muestras de suelo en C-1 y C-2.

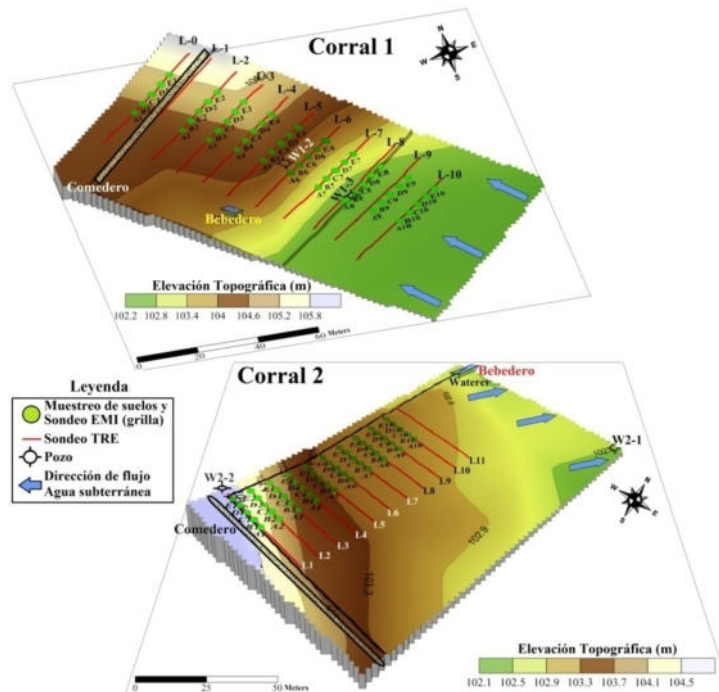


Figura 4.8 Localización de zonas de sondeos EMI, TRE y grilla de muestras de suelo en los corrales C1 y C-2.

Las mediciones de la CEa por medio del método EMI a lo largo de transectas (CE_{aEMI}) que se tuvieron en cuenta para los mapas geoestadísticos son las correspondientes a una frecuencia de 16 kHz.

4.3.5 Análisis de variabilidad espacial de la CE_{aEMI} y CE_{TRE} y su relación con la distribución de propiedades del suelo

El análisis geoestadístico fue realizado para la CE_{aEMI} , la CE_{TRE} ($1/\rho$ medida desde los sondeos TRE), EDW (m), la CE (extracto de pasta de saturación), contenidos de $N-NO_3^-$ y P_{disp} . En la Figura 4.9 se presenta los mapas de distribución espacial de la CE_{aEMI} , CE_{TRE} y propiedades de suelo evaluadas.

Para los casos de interpolación kriging se presentan los respectivos modelos de variogramas experimentales y modelados. Los rangos de los variogramas indican la máxima distancia de correlación espacial o distancia óptima para el muestreo para dichas variables. Para el caso de las concentraciones de $N-NO_3^-$ y P_{disp} fueron de 20 m mientras que para la CE_{aEMI} y la EDW fue de 35 m.

En el sub-área definida por la grilla de muestreo, desde la línea 6 a la línea 10, el mapa de CE_{aEMI} muestra anomalías de alta CEa (entre 23 y 53 $mS.m^{-1}$) el cual coincide con los valores más bajos de ρ que fueron encontrados en los modelos TRE (con resultados desde los 71 a 22 Ωm , lo cual sería equivalente a una CE_{TRE} desde 14 a 45 $mS.m^{-1}$) en la ZNS (0). En la zona alta del corral, la ZNS tiene valores bajos de CE_{aEMI} con un rango entre 5 y 23 $mS.m^{-1}$, lo cual también coincide con los evaluados mediante los sondeos TRE en el mismo sector equivalente a una CE_{TRE} de 4 a 14 $mS.m^{-1}$.

El importante aumento de la CEa de la ZNS en la zona baja del corral C-1 y zona del cultivo, probablemente puede deberse, como ya se ha comentado, al incremento del escurrimiento superficial por la compactación del suelo y la pendiente. El contenido de agua en el suelo, indicado por medio de la EDW, también presenta la misma tendencia que la CEa, incrementado su valor en la zona baja del corral.

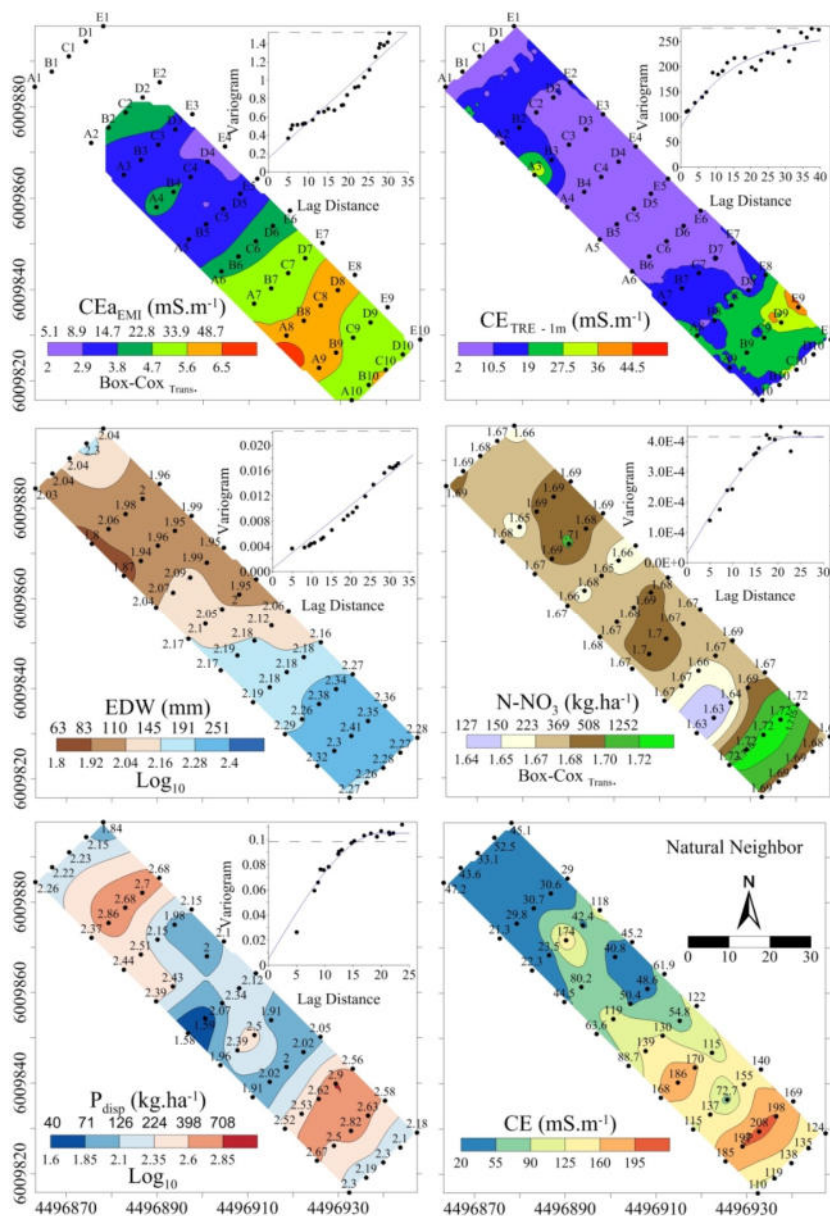


Figura 4.9 Mapas de distribución espacial de CE_{aEMI} (16 kHz) (transformación Box-Cox) (Kriging); $CE_{TRE}(1\text{ m de prof.})$ (Kriging); EDW (transformación Log_{10}) (Kriging); $N\text{-NO}_3$ (transformación Box-Cox) (Kriging); P_{disp} (transformación Log_{10}) (Kriging); CE (por natural neighbor) – Corral C-1.

Este mismo comportamiento es el mostrado por la distribución espacial del $N\text{-NO}_3^-$, el P_{disp} y la CE en extracto de pasta de saturación. En el caso particular del corral 1, la dirección de la pendiente del terreno, es un factor incidente en los aumentos de CE_{TRE} evidenciados desde la línea 6 a la 10; por otra parte la presencia de la capa compacta superficial de estiércol facilita la escorrentía. Por lo tanto, el $N\text{-NO}_3^-$ y P_{disp} son

producto no solo del estiércol, sino también de la mineralización de la materia orgánica, localizados en los sitios típicos de acumulación en estos sistemas (comederos y bebederos), pueden movilizarse en los eventos de lluvias por medio de la escorrentía, acumulándose e infiltrando en las zonas bajas del corral y zonas adyacentes a los mismos. Las máximas concentraciones de P_{disp} en el primer metro de suelo fueron encontradas en la grilla de muestreo no sólo en la zona baja del corral puntos D8 y C9 (45 a 70 $kg \cdot ha^{-1}$), sino que también se identificaron valores altos (70 a 95 $kg \cdot ha^{-1}$) en el sector de comederos (B2). La movilidad del fósforo en el suelo es mucho más baja que la del nitrato (Sims *et al.*, 1998) y la principal forma de pérdida es a través del escurrimiento superficial. Esto es debido a la interacción del P con los componentes orgánicos e inorgánicos del suelo, resultando en concentraciones bajas del ion en la solución del suelo, razón por lo cual se considera que presentan bajo riesgo de pérdida por lixiviación. Pero Ojekami *et al.* (2011) muestran, a través de estudios de lixiviación en columnas de suelos, que el fósforo puede perderse a través de lixiviación cuando se presentan altas tasas de aplicación de estiércol en superficie, como podría ser en el caso particular de un corral de engorde intensivo.

En el Cuadro 4.1, se presenta la matriz de correlación entre todos los pares de variables evaluados. Se observa que la CE_{aEMI} y la CE_{TRE} , correlacionaron linealmente con la EDW, lo cual significa que para dichos pares se presenta una alta significancia. Esto confirma que para este tipo de ambiente, el contenido de agua presenta una gran influencia sobre la conductividad eléctrica aparente (CE_a).

La CE_{aEMI} presentó una alta correlación negativa con los niveles topografía ($r = -0,9$ y $pnc = 10-16$), lo cual era esperable al observar los resultados de la CE_a en las Figuras 5.12 y 5.13, donde los mayores valores de CE_a se encuentran en la zona de topografía más baja. Por otra parte la EDW igualmente correlacionó inversamente muy bien con la topografía ($r = -0,84$ y $pnc = 10-14$), indicando claramente la influencia del aporte de agua a las zonas bajas del corral por parte de la escorrentía superficial, con lo cual al mismo tiempo se incrementa el contenido de agua en el perfil del suelo. La CE_{TRE} se correlacionó fuertemente con la CE (pasta de saturación). Para el caso del corral 1, si bien el $N-NO_3^-$ no presentó una correlación fuerte con la CE_{aEMI} , el patrón de distribución de los mapas de $N-NO_3^-$ es similar al de CE_{aEMI} , implicando que existe algún grado de dependencia espacial.

Finalmente para el caso del P_{disp} , se presentó una correlación moderada tanto con la CE_{aEMI} y CE_{TRE} . Las ecuaciones lineales para las variables con mayor grado de correlación se presentan en el Cuadro 4.1.

Cuadro 4.1 Matriz de correlación entre todos los pares de variables CE_{EMI} , CE_{TRE} y propiedades del suelo y ecuaciones lineales entre la CE_a y las propiedades de suelos con alta correlación – Corral 1. Se presentan coeficientes de Pearson (r) – triángulo inferior izquierdo, probabilidad de no correlación $p_{(nc)}$ triángulo superior derecho.

| r \ $p_{(nc)}$ | EDW (mm) | N-NO ₃ (kg.ha ⁻¹) | P _{dissp} (kg.ha ⁻¹) | EC (mS.m ⁻¹) | CE _{a EMI} (mS.m ⁻¹) | CE _{TRE} (mS.m ⁻¹) | Topo |
|---|----------|--|---|--------------------------|---|---|----------|
| EDW (mm) | | 5.0E-04 | 0.0224 | 1.3E-08 | 2.4E-11 | 5.5E-06 | 2.4E-14 |
| N-NO ₃ (kg.ha ⁻¹) | 0.4700 | | 0.00332 | 0.00003 | 0.16966 | 0.00583 | 0.01091 |
| P _{dissp} (kg.ha ⁻¹) | 0.3291 | 0.4154 | | 0.37202 | 0.01051 | 7.76E-05 | 0.18223 |
| EC (mS.m ⁻¹) | 0.7132 | 0.5600 | 0.1332 | | 2.6E-05 | 5.67E-03 | 6.18E-10 |
| CE _{a EMI} (mS.m ⁻¹) | 0.8279 | 0.2186 | 0.4051 | 0.6134 | | 9.21E-05 | 8.60E-16 |
| CE _{TRE} (mS.m ⁻¹) | 0.6505 | 0.4283 | 0.5964 | 0.4402 | 0.5982 | | 2.57E-05 |
| Topo | -0.8401 | -0.3571 | -0.1958 | -0.7539 | -0.9018 | -0.6134 | |

| CE _{a EMI} vs | EDW (mm) | P _{dissp} (kg.ha ⁻¹) | EC (mS.m ⁻¹) | CE _{TRE} (mS.m ⁻¹) | Topo |
|------------------------|------------------------|---|--------------------------|---|-------------------------|
| r | 0.8279 | 0.4051 | 0.6134 | 0.5982 | -0.9018 |
| Ecuación | $y = 3.7913x + 62.814$ | $y = 7.0463x + 91.264$ | $y = 3.2432x + 34.979$ | $y = 0.5941x + 0.3991$ | $y = -0.0762x + 105.27$ |

Para el corral 2, los modelos de ρ obtenidos a partir de los sondeos de TRE, se presentan en la Figura 4.10. El nivel del agua subterránea, fue medido para la fecha en el cual se hizo esta campaña a una profundidad de 6,6 m en el pozo W2-2. Coincidiendo con el descenso de resistividad en los modelos, entre los 5 a 6 m de profundidad (línea TRE 1 - Figura 4.10). Las líneas punteadas localizadas entre 0 a 25 m de cada uno de los modelos TRE, indican aproximadamente el volumen explorado por los sondeos EMI.

La ρ de la zona no saturada del sondeo testigo (TRE fuera del corral), presentan valores de alrededor de 300 a 500 Ω m, los cuales al igual a los identificados en la fase exploratoria corresponden a sedimentos franco arenosos. Los valores más bajos de resistividad fueron encontrados para la zona no saturada a lo largo de la línea 2 (14 a 50 Ω m) cerca del comedero abandonado. Hay un decrecimiento en los valores de la resistividad en todos los modelos en profundidad, indicando la presencia del agua subterránea. Para esta zona del corral 2, no se presentaron descensos en los valores de resistividad en función de la dirección principal de la pendiente.

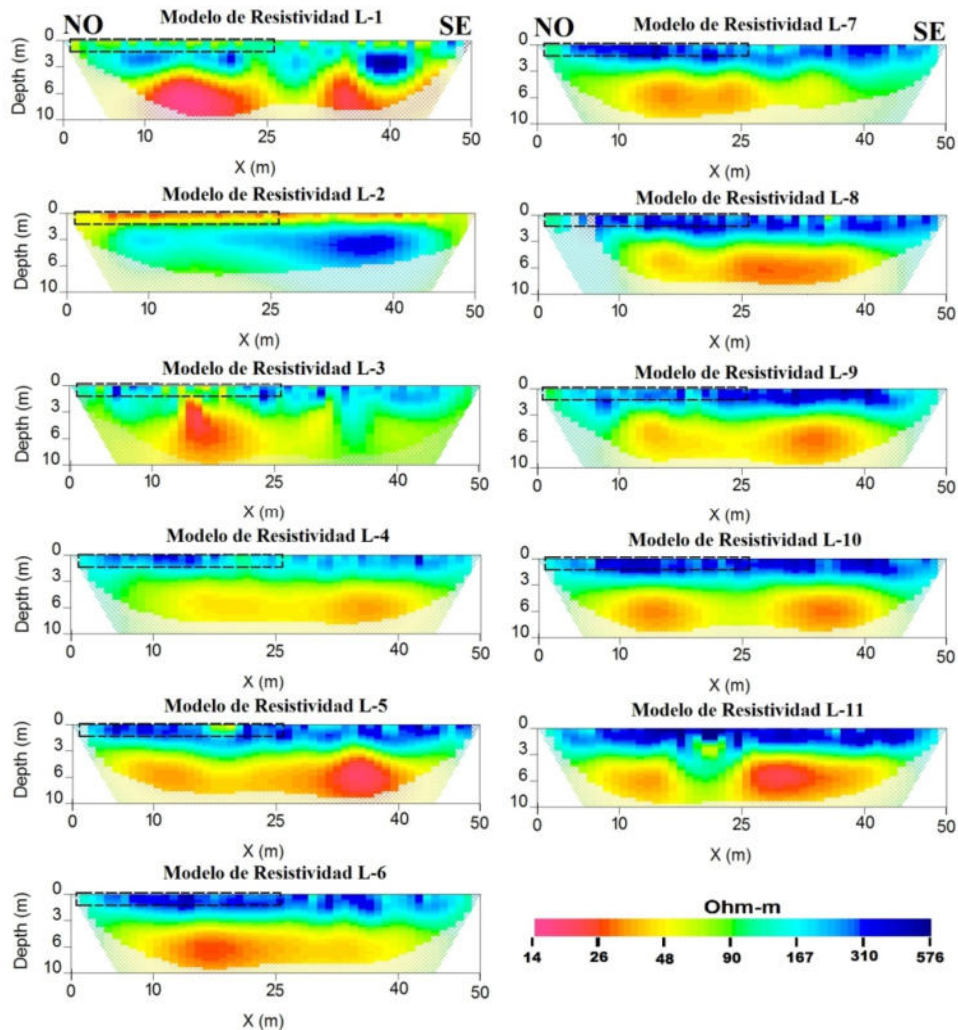


Figura 4.10 Modelos de resistividad eléctrica obtenidos con TRE - zona y profundidad de exploración obtenida con los sondeos EMI a 16kHz – Corral C-2.

En la Figura 4.11 se presentan los mapas de las variables medidas en la grilla de muestreo realizada en el corral 2, con los variogramas en caso de normalidad; las variables EDW y P_{disp} mostraron una correlación espacial con un rango cercano a los 20 m, mientras que el $N-NO_3^-$ tuvo un rango cercano a los 12 m.

El mapa de CE_{EMI} presenta los mayores valores entre 17 a 30 $mS.m^{-1}$ a lo largo de la línea 2. Por otro lado en el modelo TRE en la misma línea, se presentaron los valores más bajos de resistividad eléctrica, los cuales oscilaron en un rango de 14 a 50 Ωm y que corresponderían a valores de CE_{TRE} entre los 20 a 71 $mS.m^{-1}$, muy cercanos a los resultados obtenidos por el método de exploración EMI. Estos valores podrían deberse a la cercanía del antiguo comedero del corral localizado a lo largo de la línea 1. Esta área también se caracteriza por ser un sector donde los animales permanecen gran parte del tiempo, mientras se encuentran en encierro. La acumulación de materia orgánica producto de sus excretas podría ser la causante de los valores elevados de CE_a identificados sobre la línea 2, respecto a la zona testigo (2 a 6 $mS.m^{-1}$).

En el corral 2, la pendiente es más suave que la del corral 1 y como se ha comentado anteriormente no hay presencia de la capa superficial de estiércol compacta en gran parte del mismo. Por esta razón no se observa aumento de la CEa debido al escurrimiento superficial en las zonas bajas del área evaluada.

La humedad del suelo medida como EDW, fue máxima en los sectores altos de la zona evaluada (líneas 1 y 2). Por otra parte los valores de $N-NO_3^-$, P_{disp} y CE también presentaron altos valores en este sector, sin embargo también fueron elevados en la zona baja a lo largo de las líneas 8 y 9.

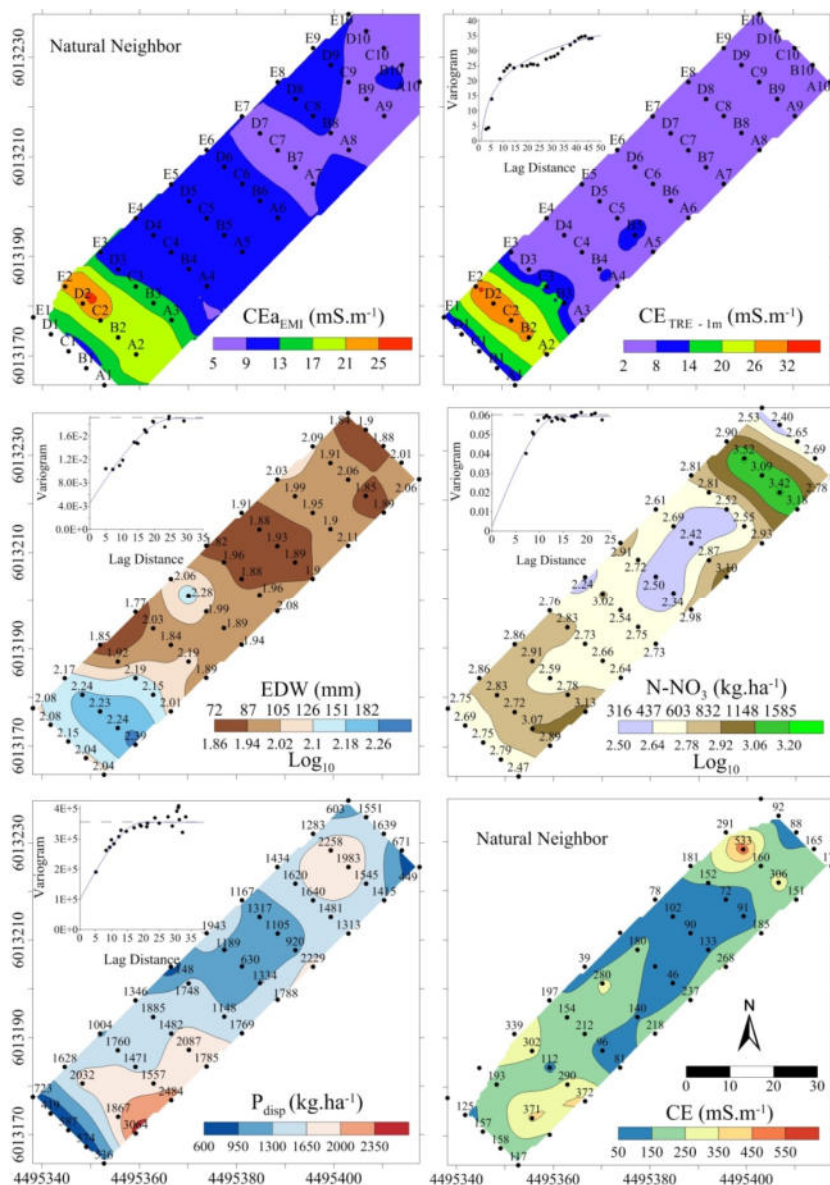


Figura 4.11 Mapas de distribución espacial de CE_{EMI} (16 kHz) (natural neighbor); CE_{TRE} (1 m de prof.) (Kriging); EDW (transformación Log₁₀) (Kriging); $N-NO_3$ (transformación Log₁₀) (Kriging); P_{disp} (Kriging); CE (natural neighbor) – Corral C-2.

El Cuadro 4.2 presenta la matriz de correlación entre las propiedades eléctricas y las propiedades físicas de suelo para el corral 2. Una buena correlación fue encontrada para CE_{aEMI} y CE_{TRE} con la EDW; por otro lado se presentó una alta correlación positiva entre la CE_{aEMI} y CE_{TRE} con la topografía de la zona evaluada. La conductividad medida en extracto de pasta de saturación (CE) correlacionó con el contenido de $N-NO_3$. Finalmente tanto la CE_{aEMI} como la CE_{TRE} correlacionaron moderadamente con el contenido de P_{disp} . Las ecuaciones lineales de las más altas correlaciones encontradas para el corral 2, se presentan el Cuadro 4.2.

Cuadro 4.2 Matriz de correlación entre todos los pares de variables CE_{aEMI} , CE_{TRE} y propiedades del suelo y ecuaciones lineales entre la CEa y las propiedades de suelos con alta correlación – Corral 2. Se presentan coeficientes de Pearson (r) – triángulo inferior izquierdo, probabilidad de no correlación p(nc) triángulo superior derecho.

| r \ p(nc) | EDW (mm) | N-NO ₃ (kg.ha ⁻¹) | P _{disp} (kg.ha ⁻¹) | EC (mS.m ⁻¹) | CE _{aEMI} (mS.m ⁻¹) | CE _{TRE} (mS.m ⁻¹) | Topo |
|--|----------|--|--|--------------------------|--|---|----------|
| EDW (mm) | | 8.5E-01 | 0.0418 | 4.5E-01 | 1.1E-06 | 1.8E-07 | 6.6E-04 |
| N-NO ₃ (kg.ha ⁻¹) | -0.0281 | | 0.00299 | 0.00000 | 0.74150 | 0.88625 | 0.38578 |
| P _{disp} (kg.ha ⁻¹) | 0.2950 | 0.4197 | | 0.0039629 | 0.00800 | 2.05E-02 | 0.34608 |
| EC (mS.m ⁻¹) | 0.1208 | 0.7605 | 0.4353 | | 4.7E-02 | 1.46E-01 | 4.53E-01 |
| CE _{aEMI} (mS.m ⁻¹) | 0.6907 | -0.0546 | 0.4294 | 0.3427 | | 6.00E-16 | 7.09E-16 |
| CE _{TRE} (mS.m ⁻¹) | 0.6876 | 0.0219 | 0.3522 | 0.2405 | 0.9126 | | 1.53E-12 |
| Topo | 0.4654 | -0.1253 | -0.1390 | 0.1189 | 0.9118 | 0.8314 | |

| CE _{aEMI} vs | EDW (mm) | P _{disp} (kg.ha ⁻¹) | EC (mS.m ⁻¹) | CE _{TRE} (mS.m ⁻¹) | Topo |
|-----------------------|----------------------|--|--------------------------|---|----------------------|
| r | 0.6907 | 0.4294 | 0.3427 | 0.9126 | 0.9118 |
| Ecu. | y = 6.9433x + 28.343 | y = 55.985x + 947.4 | y = 10.885x + 77.591 | y = 1.7617x - 12.457 | y = 0.0805x + 102.51 |

4.3.6 Caracterización del agua subterránea

Las muestras de agua subterránea fueron extraídas en los pozos de monitoreo (en el corral 1 W1-2, W1-3 y corral 2 W2-1 y W2-2) en dos años consecutivos (Agosto/2008 y Agosto/2009), midiéndose simultáneamente las profundidades del nivel freático.

Los resultados de los análisis químicos de las muestras de agua del corral C-1 y C-2, se presentan en el Cuadro 4.3 junto el balance iónico de cationes y aniones expresados en (meq.l⁻¹) y el porcentaje de error. El agua fue clasificada como “clorurada sódica” en el pozo W1-2 y “bicarbonatada sódica” en el W1-3. La pendiente de la topografía regional y la dirección del flujo de agua subterránea tiene dirección sureste-noroeste (Galindo *et al.*, 2010). Localmente teniendo en cuenta la topografía y las mediciones de niveles freáticos en los pozos, el flujo de agua subterránea coincide con la dirección de flujo regional.

Los resultados presentan un incremento en la salinidad en el pozo W1-2, posiblemente asociado a la cercanía con el bebedero del corral. Se observaron valores mayores de CE, Cl⁻ y SO₄²⁻ con respecto al pozo W1-3. Los pozos del C-1 presentan la tendencia al aumento de la salinidad con la dirección del flujo regional, sin embargo, estos aumentos locales podrían deberse por la infiltración de sales de estiércol acumulado en la zona de los bebederos.

Por otro lado, respecto a los resultados de los pozos muestreados en el corral C-2, el agua subterránea se clasificó como “bicarbonatada sódica” en el pozo W2-1 y de tipo bicarbonato cálcica en el pozo W2-2. Se observaron valores mucho más altos de Cl⁻, SO₄²⁻ y P_{solu} en el agua subterránea del pozo W2-2, el cual se encuentra ubicado en la zona del antiguo comedero del corral.

Cuadro 4.3 Análisis geoquímico de aguas subterráneas de pozos Corrales C-1 (W1-2, W1-3) y C-2 (W2-1, W2-2).

| Muestreo agua subterránea Agos / 2008 | | | | | | | | | | |
|---------------------------------------|---|--|--|--|---|--|--|---|--|---|
| Pozo | Na ⁺ (mg.Γ ¹) | K ⁺ (mg.Γ ¹) | Ca ²⁺ (mg.Γ ¹) | Mg ²⁺ (mg.Γ ¹) | Cl ⁻ (mg.Γ ¹) | SO ₄ ⁼ (mg.Γ ¹) | CO ₃ ⁼ (mg.Γ ¹) | HCO ₃ ⁻ (mg.Γ ¹) | NO ₃ ⁻ (mg.Γ ¹) | PO ₄ ⁻³ (mg.Γ ¹) |
| W1-2 | 659.82 | 32.52 | 236.60 | 178.52 | 1227.35 | 705.10 | - | 409.81 | 6.00 | 0.32 |
| W1-3 | 582.91 | 22.64 | 37.65 | 49.15 | 70.62 | 62.94 | - | 1742.30 | 8.00 | 0.75 |
| W2-1 | 114.25 | 7.70 | 26.53 | 20.59 | 15.45 | 14.32 | - | 454.59 | 56.00 | 0.06 |
| W2-2 | 113.28 | 19.96 | 192.64 | 38.09 | 92.45 | 44.49 | - | 893.95 | 49.00 | 2.43 |

| Pozo | Na ⁺ (meq.Γ ¹) | K ⁺ (meq.Γ ¹) | Ca ²⁺ (meq.Γ ¹) | Mg ²⁺ (meq.Γ ¹) | Cl ⁻ (meq.Γ ¹) | SO ₄ ⁼ (meq.Γ ¹) | CO ₃ ⁼ (meq.Γ ¹) | HCO ₃ ⁻ (meq.Γ ¹) | NO ₃ ⁻ (meq.Γ ¹) | PO ₄ ⁻³ (meq.Γ ¹) |
|------|--|---|---|---|--|---|---|--|---|--|
| W1-2 | 28.69 | 0.83 | 11.83 | 14.88 | 34.57 | 14.69 | - | 6.72 | 0.10 | 0.00 |
| W1-3 | 25.34 | 0.58 | 1.88 | 4.10 | 1.99 | 1.31 | - | 28.56 | 0.13 | 0.01 |
| W2-1 | 4.97 | 0.20 | 1.33 | 1.72 | 0.44 | 0.30 | - | 7.45 | 0.90 | 0.00 |
| W2-2 | 4.93 | 0.51 | 9.63 | 3.17 | 2.60 | 0.93 | - | 14.65 | 0.79 | 0.03 |

| Pozo | CE mS.cm ⁻¹ | pH | Cu ²⁺ (μg.Γ ¹) | As ⁵⁺ (μg.Γ ¹) | Zn ²⁺ (μg.Γ ¹) | Total Cationes | Total Aniones | % E.B |
|------|---------------------------|------|--|--|--|-------------------|------------------|-------|
| W1-2 | 2.90 | 8.00 | 6.76 | 5.18 | 36.87 | 56.23 | 56.08 | 0.13 |
| W1-3 | 0.60 | 8.00 | 17.54 | 192.77 | 14.76 | 31.90 | 32.00 | 0.15 |
| W2-1 | 2.20 | 8.00 | 385.34 | 20.24 | 442.71 | 8.21 | 9.09 | 5.10 |
| W2-2 | 1.50 | 7.00 | 6.11 | 15.39 | 27.62 | 18.24 | 19.00 | 2.04 |

| Muestreo agua subterránea Agos / 2009 | | | | | | | | | | |
|---------------------------------------|---|--|--|--|---|--|--|---|--|---|
| Pozo | Na ⁺ (mg.Γ ¹) | K ⁺ (mg.Γ ¹) | Ca ²⁺ (mg.Γ ¹) | Mg ²⁺ (mg.Γ ¹) | Cl ⁻ (mg.Γ ¹) | SO ₄ ⁼ (mg.Γ ¹) | CO ₃ ⁼ (mg.Γ ¹) | HCO ₃ ⁻ (mg.Γ ¹) | NO ₃ ⁻ (mg.Γ ¹) | PO ₄ ⁻³ (mg.Γ ¹) |
| W1-2 | 459.35 | 67.17 | 150.48 | 45.00 | 860.00 | 294.00 | - | 130.10 | - | - |
| W1-3 | 565.10 | 194.18 | 15.96 | 15.00 | 255.00 | 167.00 | - | 902.31 | 309.16 | - |
| W2-1 | 117.50 | 23.42 | 14.25 | 15.00 | 30.00 | 5.00 | - | 377.71 | 52.86 | - |
| W2-2 | 66.30 | 33.58 | 27.93 | 21.00 | 30.00 | 19.00 | - | 302.17 | 50.98 | - |

| Pozo | Na ⁺ (meq.Γ ¹) | K ⁺ (meq.Γ ¹) | Ca ²⁺ (meq.Γ ¹) | Mg ²⁺ (meq.Γ ¹) | Cl ⁻ (meq.Γ ¹) | SO ₄ ⁼ (meq.Γ ¹) | CO ₃ ⁼ (meq.Γ ¹) | HCO ₃ ⁻ (meq.Γ ¹) | NO ₃ ⁻ (meq.Γ ¹) | PO ₄ ⁻³ (meq.Γ ¹) |
|------|--|---|---|---|--|---|---|--|---|--|
| W1-2 | 19.97 | 1.72 | 7.52 | 3.75 | 24.23 | 6.13 | - | 2.13 | - | - |
| W1-3 | 24.57 | 4.98 | 0.80 | 1.25 | 7.18 | 3.48 | - | 14.79 | 4.99 | - |
| W2-1 | 5.11 | 0.60 | 0.71 | 1.25 | 0.85 | 0.10 | - | 6.19 | 0.85 | - |
| W2-2 | 2.88 | 0.86 | 1.40 | 1.75 | 0.85 | 0.40 | - | 4.95 | 0.82 | - |

| Pozo | CE mS.cm ⁻¹ | pH | Cu ²⁺ (μg.Γ ¹) | As ⁵⁺ (μg.Γ ¹) | Zn ²⁺ (μg.Γ ¹) | Total Cationes | Total Aniones | % E.B |
|------|---------------------------|------|--|--|--|-------------------|------------------|-------|
| W1-2 | 3.26 | 7.66 | - | - | 120.00 | 32.97 | 32.48 | 0.74 |
| W1-3 | 2.62 | 8.15 | 33.00 | 101.00 | 250.00 | 31.60 | 30.44 | 1.86 |
| W2-1 | 0.69 | 7.56 | 7.00 | 11.00 | 161.00 | 7.67 | 7.99 | 2.06 |
| W2-2 | 0.66 | 7.64 | - | 5.00 | 110.00 | 6.89 | 7.02 | 0.91 |

4.3.7 Zonificación de zonas de muestreo de columnas de suelo

Para la selección de columnas inalteradas de suelo para los ensayos de lixiviación y posterior validación de un modelo de flujo y transporte, fueron analizados los diferentes patrones de variabilidad de la CEa y las propiedades del suelo, así como los procesos que influyen de manera significativa (pendiente, tiempo de uso, presencia de capa compacta de estiércol). En base a ello se seleccionó al corral 1 como el corral en donde fueron obtenidas las columnas experimentales.

Los rangos de CEa asignados fueron los siguientes: CEa alta (69,2 a 23,1 $\text{mS}\cdot\text{m}^{-1}$), CEa media (23,1 a 12,8 $\text{mS}\cdot\text{m}^{-1}$), y CEa baja (12,8 a 5,1 $\text{mS}\cdot\text{m}^{-1}$). Una vez identificadas las respectivas coordenadas de ubicación de cada uno de los puntos de CEa, se localizaron en campo y se obtuvieron las columnas.

En la 0se presenta la distribución de la zonificación de la CEa_{EMI} para los rangos establecidos y la localización de los tres sitios donde fueron obtenidas las columnas experimentales. La zona de CEa alta representa el 51% del área del corral evaluado y se ubica principalmente en la zona baja del corral y parte del lote de cultivo; la zona de CEa media representa el 20% del total de sector evaluado en el corral y su ubicación en función de la topografía abarca tanto la zona alta y media del mismo. Finalmente, la zona de CEa baja representa el 29 % de la zona evaluada en el corral 1 y se distribuyó tanto en la zona alta del corral como la media, desde el punto de vista de la topografía.

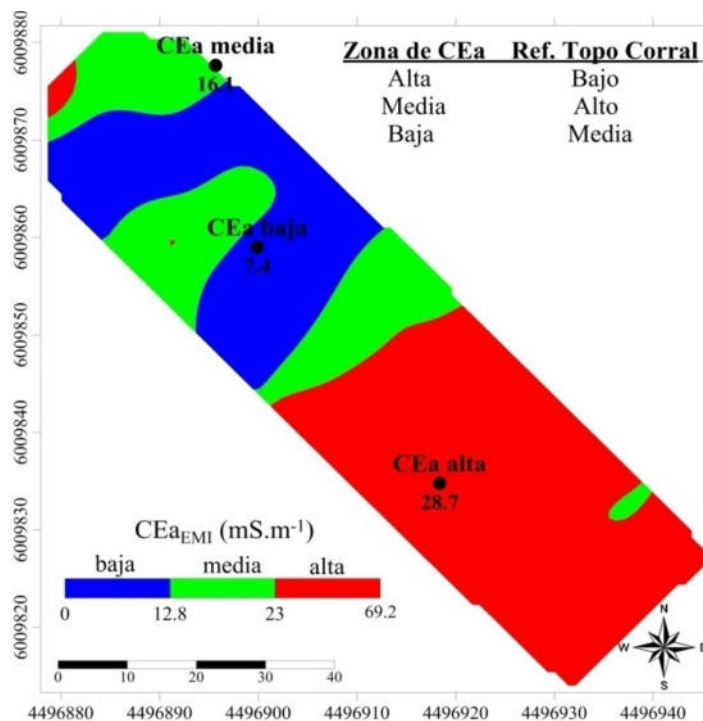


Figura 4.12 Zonificación de CEa EMI (16 kHz) y localización de columnas experimentales de suelos – Corral C-1

4.4 Discusión de los resultados geofísicos y su relación con las propiedades del suelo

En ambos corrales, la ρ estuvo fuertemente dominada por las fuentes locales de estiércol, especialmente en corrales con alta carga de animales. El alto contenido de Cox

observado en la superficie de los suelos en ambos corrales (Heredia *et al.*, 2009), podría producir una mayor tasa de mineralización de materia orgánica, especialmente en el corral C-2.

En el corral C-1, el descenso de ρ en la zona no saturada está asociado con la cercanía de los bebederos (líneas 5 y 6) y el comedero (líneas 1 y 3), donde se presenta acumulación de estiércol. La zona baja del corral se caracteriza por presentar baja pendiente, lo cual implica menor escurrimiento, mayor infiltración, lixiviación y recarga, estos efectos se evidenciaron a través del decrecimiento de la ρ observada en las líneas 6 a 9. La reducción de resistividad en profundidades mayores a los 3 m, desde la zona de pendiente media a baja (entre las líneas 6 a 9), indicó la presencia de agua subterránea, cuya salinidad también podría verse afectada por fuentes locales de contaminación, lo cual se pudo confirmar con los resultados mostrados por las TRE, el perfil del contenido de agua volumétrico (0(a)) y muestras de agua subterránea.

En la **¡Error! No se encuentra el origen de la referencia.**(a) y (b) se presentan las correlaciones entre la profundidad equivalente (EDW) y la CE_{TRE} inversa de la resistividad obtenida de cada ESL correspondiente a los sitios muestreados en los corrales C-1 y C-2. Se obtuvieron coeficientes de correlación de 0,57 y de $R^2 = 0,66$ ($p < 0,01$) para los corrales 1 y 2 respectivamente. Esto ratifica la asociación entre los altos valores de contenido de agua volumétrica con valores de resistividad eléctrica bajos (alta CEa). Esto podría inducir a pensar que la CEa resulta un buen indicador de la salinidad del suelo evaluada en los sitios de elevado contenido de agua.

Por otro lado, en el caso de la distribución de $N-NO_3^-$ en los diferentes perfiles de suelo, las mayores concentraciones se presentaron en el estrato más superficial, los tenores de $N-NO_3^-$ disminuyeron abruptamente por debajo de la capa de estiércol compacta la cual fue identificada en el corral 1 y es típica de este tipo de agrosistemas. Esta capa además de presentar baja permeabilidad hidráulica, podría impedir la lixiviación del NO_3^- a capas más profundas, y por otro lado podría también incrementar el proceso de escurrimiento superficial hacia zonas topográficas más bajas. Esta característica podría explicar el aumento leve que se presentan en las muestras por debajo de los 50 cm en el sitio C1-S10 (0(c)), el cual se encontraba ubicado a 20 metros del límite inferior del C-1 y donde no se encuentra desarrollada la capa de estiércol compacta.

En el corral C-1, no hubo correlación entre la CE_{TRE} y el $N-NO_3^-$, debido posiblemente a que los valores de concentración encontrados no fueron muy altos o posiblemente a la presencia de otros iones dominantes en la solución del suelo. Es evidente que el tiempo de confinamiento de los animales, incide directamente en la acumulación de materia orgánica en la superficie de los corrales. En el caso del C-1 con 6 meses de ocupación al momento en que se realizaron las exploraciones, el tiempo corto de confinamiento pudo producir una mayor heterogeneidad en la distribución de nutrientes y sales en el perfil del suelo, lo cual podría disminuir la eficiencia de la exploración geofísica. En este caso los resultados de la CE_{TRE} parecen estar más influenciados por el contenido de agua que por la concentración del $N-NO_3^-$ en el perfil del suelo.

En los sitios muestreados del corral C-2 no se evidenció la existencia de la capa compacta de estiércol típica de estos sistemas. Por otro lado, el patrón de distribución de $N-NO_3^-$ en un suelo con manejo agrícola se caracteriza por una disminución en profundidad (Rimski-Korsakov *et al.*, 2004). Esto contrasta con lo observado en la 0(b) con la distribución en C-2, donde se presentan profundidades de concentración máximos

y mínimos, posiblemente asociados a pulsos de lixiviación que transportan el nitrato a lo largo del perfil. Estos nitratos a su vez son producto de la mineralización del estiércol movilizados por efecto de la infiltración del agua en los eventos de lluvia. Esta dinámica y el mayor tiempo de uso con presencia de animales es la causante de estas altas concentraciones de N-NO_3^- , el cual no es aprovechado por las raíces de las plantas debido a su ausencia en el interior de los corrales. Este movimiento se ve favorecido por la ausencia de la capa compacta en zona baja de C-2.

Si bien el contenido de agua en el perfil del suelo presenta una moderada correlación con la CE_{TRE} (Figura 4.13(a), (b)), el contenido de agua en el suelo es el principal factor para el proceso de advección en el transporte de N-NO_3^- y otros iones en el suelo. Por lo tanto, la distribución del N-NO_3^- puede estar afectada por el contenido de agua, el cual a su vez se relaciona con la CE_{TRE} . Este resultado concuerda con el de Eigenberg *et al.* (2008), quienes detectaron correlaciones entre la CE_a obtenida de estudios electromagnéticos y las concentraciones de NO_3^- , Cl^- y P en sitios de tratamiento con residuos de estiércol animal. Eigenberg y Nienaber (2003), también identificaron claramente por este método en suelos agrícolas, con aplicación de estiércol-compost proveniente de corrales de engorde, la eficiencia de las coberturas vegetales en minimizar los niveles de N disponible en el suelo antes y después de la cosecha de maíz, cuando el N soluble está más sujeto a pérdida.

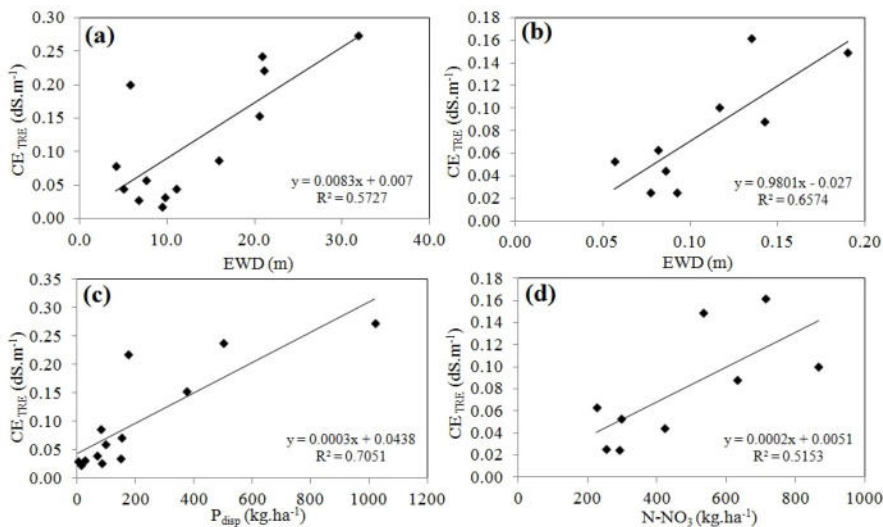


Figura 4.13 Correlación entre conductividad eléctrica CE_{TRE} y (a) EDW (corral 1), (b) EDW (corral 2), (c) P_{disp} (corral 1) (d) N-NO_3^- (corral 2)

Por otra parte, una mayor influencia de las lixiviaciones de N-NO_3^- en el perfil del suelo fueron observadas en los diferentes modelos TRE, en los suelos francos arenosos del corral C-2, el cual tenía mayor tiempo de presencia de animales (7 años) y ausencia en la mayor parte de su superficie, de la capa de estiércol compacta. La acumulación de estiércol tiene como resultado el incremento de materia orgánica lo cual fue evidenciado por Heredia *et al.* (2009) para ambos corrales. Para suelos con altos contenidos de arena, como es el caso de la zona de estudio de Trenque Lauquen, esta acumulación de materia orgánica en superficie puede ser vista como beneficiosa para incrementar la fertilidad del suelo. Sin embargo, también se pueden producir impactos negativos debido a la mineralización de la misma y la subsecuente lixiviación del NO_3^- (Basso y Ritchie, 2005).

Portela *et al.* (2006) también encontraron que la principal fuente de lixiviación de NO_3^- fue la mineralización de la materia orgánica en suelos pampeanos con mayores contenidos de carbono orgánico y agua que los suelos de los corrales evaluados en Trenque Lauquen. Las entradas de estiércol bovino por largos períodos como los observados en el corral C-2 resultan en un gran riesgo de contaminación, incluso tiempo después del inicio de la actividad en los corrales de engorde coincidiendo con los resultados obtenidos por Eigenberg y Nienaber (2003).

Los resultados de esta fase de muestreo de suelos guiado desde los resultados de los diferentes modelos TRE, alertan sobre el desarrollo de algunos procesos que pueden afectar la calidad del agua superficial o cuerpos lagunares, los cuales pueden ser alcanzados por la escorrentía proveniente de los corrales que se encuentran ubicados en las cercanías de corrales de engorde. Además la infiltración de los nutrientes de estiércol a través de zonas del perfil del suelo donde la humedad del suelo es alta, puede causar la contaminación del agua subterránea cuando se presentan niveles estáticos someros.

Regionalmente, Galindo *et al.* (2010) en un relevamiento hidroquímico realizado en el agua subterránea en el establecimiento de Trenque Lauquen, en un área de 10.000 ha, encontraron para muestras con un promedio de 20 metros de profundidad un alto nivel de salinización. El agua fue clasificada como salobre, excepto en los lentes de agua dulce alojados en las zonas medanosas características del lugar. La conductividad eléctrica (CE) del agua subterránea arrojó un valor medio de $2,4 \text{ mS.cm}^{-1}$ en ese estudio. Las evaluaciones realizadas por los mismos autores en el pozo W1-1, localizado en el zona alta de C-1 encontraron valores de CE de $5,4 \text{ mS.cm}^{-1}$, una concentración de NO_3^- de 26 mg.l^{-1} y P_{solu} de $0,045 \text{ mg.l}^{-1}$. En el corral 2, todos los parámetros analizados fueron superiores a los valores regionales reportados por Galindo *et al.* (2010). Como se puede observar en el Cuadro 5.3, en los pozos W2-1 y W2-2 se encontraron concentraciones de NO_3^- 56 y 49 mg.l^{-1} de y para el caso P_{solu} de 0,06 y $2,4 \text{ mg.l}^{-1}$ respectivamente en el año 2008.

En el año siguiente, se encontraron valores mayores de CE en los dos pozos y de NO_3^- (309 mg.l^{-1}) en el pozo W1-3 de la zona baja, mucho mayor que el umbral para consumo humano y animal CAA (2007) y que la media regional de $61,5 \text{ mg.l}^{-1}$ (Galindo *et al.*, 2010). No se detectó NO_3^- en W1-2, pudiendo deberse a la escorrentía superficial en el sitio de mayor pendiente permitiendo que se infiltre el agua en el bajo con una gran contribución de NO_3^- .

En el corral C-1 en el pozo W1-3 se encontró un valor de As de $193 \text{ }\mu\text{g.l}^{-1}$ (año 2008) y $101 \text{ }\mu\text{g.l}^{-1}$ (año 2009), los cuales fueron superiores al valor medio regional ($12 \text{ }\mu\text{g.l}^{-1}$) del agua subterránea; estas concentraciones se encuentran por encima del umbral para el consumo humano y animal de $10 \text{ }\mu\text{g.l}^{-1}$ y $67 \text{ }\mu\text{g.l}^{-1}$ respectivamente. Este aumento en la movilidad de estos iones puede ser debido a la adsorción preferencial del fósforo en el suelo, que compite con el As (Andriulo *et al.*, 2003). En el mismo sector se detectó que las concentraciones de Cu para los años muestreados igualmente fueron superiores a la media regional ($9,46 \text{ }\mu\text{g.l}^{-1}$); respecto a las concentraciones de Zn, éstas son mayores a la media regional de $32 \text{ }\mu\text{g.l}^{-1}$ (Galindo *et al.*, 2010) sólo para el año 2009.

Teniendo en cuenta estos resultados, y especialmente en el caso del corral C-1, es evidente que la lixiviación de nutrientes proveniente de la acumulación en los corrales, afecta negativamente la calidad del agua subterránea, donde la concentración en el caso

específico del NO_3^- es superior al estándar para agua potable (10 mg.l^{-1} de NO_3^- ; USDA, 2012), considerado como riesgoso para la salud humana. En el corral C-2 la CE es menor que en el corral C-1, probablemente debido a una mayor profundidad del nivel freático.

Capítulo 5. Evaluación geofísica de la distribución espacio temporal del N-NO_3^- , P_{disp} y P_{solu} en corrales de engorde - Caso de Estudio San Pedro.

5.1 Introducción

En el capítulo anterior se analizó el caso en la zona de Trenque Lauquen (Prov. de Buenos Aires) (Márquez Molina *et al.*, 2014, 2015), caracterizada por clima seco y suelos de textura franco arenosa. En este capítulo se mostrarán los resultados de la aplicación de los métodos de Tomografía de Resistividad Eléctrica (TRE) y sondeos por inducción electromagnética (EMI) para evaluar la distribución de las concentraciones de N-NO_3^- y P_{disp} en los suelos y su impacto en el agua subterránea, en un feedlot de la localidad de San Pedro, ubicado en la zona de la Pampa Ondulada Húmeda. En este caso la textura del suelo es franco arcillo limosa y se evaluaron dos corrales con diferente tiempo de uso.

Una de las particularidades más importante de los corrales de este establecimiento, además de las condiciones edafo-climatológicas, se refiere a las labores de manejo y mantenimiento del estiércol en el interior del corral, las cuales difieren notablemente a las de la localidad de Trenque Lauquen.

En este establecimiento de la localidad de San Pedro, se ofrece el servicio a terceros de engorde de animales, pagando por el concepto de alimentación, sanidad y hospedaje de los mismos, lo cual es definido como “servicio de hotelería”. Respecto al manejo, en estos corrales, debido a la baja pendiente predominante, se realiza la denominada practica de “alomado de estiércol” la cual consiste en la acumulación y compactación de estiércol en el interior del corral a fin de favorecer escurrimiento y reducir la capa de excretas en los lugares críticos del corral (Pordomingo, 2005).

El objetivo principal de este capítulo, es comprobar, si es posible detectar a través de los métodos geofísicos TRE y EMI, diferencias en las concentraciones de N-NO_3^- y P_{disp} en el suelo y P_{solu} en el agua subterránea en corrales con distintos tiempos de uso. Además se pretende evaluar la influencia de la textura del suelo y como podrían contribuir las prácticas del manejo y mantenimiento a un menor impacto de esta actividad en el suelo y el agua subterránea.

5.2 Materiales y métodos

5.2.1 Características de la zona de estudio

Los corrales de engorde se encuentran en cercanías a la localidad de San Pedro (S 33,897495° y W 59,837125°), Provincia de Buenos Aires, Argentina (0). La textura de los suelos de la zona (Argiudoles típicos) se ha reportado como franco arcillo limosa (INTA, 2015).

Se estudiaron dos corrales, con un área con dimensiones aproximadas de 50 m x 30 m. el corral (C-81) con una actividad previa de engorde de los animales de un año (desde 2008) y otro corral (C-3) con doce años de uso (desde 1997). El estiércol se removía dos a tres veces por semana acumulándose en la parte central de los corrales.

Se realizaron 3 campañas de geofísica y muestreo de suelo y agua subterránea, la primera campaña fue realizada en agosto de 2009, una segunda campaña fue realizada en diciembre de 2011 y la tercera en octubre de 2012.

En ambos corrales, se realizaron la caracterización de la distribución de CE_{EMI} y CE_{TRE} . A fin de comparar resultados con los valores de referencia del entorno y detectar las anomalías, se realizaron TRE y EMI en un lote adyacente (testigo, TRE test), sin presencia de animales, al oeste del corral 81 (0).

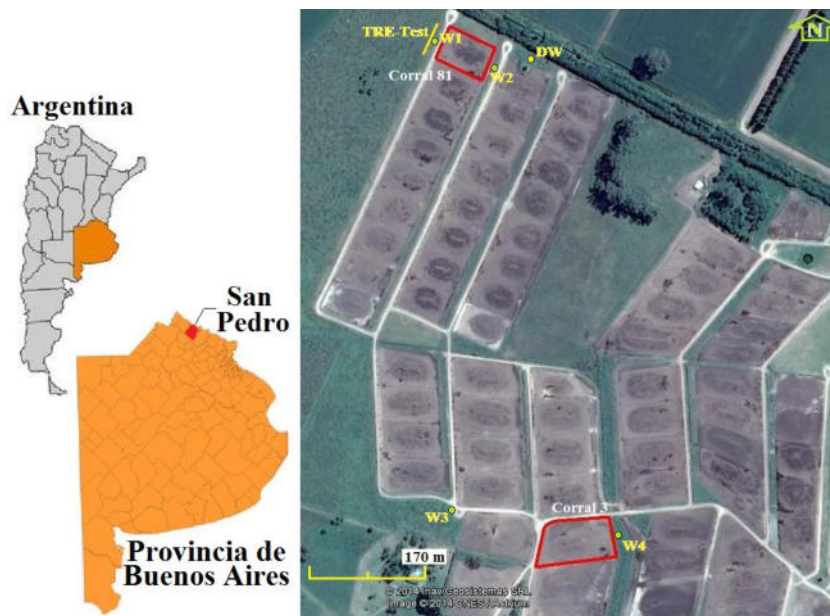


Figura 5.1 Localización de la zona de estudio. Se muestran los dos corrales estudiados (corral 81 y corral 3) y los pozos W1, W2, W3, y W4 con profundidad al acuífero freático. El pozo DW tiene una profundidad mayor cercana a los 50 m.

5.2.2 Característica de manejo de los feedlots

Este establecimiento cuenta con 141 ha, y 90 corrales de engorde con una capacidad para 15.000 cabezas, en donde la permanencia de los animales es de 100 a 120 días, los cuales comienzan con un período de adaptación de 15 a 20 días, cuando son alimentados con raciones de distintos contenidos de fibra, hasta llegar a la denominada ración de terminación, que es suministrada hasta la salida del corral. El peso promedio de terminación es de $200 \text{ kg} \cdot \text{animal}^{-1}$ y en cada uno de los corrales presentan una carga de 250 a 330 cabezas. ha^{-1} .

5.2.3 Antecedentes Hidrogeológicos

La localidad de San Pedro, se encuentra en el marco hidrogeológico denominado como región noreste, la cual presenta un relieve ondulado. La red de drenaje es tributaria del río Paraná. González (2005), señala que la zona no saturada (ZNS) posee un espesor variable entre unos pocos centímetros y 10 m y el acuífero freático está contenido por depósitos del Pampeano (ocasionalmente también Pospampeanos en las zonas más bajas). Configura una unidad desde el punto de vista hidráulico como semi-libre que le confieren características de alta productividad.

En la base del Pampeano se localiza un acuitardo (limos arcillosos, arcilla limosa) que sirve de techo al acuífero Puelche (formación Arenas Puelches) con un reducido espesor que varía entre los 2 y 12 m. La secuencia continúa con un espesor de arcillas marinas verde-azuladas correspondientes a la sección superior de la Formación Paraná, que presenta un comportamiento acuicludo, por sobre arenas verdes a grisáceas también marinas, que se comporta como un acuífero, siendo éstas las base de dicha formación.

Por debajo de la formación Paraná, se hallan arcillas pardo-rojizas continentales muy plásticas, acuicludas pertenecientes a la formación Olivos (sección superior), que es el techo de una unidad acuífera confinada localizada en las arenas basales de la formación Olivos (sección inferior). El basamento hidrogeológico del sistema acuífero está constituido por rocas del Basamento (Hernández *et al.*, 1975; Auge *et al.*, 2002) el cual es considerado como un acuífugo.

La recarga del sistema acuífero libre y semilibre Pampeano es autóctona directa, la cual es producto de los excedentes hídricos que superan los 250 mm.año⁻¹. Respecto a la calidad del agua subterránea el acuífero freático y semilibre Pampeano ofrecen en general aguas de buena calidad, con baja salinidad entre 500 y 2.000 mg.l⁻¹. Los acuíferos confinados infrapuestos albergan aguas salobres a salinas, con extremos de 3.000 mg.l⁻¹ y mayores a 10.000 mg.l⁻¹ (González, 2005).

5.2.4 Factores hidro-climatológicos

La zona se ubica en una región donde predominan los sistemas hidrológicos lineales, en el cual existe un escurrimiento hacia un punto determinado de descarga (Kruse y Laurencena, 2005). Los corrales evaluados en San Pedro se encuentran en la subcuenca del Arroyo de Burgos el cual forma parte de la Cuenca hidrográfica del río Arrecifes. El comportamiento hidráulico e hidrológico de la cuenca y sus cursos principales se caracterizan porque los periodos tanto de sequía como de inundaciones, han dado lugar a fuertes limitantes en el desarrollo económico de la región (SNIH, 2018).

La región hídrica denominada pampa ondulada, se caracteriza por presentar tanto ríos como arroyos bien definidos, con redes de drenaje claramente desarrolladas, en las cuales se debe destacar la influencia de la infiltración que alimenta al caudal base de estos cuerpos de agua (Kruse y Laurencena, 2005).

Las variaciones de los niveles freáticos están directamente relacionadas con las variaciones en las precipitaciones y excesos de agua. Laurencena *et al.* (2002) establecen que la respuesta de los niveles está en función del espesor de la ZNS, dando como resultado para la zona de San Pedro, un retardo en la respuesta del nivel freático frente a los excesos de agua, dado por el mayor desarrollo de la ZNS, la cual produce un amortiguamiento de los volúmenes infiltrados (SNIH, 2018).

Los datos climatológicos fueron tomados a través de la estación INTA – San Pedro EEA para un período (1965 – 2016). La precipitación media anual en la zona es de 1.071 mm, los valores estacionales históricos son de 357 mm en el período frío (abril a septiembre), y de 714 mm en el período cálido (octubre a marzo).

Respecto a la temperatura la zona se clasifica como templada, con una temperatura media anual de 17 °C, con variaciones de unos 10 °C en la temporada de invierno y 22 °C en verano. El índice de aridez de Martone clasifica a la zona como una zona húmeda,

la evaporación anual es de 1.258 mm. La evapotranspiración potencial (ETP) (Thonhwaite) es del orden de 800 a 850 mm anuales (INTA, 2010).

5.3 Resultados geofísicos y su relación con las propiedades de la ZNS y ZS

5.3.1 Sondeos EMI y TRE

El mapa de conductividad eléctrica aparente (CE_{aEMI}) obtenido a la frecuencia de 16 kHz fue usado para guiar el muestreo de suelos en forma de grilla tomando muestras en distintos rangos de CEa. La profundidad de investigación teórica fue estimada en alrededor de 4 m (Huang, 2005), tomando en cuenta para su cálculo las resistividades del sitio testigo de trabajos previos en el área y la frecuencia de 16 kHz.

Los sondeos TRE fueron realizados con la misma configuración que en el caso de Trenque Lauquen, en el corral C-81 se realizaron 3 sondeos y en el C-3 se realizaron 7 (ver Figuras 5.2 y 5.6).

5.3.2 Muestreo y análisis de suelos

En primera instancia, se realizó una calicata en un extremo del lote testigo para caracterizar el perfil de suelo cuya secuencia de horizontes se detalla en el Cuadro 5.1. Luego de la exploración EMI, se diseñó un muestreo de suelos en grilla hasta 1,5 m de profundidad aproximadamente, eligiéndose sitios con distinto rango de CEa. Se extrajeron muestras a intervalos de: 0-10, 10-30, 30-50, 50-90, 90-120 y en algunos sitios 120-150 cm.

En el Cuadro 5.1, se muestran los resultados de los análisis físico-químicos del perfil de suelo en la calicata, definiéndose la textura franco arcillosa del suelo hasta los 40 cm, arcilloso de 40 a 89 cm y franco a mayor profundidad.

Cuadro 5.1 Características del suelo de los corrales estudiados. Se muestran: **a.** los horizontes con la profundidad de muestreo y resultados de materia orgánica (M.O), Carbono (C), Nitrógeno (N), Fósforo (P_{disp}), y textura. **b.** concentración de Ca, Mg, Na y K y Capacidad de intercambio catiónico (CIC), pH, Conductividad eléctrica (CE).

| Horizonte | Prof. | M.O. | C ⁴⁺ | N ³⁻ | P _{disp} | Arcilla | Limo | Arena |
|-----------------|---------|------|-----------------|-----------------|---------------------|---------|-------|-------|
| a. | cm | % | % | % | mg.kg ⁻¹ | % | % | % |
| A | 0/24,5 | 3,08 | 1,54 | 0,18 | 7,23 | 27,5 | 39,17 | 33,33 |
| AB | 24,5/36 | 2,76 | 1,38 | 0,12 | 4,89 | 27,5 | 39,17 | 33,33 |
| B _{t1} | 36/48 | 1,64 | 0,82 | 0,072 | 4,04 | 35 | 34,05 | 30,95 |
| B _{t2} | 48/89 | 1,24 | 0,62 | 0,051 | 4,01 | 40 | 26,67 | 33,33 |
| BC | > 89 | 0,8 | 0,4 | 0,05 | 4,26 | 22,5 | 51,31 | 26,19 |

| Horizonte | Prof. | Ca ²⁺ | Mg ²⁺ | Na ⁺ | K ⁺ | CIC | pH | CE |
|-----------------|---------|------------------|------------------|-----------------|----------------|-----------|------|--------------------|
| b. | cm | meq/100 g | meq/100 g | meq/100 g | meq/100 g | meq/100 g | | dS.m ⁻¹ |
| A | 0/24,5 | 9,02 | 1,43 | 0,48 | 0,96 | 17 | 5,43 | 0,37 |
| AB | 24,5/36 | 9,55 | 1,43 | 0,51 | 0,91 | 15,76 | 5,84 | 0,28 |
| B _{t1} | 36/48 | 10 | 1,26 | 0,55 | 0,75 | 15,49 | 6,46 | 0,27 |
| B _{t2} | 48/89 | 10,71 | 1,11 | 0,62 | 0,61 | 15,51 | 6,87 | 0,27 |
| BC | > 89 | 9 | 1,39 | 0,38 | 0,39 | 11,89 | 7,32 | 0,36 |

5.3.3 Análisis de la variación de CEa_{EMI} y CE_{TRE} con las propiedades del suelo – Corral 81

Las líneas de sondeos de TRE se muestran en la 0superpuestas al mapa de CEa obtenido por EMI para una frecuencia de 16kHz. Se indican también los sitios de muestreo de suelos junto con las concentraciones de $N-NO_3^-$ y P_{disp} acumulado en el perfil de suelo.

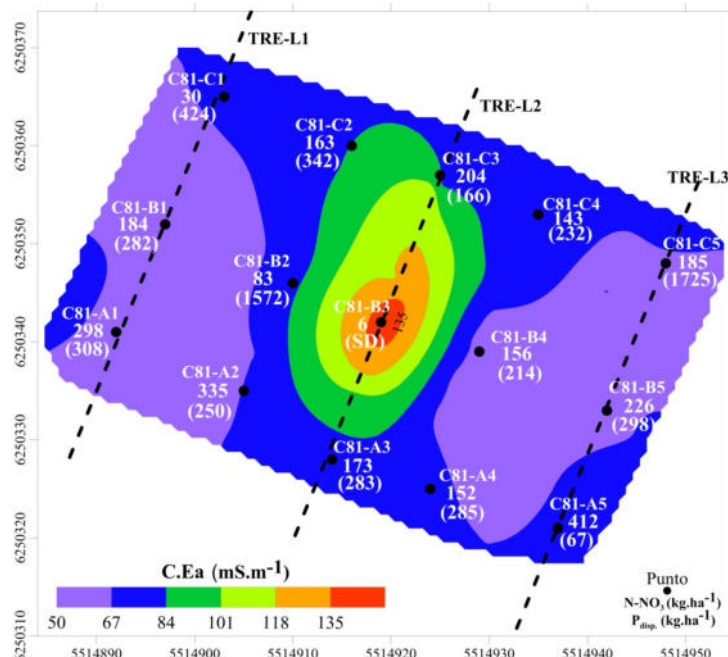


Figura 5.2 Corral 81. Mapa de CEa_{EMI} (16 kHz). Se muestran las líneas de Tomografías de Resistividad Eléctrica TRE-L1, TRE-L2 y TRE-L3 y los sitios de muestreo de suelos con valores en blanco que corresponden a $N-NO_3^-$ y en paréntesis a los de P_{disp} , en $kg \cdot ha^{-1}$ acumulados en el perfil de suelo de 0 a 80 cm.

Los modelos de resistividad eléctrica obtenidos por inversión de las TRE se muestran en la 0. Al modelo de la línea L-2 en el corral 81, se ha incorporado el montículo de estiércol distinguible topográficamente.

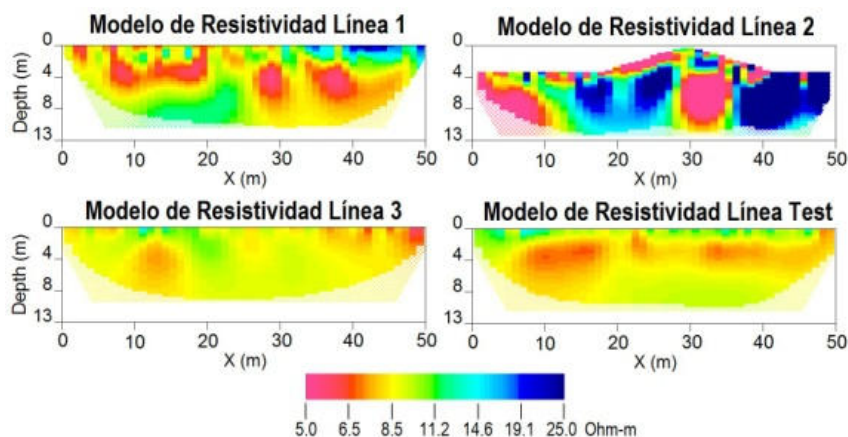


Figura 5.3 Modelos de resistividad eléctrica obtenidos de la TRE en las tres líneas de la Figura 5.2. C-81. La línea testigo se ubica en un lote contiguo con producción agrícola continua, sin presencia de animales, señalado en la Figura 5.1 como TRE-test.

Para la línea testigo, la CE_{TRE} obtenida como inversa de la resistividad en los modelos TRE, tiene un valor de 90 mS.m^{-1} hasta aproximadamente el metro de profundidad aumentando con la misma hasta un valor de 143 mS.m^{-1} aproximadamente. Este valor de CE_{TRE} también alcanza la zona saturada ya que el nivel freático se encontraba a $12,4 \text{ m}$ de profundidad. Las líneas dentro del corral tienen valores más altos de CE_{TRE} en la ZNS llegando a 200 mS.m^{-1} , con bastante heterogeneidad como se muestra en la línea L-2 debajo del montículo de estiércol, pero donde las anomalías conductoras llegan a aproximadamente 10 m de profundidad pudiendo probablemente alcanzar la zona saturada. Estos valores de CE_{TRE} coinciden con los rangos obtenidos en la exploración por EMI, en los que se observa una anomalía de alta CE_{EMI} (145 mS.m^{-1}) en la zona por debajo del montículo de estiércol (0).

En la 0se muestran los resultados de las concentraciones de N-NO_3^- y contenido de humedad volumétrica en los distintos sitios de muestreo A, B y C localizados siguiendo una dirección SO-NE dentro del corral (0).

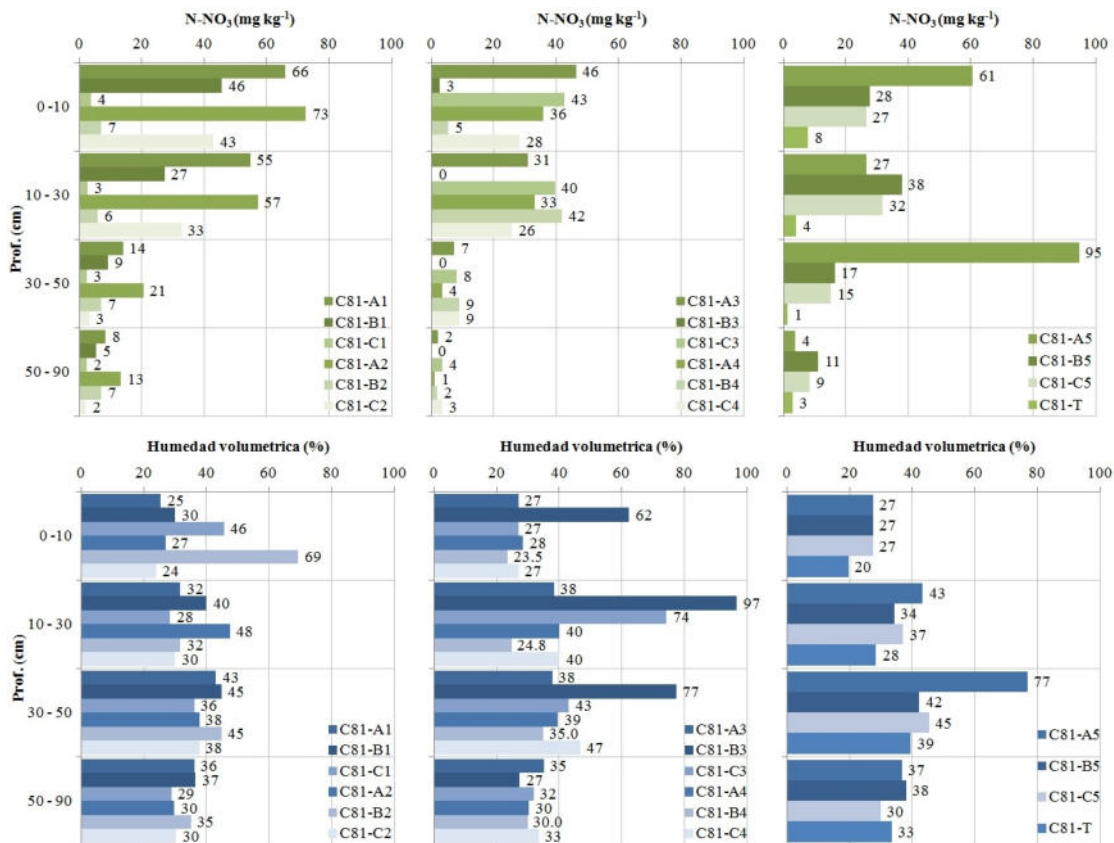


Figura 5.4 Concentraciones de N-NO_3^- y contenido de humedad volumétrica en función de la profundidad para los distintos sitios de muestreo del corral 81. La muestra C81-T corresponde al sitio donde se encuentra la línea testigo TRE-test (Figura 5.1).

Las concentraciones de N-NO_3^- en el sitio testigo C81-T no superan los 10 mg.kg^{-1} , mientras que en los sitios dentro del corral hasta los 40 cm de profundidad y en algún caso hasta los 60 cm , los valores son mayores superando 60 mg.kg^{-1} , con máximos (casi 100 mg.kg^{-1}) en la línea de muestreo 5 en la zona SE del corral (C81-A5).

El contenido de humedad en el sitio testigo está entre 20 y 40 %. En el corral, los mayores valores de humedad (entre 62 y 80 %) se encuentran en la línea de muestreo 3 paralela a la línea de TRE L-2 (0), ambas atravesando el montículo central de estiércol. Allí las resistividades son bajas con algunos sectores más resistivos producto probablemente de la presencia de espacio vacío (aire) entre la materia orgánica del estiércol. La CE_{aEMI} tiene un máximo coincidente con la muestra C81-B3. Sin embargo, la concentración de $N-NO_3^-$ a lo largo de la línea 3, tiene valores más bajos que el resto de las líneas, siendo un mínimo en la muestra C81-B3 ubicada en el centro del corral.

A lo largo de las líneas TRE L-1 y L-3, los valores de resistividad son bajos; además se observa en las muestras C81-A1 a C81-C1 y C81-A5 a C81-C5, respectivamente, que los valores de humedad no son tan altos como en la zona central del corral. Por otro lado, las concentraciones de $N-NO_3^-$ son mayores en los extremos que en la zona central del corral (esto se visualiza en los valores de $N-NO_3^-$ acumulado en el perfil (0)). La muestra las concentraciones de P_{disp} para los distintos sitios de muestreo del corral 81 en función de la profundidad.

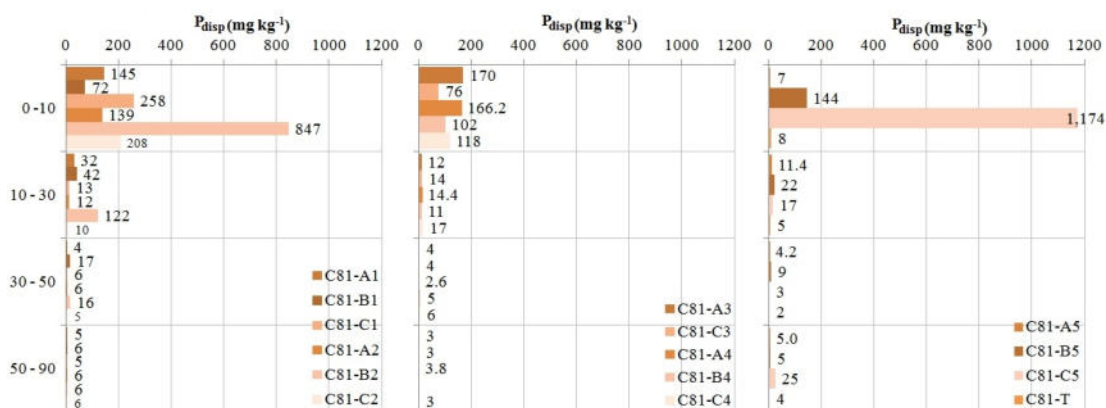


Figura 5.5 Concentraciones de P_{disp} para los distintos sitios de muestreo del corral 81 en función de la profundidad. La muestra C81-T corresponde al sitio donde se encuentra la línea testigo TRE-test (Figura 5.1).

Los mayores valores se encuentran en los primeros cm del perfil de suelo (0 – 10 cm) debido a su menor movilidad respecto al nitrógeno en la solución del suelo. Las masas acumuladas de P_{disp} en el perfil de suelo hasta 80 cm aumentan en algunos casos hacia las zonas más bajas respecto a la zona central de acumulación de estiércol, esto probablemente inducido por el escurrimiento superficial (0).

5.3.4 Análisis de la variación de CE_{aEMI} y CE_{TRE} con las propiedades del suelo – Corral 3

La muestra las líneas de sondeos de TRE superpuestas al mapa de CE_{aEMI} (16 kHz). Se indican también los sitios de muestreo de suelos.

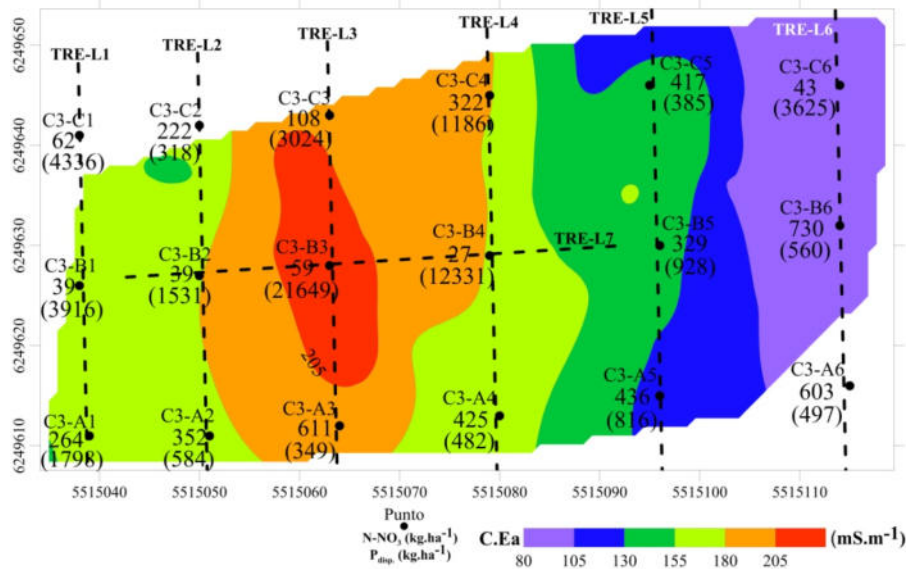


Figura 5.6 Corral 3. Mapa de C.Ea EMI (16 kHz). Se muestran también las líneas de TRE y los sitios de muestreo de suelos con los valores en negro que corresponden a N-NO₃⁻ y en paréntesis los de P_{disp} en masas en kg.ha⁻¹ acumuladas en el perfil de suelo de 0 a 80 cm. En el extremo este del corral, por fuera del mismo, se encuentra el sitio testigo C3-B7.

Los modelos de resistividad eléctrica obtenidos de la TRE se observan en la 0. Teniendo en cuenta que, en el sondeo testigo, los valores de resistividad en la zona no saturada eran cercanos a 11 Ω.m y entre 6-8 Ω.m en la zona saturada, se puede observar que en los modelos TRE de todas las líneas del corral 3, los valores de resistividad son más bajos (entre 2 y 8 Ω.m) indicando un mayor grado de humedad y/o de salinización del suelo. Estas resistividades también son menores que en el corral 81.

Las líneas 3 y 7 que atraviesan la zona central del montículo de estiércol presentan anomalías más conductoras y otras resistivas en la zona no saturada. La zona saturada no parece experimentar un cambio respecto al testigo.

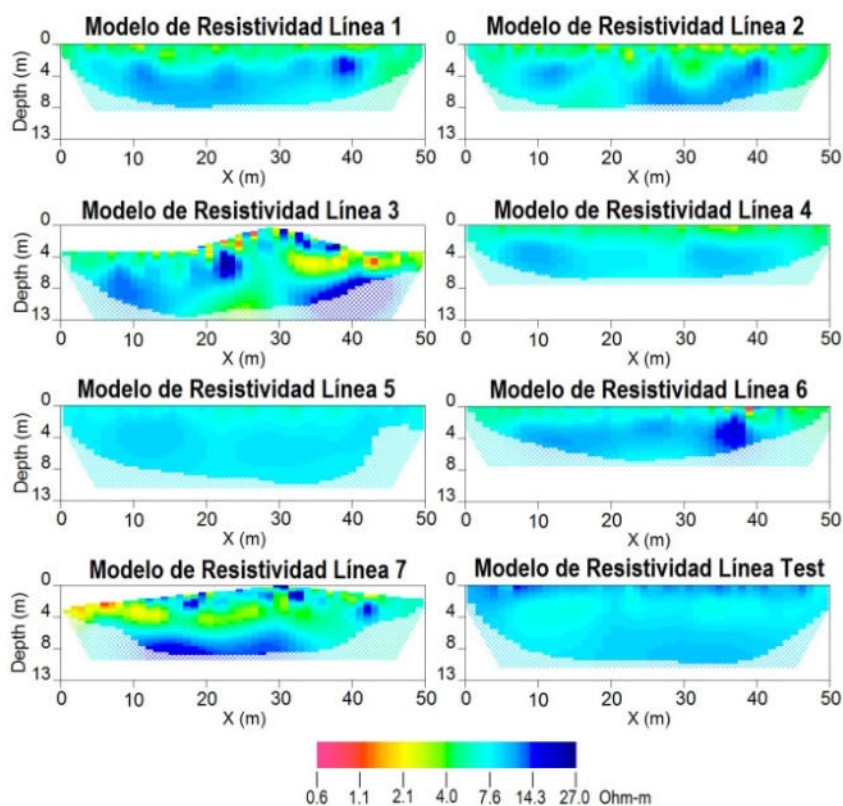


Figura 5.7 Corral 3. Modelos de resistividad eléctrica obtenidos de la TRE según las líneas de la Figura 5.6 La línea Test corresponde a la línea TRE-test en la zona NO de la Figura 5.1.

En la 0se muestra las concentraciones de N-NO_3^- y contenido de humedad volumétrica en función de la profundidad para los distintos sitios de muestreo A, B y C localizados siguiendo una dirección S-N dentro del corral 3. En el extremo este del corral, por fuera del mismo, se encuentra el sitio testigo C3-B7 cercano al pozo de agua W4.

Los valores de N-NO_3^- decrecen a partir de los 20 cm de profundidad como en el corral 81 y superan los del testigo C3-B7 en las líneas 3 (sobre el montículo de estiércol) y 6 (en la zona baja), aunque generalmente con valores mínimos en el centro del corral (muestras B), salvo para el caso de la muestra B6 con valores altos en superficie.

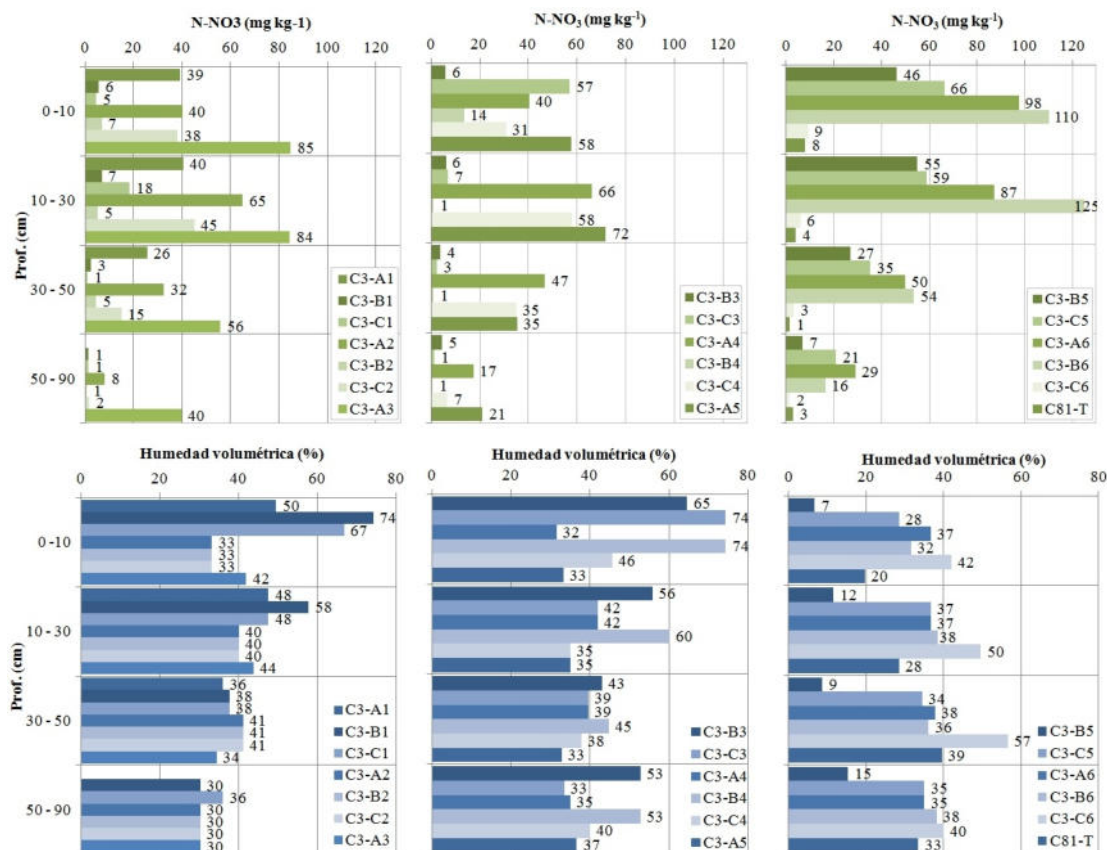


Figura 5.8 Corral 3. Concentraciones de N-NO₃⁻ y contenido de humedad volumétrica en función de la profundidad para los distintos sitios de muestreo del corral.

Los valores de humedad volumétrica rondan en general entre el 40 y el 80%, siendo mayores que en el caso de la muestra testigo (C3B7 oscilando en el 40%) y con valores altos en las líneas que pasan por el montículo central de estiércol (cuyos valores de CEA en la ZNS también son más altos). El comportamiento es similar al corral 81.

La muestra las concentraciones de P_{disp} en función de la profundidad para los distintos sitios de muestreo del corral. Los valores disminuyen con la profundidad pero se han encontrado concentraciones altas en las muestras B3 y B4 de la zona central del corral a 80 cm.

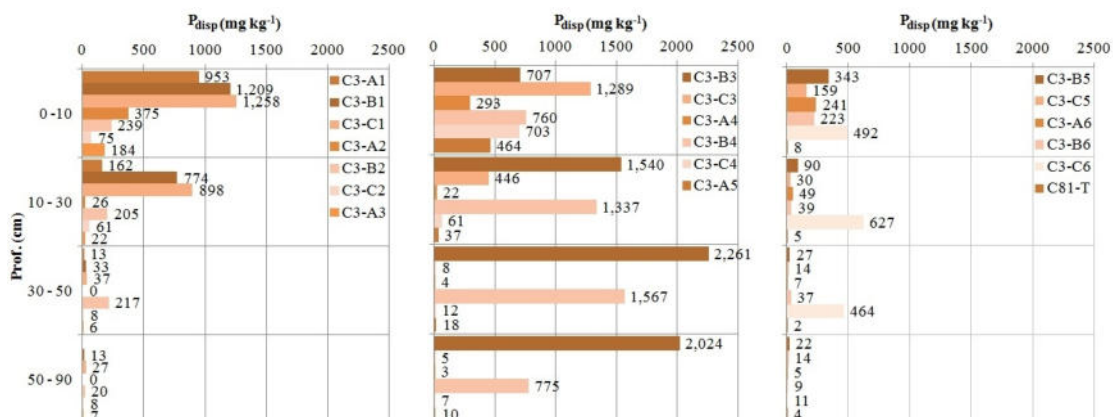


Figura 5.9 Corral 3. Concentraciones de P_{disp} en función de la profundidad para los distintos sitios de muestreo del corral.

La acumulación de $N-NO_3^-$ y P_{disp} en 0-80 cm de suelo se muestran en la 0. Al igual que en el corral 81, se observa una disminución de $N-NO_3^-$ en la zona por debajo del montículo de estiércol y se detecta un aumento hacia los extremos del corral. El P_{disp} no presenta una tendencia definida de aumento hacia una zona en particular aunque se halla un máximo en la zona central. Las masas acumuladas de ambos elementos en el corral 3, con varios años de uso, son comparativamente más altas que en el corral 81, que tenía una actividad incipiente al momento (1 año) de este estudio.

Se podrían comparar estos comportamientos con el observado en el feedlot de Trenque Lauquen, en una zona climatológicamente más seca y con suelos de textura franco-arenosa. Allí se detectaron mayores concentraciones de $N-NO_3^-$ y P_{disp} , también en los extremos de los corrales, pero asociado mayormente ya sea a la presencia de una fuente puntual como el comedero o el bebedero de los animales o en zonas bajas por efecto del escurrimiento superficial y subsuperficial ocasionado por la pendiente topográfica fundamentalmente, más pronunciada que en el caso de San Pedro.

5.3.5 Comparación de resultados de concentraciones de $N-NO_3^-$ y P_{disp} en suelos al cabo de tres años de uso

La comparación de las concentraciones de $N-NO_3^-$ y P_{disp} se realizó en el corral 81, para los 15 puntos de muestreo de suelo de las campañas de 2009 y 2012. En la Figura 5.10 se presentan los perfiles de concentración de 4 puntos (P1: C81-A2, P2: C81-A3, P3: C81-A4 y P4: C81-C3). Respecto al $N-NO_3^-$, en el año 2009, las mayores concentraciones se presentaron entre los 5 cm a 20 cm de profundidad, con valores entre los 57 kg.ha⁻¹ y 157 kg.ha⁻¹.

Para el año 2012, las concentraciones en los primeros centímetros del suelo, oscilaron entre 28 kg.ha⁻¹ y 120 kg.ha⁻¹. Sin embargo fue evidente que para profundidades mayores a los 40 cm, se presentaron aumentos considerables de las concentraciones de $N-NO_3^-$, las cuales oscilaron entre los 24 y 100 kg.ha⁻¹.

Por su parte el P_{disp} , para el año 2009, los mayores valores se presentaron en los primeros centímetros de suelo (5cm) con valores entre los 100 a 230 kg.ha⁻¹ de P_{disp} . Para el resto del perfil los valores oscilaron entre los 7 a 40 kg.ha⁻¹. Posteriormente para

el año 2012, las concentraciones aumentaron drásticamente en los primeros 5 cm, con valores entre los 839 a 1.309 kg.ha⁻¹.

A la profundidad de 20 cm, en algunos puntos se presentaron aumentos de las concentraciones de P_{disp}, las cuales estuvieron entre los 240 y 540 kg.ha⁻¹. A mayores profundidades, no se evidenciaron fuertes cambios en la concentración del P_{disp}, sin embargo para el punto P4, C81-C3, se presentó un máximo de 225 kg.ha⁻¹.

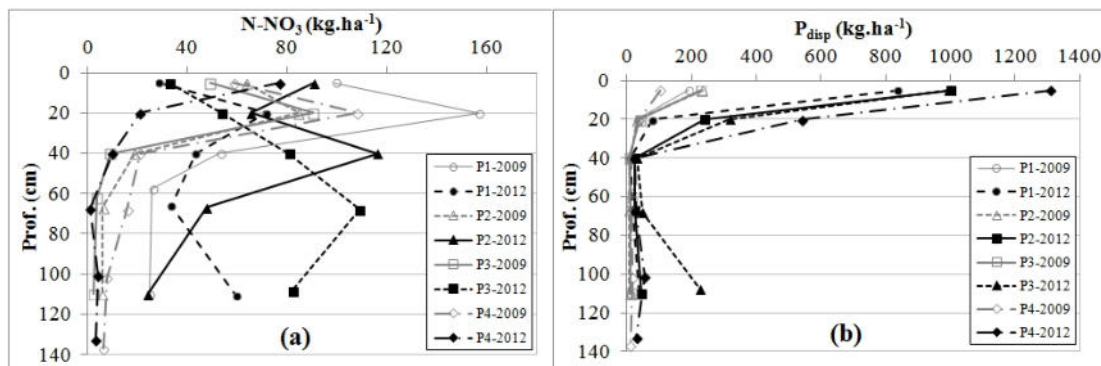


Figura 5.10 Comparación de concentraciones de (a) N-NO₃ y (b) P_{disp} – corral 81, año 2009 y 2012

5.3.6 Muestreo y análisis de aguas

En el corral 81 (0), se realizaron dos perforaciones de aproximadamente 15 m de profundidad para medición de nivel freático y muestreo del agua subterránea. Una de ellas situada en el extremo Noroeste del corral (W1) y otra en el límite Sur-Este (W2), que en agosto/2009 tenían un nivel estático a una profundidad de 12,5 m y 12,4 m, respectivamente.

También se ubicó un pozo considerado testigo BW (a alrededor de 1 km de distancia del feedlot) y otro pozo (DW) (con 49 m de profundidad), ubicado a 25 m hacia el este del corral 81 (0). Las profundidades de los niveles estáticos se volvieron a medir dos y tres años después del estudio geofísico con los siguientes valores: W1: 11m; W2: 10,5 m (diciembre/2011) y W1: 10,1 m; W2: 9,9 m (octubre/2012). Los valores en ambos pozos siempre difieren levemente disminuyendo la profundidad hacia el Nor-Oeste del corral.

En el corral 3 se realizaron dos perforaciones cercanas, una hacia el Oeste (pozo W3) en la zona más alta y otra hacia el Este, W4 (en el bajo respecto al corral 3). Al momento del estudio tenían un nivel estático a una profundidad de 11,6 y 6,8 m, respectivamente. Tres años después, el nivel estático medido fue W3: 9,2 m y W4: 4,2 m. En ambas situaciones temporales, la profundidad de la freática disminuye en la zona baja del corral.

Las precipitaciones anuales fueron de 1.287 mm para el año 2009 y 769 mm en el año 2010. En el año 2011 y 2012 fueron de 907 y 1.479 mm, respectivamente. Si bien luego del primer muestreo hubo una disminución en las precipitaciones, luego se revierte la tendencia y resulta en un aumento de las mismas en el segundo y tercer muestreo, lo cual se refleja en una disminución en la profundidad del nivel freático.

Los análisis fisicoquímicos en las muestras de agua se presentan en el Cuadro 5.2. Las muestras del 1^{er} año corresponden al 2009, las muestras 2^{do} año corresponden al 2011 y

3^{er} año al 2012. En el segundo muestreo no se pudo obtener muestra en el pozo W3. El valor de referencia de la CE en el pozo testigo (BW) lejos del feedlot fue de $0,41 \text{ mS.cm}^{-1}$, y fue sobrepasado en todos los pozos cercanos a los corrales. En las muestras de agua del Corral 81, se observó un incremento solamente en las concentraciones de NO_3^- en el segundo y tercer muestreo.

En el corral C-3, el aumento en el segundo y tercer muestreo en los NO_3^- es mayor al del corral 81, al igual que los cloruros y sulfatos. Sin embargo, en el tercer muestreo los valores de NO_3^- y sulfatos en el pozo de nivel freático más superficial (W4), disminuyen en un año de muestreo que resultó ser más lluvioso (1.479 mm), lo cual también se refleja en una disminución en la profundidad de los niveles freáticos, contribuyendo probablemente a la movilidad y/o disolución de las concentraciones de estos iones.

El P_{solu} se midió en el segundo muestreo no detectándose en el agua. En el tercer muestreo tampoco fue detectado con excepción del pozo W4 con una concentración de $0,001 \text{ mg.l}^{-1}$. Lo cual puede ser producto de la fuerte retención por adsorción que caracteriza a los suelos de textura franco-arcillosa sobre este nutriente.

Según Márquez Molina *et al.* (2015), en el feedlot con suelos de textura franco arenosa ubicado en una zona de clima más seco, el impacto de los NO_3^- en el agua subterránea se observó con mayor notoriedad en el corral con mayor tiempo de uso con valores que alcanzaron 56 mg.l^{-1} de N- NO_3 . Mientras que en el caso de los corrales de San Pedro, las concentraciones superaron ese valor solamente en el corral C-3 en el pozo del bajo (W4). La mayor diferencia se encuentra en el P_{solu} , que en el caso del suelo de textura más gruesa llegó a concentraciones mayores (máximo de $2,43 \text{ mg.l}^{-1}$) que en los corrales de San Pedro.

El Cuadro 5.2 muestra que sólo se detectó P_{solu} en el pozo del bajo W4 en muy baja concentración. Este comportamiento también se manifestó en los cloruros y sulfatos donde las concentraciones en los suelos franco-arenosos del feedlot de Trenque Lauquen superaron de 5 a 10 veces los de San Pedro, específicamente en el corral donde el nivel freático se encontraba más superficial.

Cuadro 5.2 Análisis físico-químicos del agua de los pozos: testigo BW; Corral 81 (profundo DW; W1, W2) y Corral 3 (W3, W4) (**)

| Pozo | Na ⁺ | K ⁺ | Ca ²⁺ | Mg ²⁺ | Cl ⁻ | SO ₄ ²⁻ | CO ₃ ²⁻ | HCO ₃ ⁻ | NO ₃ ⁻ | CE | pH |
|---------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-----------------------|-------------------------------|-------------------------------|-------------------------------|------------------------------|---------------------|------|
| (Agos / 2009) | (mg.l ⁻¹) | (mg.l ⁻¹) | (mg.l ⁻¹) | (mg.l ⁻¹) | (mg.l ⁻¹) | (mg.l ⁻¹) | (mg.l ⁻¹) | (mg.l ⁻¹) | (mg.l ⁻¹) | mS.cm ⁻¹ | |
| BW | 36 | 36 | 25 | 15 | 10 | 13 | - | 252 | 7 | 0,41 | 7,73 |
| DW | 123 | 21 | 23 | 12 | 15 | 1 | - | 449 | - | 0,68 | 7,44 |
| W1 | 93 | 28 | 24 | 13 | 15 | 14 | - | 378 | - | 0,67 | 7,5 |
| W2 | 98 | 26 | 40 | 20 | 12 | 1 | - | 441 | - | 0,66 | 7,33 |
| W3 | 43 | 36 | 23 | 13 | 10 | 13 | - | 294 | 7 | 0,63 | 7,4 |
| W4 | 135 | 26 | 33 | 16 | 12 | 7 | - | 462 | - | 0,66 | 7,45 |
| (Dic / 2011) | | | | | | | | | | | |
| DW | 129 | 18 | 19 | 8 | 17 | 10 | - | 415 | 29 | 0,78 | 7,9 |
| W1 | 27 | 25 | 54 | 31 | 14 | 15 | - | 385 | 30 | 0,71 | 7,56 |
| W2 | 60 | 19 | 42 | 20 | 14 | 10 | - | 369 | 26 | 0,71 | 7,64 |
| W4 | 31 | 26 | 75 | 24 | 28 | 15 | - | 415 | 90 | 0,88 | 7,73 |
| (Oct / 2012) | | | | | | | | | | | |
| DW | 144 | 2 | 16 | 9 | 10 | 8 | - | 429 | 26 | 0,80 | 8,05 |
| W1 | 34 | 30 | 60 | 24 | 11 | 6 | - | 366 | 34 | 0,65 | 7,84 |
| W2 | 46 | 28 | 74 | 23 | 12 | 7 | - | 434 | 31 | 0,75 | 7,95 |
| W3 | 44 | 30 | 43 | 31 | 15 | 52 | - | 322 | 39 | 0,89 | 7,73 |
| W4 | 28 | 29 | 83 | 26 | 37 | 8 | - | 371 | 56 | 1,02 | 7,87 |

(**) Todas las muestras de agua subterránea corresponden a los momentos de muestreo (simultáneo a los sondeos, TRE y EMI). El P_{solu} sólo se midió en 2011 y 2012, no detectándose concentración de este ión salvo en el pozo W4, en el tercer muestreo, con un valor de 0,001 mg.l⁻¹.

5.4 Discusión de resultados

En este feedlot, la CEa resultó mayor dentro de los corrales que en los sitios testigos, al igual que las concentraciones de N-NO₃⁻. La conductividad eléctrica de la ZNS, incluyendo el suelo, estuvo mayormente influenciada por el contenido de humedad. Las concentraciones y las masas acumuladas en el perfil del suelo hasta 80 cm, tanto para el caso de N-NO₃⁻ como de P_{disp}, fueron mayores en los extremos que en la zona central del corral sujeta a la acumulación de estiércol. En el caso del P_{disp}, podría estar inducido por el escurrimiento superficial, también detectado en este feedlot en los estudios de Chagas *et al.* (2007). Las bajas concentraciones de N-NO₃⁻ en el centro del corral podrían estar asociadas con el alto contenido de humedad y también con el espacio aéreo en el montículo de estiércol, los cuales contribuirían al proceso de desnitrificación. Esto concuerda con lo obtenido por Sainato *et al.* (2012) en un corral de engorde también bajo suelo Argiudol cercano a la ciudad de Bs. As., quienes encontraron mayor CE, medida mediante TRE y en laboratorio, en los corrales que en el sitio testigo. Sin embargo, estos autores asociaron los máximos en la CEa con la ubicación de la zona de alimentación y en las zonas bajas de escurrimiento de los efluentes. Allí la CEa tuvo buena correlación con la CE en pasta medida en laboratorio y el contenido de NO₃⁻ y P_{disp}.

El corral con mayor tiempo de uso exhibió mayor contaminación que el que tenía una actividad incipiente al momento de este estudio. En Trenque Lauquen se detectaron mayores concentraciones de N-NO₃⁻ y P_{disp}, también en los extremos de los corrales. Pero esa distribución estuvo asociada a la presencia de una fuente puntual como el comedero o el bebedero de los animales o en zonas bajas por efecto del escurrimiento

superficial y subsuperficial. Esto estaba relacionado con una pendiente topográfica más pronunciada que la de los dos corrales de San Pedro.

Los valores de CE del agua subterránea fueron mayores en los pozos cercanos a los corrales que en los testigos. Los modelos TRE en estos mismos sectores evidenciaron anomalías de alta CEa que podían alcanzar la zona saturada. Sainato *et al.* (2012) también encontraron buena correlación entre la CE aparente medida en los sondeos geofísicos y la CE del agua, donde los niveles freáticos no superaban los 4 m de profundidad, incrementándose en el sentido del flujo subterráneo.

El P_{soli} no fue detectado en el agua subterránea. Esto podría deberse a la fuerte retención por adsorción que tienen los coloides minerales sobre este elemento, debido principalmente a la tendencia arcillo-limosa de los suelos del sector, lo cual no ocurría en los corrales de suelos de textura franco-arenosa de Trenque Lauquen. El segundo factor, luego de la textura de la ZNS, que tiene gran influencia sobre la vulnerabilidad a la contaminación del agua subterránea es la profundidad del nivel freático. En los corrales de engorde de la localidad de San Pedro, la profundidad del nivel freático osciló durante el periodo de evaluación de los tres años, para el corral C-81 entre 10 y 12 m y para el caso del corral C-3 en el pozo W3 fue 10 m y de 5m en el pozo W4. La mayor profundidad del nivel freático y la textura más fina del suelo habrían contribuido a una menor contaminación por NO_3^- del agua subterránea, si bien no se descarta un incremento de la misma a largo plazo. Esto difiere de lo encontrado por Andriulo *et al.* (2003), Ashworth y Alloway (2004) en suelos de texturas similares.

En síntesis, la no afectación del recurso del agua subterránea en el caso tanto del corral C-81 como el del C-3, es debido principalmente a la textura del suelo (franco arcillo limoso), que para el caso de estos corrales la tasa de infiltración puede ser nula (Chagas *et al.*, 2007), con lo cual se limita el transporte de solutos en el perfil de suelo y la lixiviación hacia el agua subterránea.

Capítulo 6. Ensayos de lixiviación en columnas de suelo

6.1 Introducción

Los ensayos de lixiviación en laboratorio permiten analizar algunos procesos bajo condiciones controladas como la humedad, temperatura, tasa de flujo de aplicado, tipo de suelo, longitud de la columna, permitiendo establecer la dependencia de la dinámica de nutrientes como el $N-NO_3^-$ y P_{solu} con variables difícilmente controlables a nivel de campo y específicamente en un corral de engorde.

El desarrollo de este tipo de evaluaciones, además de permitir realizar estimaciones previas de los parámetros y condiciones para la aplicación de un modelo numérico, como se hará en el siguiente capítulo, son importantes para identificar otros factores que condicionan la evaluación dinámica de los nutrientes en la ZNS (García-Sinovas *et al.*, 2007). Es decir permiten discernir cómo influyen en las concentraciones en el perfil del suelo: las condiciones de flujo y carga de estiércol impuestas, los volúmenes de poros drenado (en los cuales se espera que un determinado nutriente lixivie hasta una determinada profundidad) o la incidencia de los diferentes procesos que se presentan en la superficie (Ojekami *et al.*, 2011).

En un corral de engorde activo, se pueden generar sectores representativos en los cuales se ven favorecidos los procesos de flujo y transporte de nutrientes, debido a la acumulación a nivel de la superficie o profundidad del suelo, junto con una serie de propiedades físico-químicas y procesos hidrológicos que favorecen su movilidad en el perfil y percolación al agua subterránea. Estos son, en la mayoría de los casos, fácilmente identificables mediante geofísica y coincidentes con los patrones de la CEa del suelo, tal como se ha visto previamente.

El objetivo principal de esta serie de ensayos experimentales es identificar, del conjunto de columnas de suelo obtenidas a partir de la zonificación realizada por medio de la CEa (método EMI), las que pueden producir mayores concentraciones de $N-NO_3^-$, P_{solu} , sales y pH. A su vez, evaluar si la zonificación por la CEa fue un buen indicador de las zonas críticas que pueden influir en la contaminación. Para ello, se evaluaron los efectos de interacción entre la profundidad de la columna, la zona de CEa dentro del corral y el volumen de poros drenado, respecto a las concentraciones de $N-NO_3^-$, P_{solu} , CE y pH de la solución lixiviada.

6.2 Materiales y métodos

6.2.1 Ensayos de lixiviación

Como unidades experimentales se utilizaron las columnas de distinta longitud (tipo A, B y C), tal como se describió en la sección 2.8, que fueron sometidas a tres tratamientos para la obtención de las muestras lixiviadas. El **primer tratamiento** consistió en la aplicación de un volumen de agua en la parte superior de la columna, bajo condiciones de flujo no saturado (sin generar encharcamiento en la superficie) y sin la aplicación de carga de estiércol en la misma. Una vez que se estableció el flujo en las diferentes columnas, se realizó la recolección de aproximadamente 300 cm³ de lixiviado. Con este tratamiento se pretendió establecer si existen diferencias entre la profundidad de la columna, la posición de la misma y la carga previa natural de estiércol de dicha columna.

El **segundo tratamiento** consistió en la incorporación de una capa de estiércol estabilizado (seco) en la parte superior, equivalente a la acumulación de un año de actividad productiva en el corral de engorde. Se estimó como valores de referencia, los valores de materia seca producidos en función de la carga animal correspondiente al corral en estudio (ASAE, 2005). Una vez dispuesta la capa adicional de estiércol, la columna fue nuevamente sometida a una aplicación de agua, también bajo condiciones de no saturación, hasta recolectar 300 cm³. A los lixiviados de ambos ensayos, se les determinaron las concentraciones de N-NO₃⁻, P_{solu}, CE y pH.

Finalmente, para evaluar las variaciones de las concentraciones de los parámetros analizados en función de diferentes volúmenes de agua drenada, se realizó un **tercer tratamiento**, con una carga acumulada de estiércol equivalente de un año y en condiciones de flujo no saturado. Se realizó la recolección de diferentes volúmenes de agua drenada equivalente a distintos volúmenes de poros (es decir, en unidades de volúmenes de poros) (Ojekami *et al.*, 2011). Los objetivos fueron determinar i) los aportes de masas acumuladas de los nutrientes a lo largo del tiempo y ii) los volúmenes de poros (VP), específicos para el estudio de la movilidad de los nutrientes en los ensayos posteriores de flujo y transporte. El volumen de poro fue calculado para cada una de las 3 zonas evaluadas y cada columna mediante la ecuación 6.1.

$$VP = V_t \left(1 - \frac{\rho_b}{\rho_s} \right) \quad (6.1)$$

donde VP es el volumen de poros, V_t es el volumen de total del suelo en la columna (cm³), ρ_b es la densidad aparente de la zona donde se extrajo la columna y ρ_s es la densidad de partículas (para la cual se asumió un valor de 2,65 g.cm⁻³). Una vez calculados los diferentes volúmenes de poros para cada una de las columnas tipo, se recolectaron cuatro muestras de agua en las siguientes proporciones, una inicial correspondiente a (300 cm³), y las siguientes a los 0,5VP, 1,0VP y 1,5VP del tipo de columna evaluado. En el cuadro 6.1 se pueden observar los diferentes volúmenes de poro y volúmenes de agua drenada en función de la zona de CEa donde fueron tomadas las muestras para el análisis en cada una de las columnas tipo.

Cuadro 6.1 Volúmenes de poro y agua drenada en función del volumen de poros.

| Columna | Tipo A | | | Tipo B | | | Tipo C | | |
|--|--------|-------|------|--------|-------|------|--------|-------|------|
| Zona de CEa | Alta | Media | Baja | Alta | Media | Baja | Alta | Media | Baja |
| VP (cm ³) | 902 | 833 | 804 | 1888 | 1577 | 1726 | 3001 | 2917 | 2938 |
| Volumen drenado en función de volumen de poros (cm³) | | | | | | | | | |
| V _{Inicial} . | 300 | 300 | 300 | 300 | 300 | 300 | 300 | 300 | 300 |
| 0.5VP | 451 | 416 | 402 | 944 | 789 | 863 | 1500 | 1458 | 1469 |
| 1.0VP | 902 | 833 | 804 | 1888 | 1577 | 1726 | 3001 | 2917 | 2938 |
| 1.5VP | 1353 | 1249 | 1205 | 2832 | 2366 | 2589 | 4501 | 4375 | 4407 |

Para cuantificar la cantidad de materia seca aplicada en la superficie de las columnas, se utilizaron los valores de una dieta patrón típica de establecimientos para la provincia de Buenos Aires, para lo cual se consideró que los animales al entrar al corral poseen un

peso vivo promedio de 180 kg y a la salida del corral poseen un peso final o de terminación de 320 kg; la superficie del corral es de 3000 m² (50 m x 60 m), con una capacidad de carga de 150 animales. Cada ciclo engorde es de 119 días y se llevan a cabo 3 ciclos de alimentación por año.

Aplicando la norma ASAE D384.2 y consideraciones mencionadas, el valor de materia seca para un año sería de 70,9 tn. Se consideró una distribución uniforme en la superficie del corral, y por proporción de superficies, la cantidad de estiércol aplicado en cada columna fue de 134 g.

Para los tratamientos que se contempla la aplicación de una carga de estiércol, se realizó el análisis de la muestra del mismo proveniente del corral evaluado. Se determinaron las concentraciones de nitrógeno total (N_T), N-NO₃⁻, fósforo total (P_T) y P_{solu}. En el cuadro 6.2 se presentan los resultados de los análisis del estiércol aplicado en las superficies de las columnas, así como las cantidades de elementos adicionados a la columna en los 134 g de estiércol.

Cuadro 6.2 Análisis del estiércol aplicado a las columnas.

| Elemento | Unidad | (Base 134 g estiércol) | Unidad |
|-------------------|---|------------------------|--------------------------|
| N _T | 3500 (mg Nt.kg MS ⁻¹) | 469 | (mg N _T) |
| P _T | 1666 (mg Pt.kg MS ⁻¹) | 223 | (mg P _T) |
| N-NO ₃ | 119 (mg N-NO ₃ ⁻ .kg MS ⁻¹) | 16 | (mg N-NO ₃) |
| P _{solu} | 228 (mg P _{solu} .kg MS ⁻¹) | 31 | (mg P _{solu} .) |

Para el análisis de los resultados de los lixiviados de las columnas experimentales se contó con un diseño balanceado con 27 columnas de longitud y posición variable completamente aleatorizado, considerando un nivel de significancia $\alpha = 0,05$, respecto a las concentraciones de N-NO₃⁻, P_{solu}, valores de CE y pH. En el análisis de varianza (ANVA) de los tratamientos uno y dos, se seleccionaron como factores independientes a la profundidad con tres diferentes niveles (27, 57 y 98 cm) y la zona de CEa del corral donde fueron extraídas las columnas igualmente con tres niveles (CEa alta, CEa media y CEa baja).

Para el ANVA de los resultados del tratamiento tres, se seleccionaron como factores independientes a los volúmenes de poro (VP) drenados con cuatro niveles (VP_{inicial}, 0,5VP, 1,0VP y 1,5VP) y las profundidades de muestreo con tres niveles (27, 57 y 98 cm); para este tratamiento se dejó como factor fijo a la zona CEa del corral de donde provienen las diferentes columnas, en todos los casos se utilizó estadística no paramétrica, mediante un análisis factorial con datos ranqueados (Scheirer *et al.*, 1976).

6.3 Resultados

A continuación se presentan los resultados de los análisis de las concentraciones de N-NO₃⁻, P_{solu}, y valores de CE y pH, así como también el ANVA de los efectos de los factores de profundidad, zonificación de la CEa y VP drenado en los ensayos de lixiviación desarrollados.

6.3.1 Efecto de la profundidad y zona de CEa en el tratamiento sin carga.

En la Figura 6.1, se presentan los resultados obtenidos en cada una de las columnas evaluadas. Respecto al N-NO_3^- y P_{solu} para este tratamiento las mayores concentraciones se presentaron en las columnas de 27 cm y provenientes de las zonas de CEa alta y media, sin embargo para las variables de CE y pH este comportamiento no se evidenció. Para el caso de la CE, los mayores valores se presentaron en las columnas de 57 cm y para el pH en las columnas de 98 cm, en ambos casos las columnas pertenecían a la zona de CEa alta del corral.

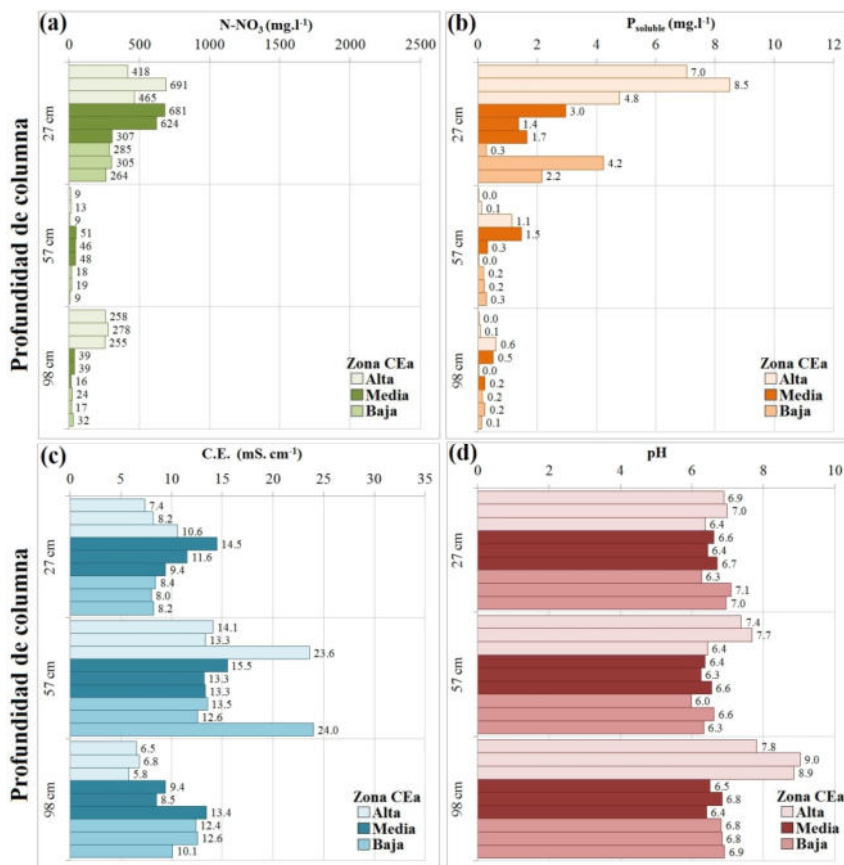


Figura 6.1 Concentraciones de (a) N-NO_3^- , (b) P_{solu} , (c) CE y (d) pH por profundidad y zona de CEa (condición sin carga de estiércol)

En el Cuadro 6.3, se presentan los resultados de la evaluación ANVA para el tratamiento sin carga de estiércol sobre las columnas. En este tratamiento, ninguna de las variables estudiadas mostró diferencias significativas en las interacciones entre profundidad y zona de CEa. En tres de las variables estudiadas (N-NO_3^- , P_{solu} y CE) se encontraron diferencias significativas en profundidad, mientras que en pH solo se encontró diferencias significativas en los diferentes niveles de CEa. En cuanto a la profundidad, para N-NO_3^- y P_{solu} , las concentraciones a 27 cm difieren significativamente de las otras dos profundidades las cuales no se diferencian entre sí. Este comportamiento es diferente para CE, pues los mayores valores se encontraron en la profundidad intermedia (57 cm), que difiere significativamente de los resultados de las profundidades extremas, que a su vez no difieren entre sí.

En cuanto a los valores de pH, en los distintos niveles de zonas de CEa se detectó los mayores valores para la zona de CEa alta que difiere significativamente de la zona de CEa media y baja, y estas no difieren entre sí.

Cuadro 6.3 ANVA de columnas sin carga de estiércol.

| Fuentes de variación | N-NO ₃ | P _{solu.} | C.E. | pH |
|---|-------------------|--------------------|------------------|----------------------|
| Prof | S | S | S | NS |
| zona CEa | NS | NS | NS | S |
| Prof * zona CEa | NS | NS | NS | NS |
| Contrastes entre Profundidades | | | | |
| Cte 1 (P27 / P57) | S (P27 > P57) | S (P27 > P57) | S (P27 < P57) | |
| Cte 2 (P57 / P98) | NS | NS | S (P57 > P98) | |
| Cte 3 (P27 / P98) | S (P27 > P98) | S (P27 > P98) | NS | |
| Contrastes entre zonas de CEa del corral | | | | |
| Cte 1 (CEa M / CEa B) | | | | NS |
| Cte 2 (CEa B / CEa A) | | | | NS |
| Cte 3 (CEa M / CEa A) | | | | S (CEa M < CEa A) |

S : diferencia significativa ($\alpha = 0,05$); NS : diferencia no significativa ($\alpha = 0,05$)

P27, P57, P98: (Profundidad en cm de la columna)

CEa A, CEa M, CEa B: (Conductividad eléctrica aparente alta, media y baja)

6.3.2 Efecto de la profundidad y zona de CEa en el tratamiento con carga.

En la Figura 6.2, se presentan las concentraciones obtenidas en las columnas bajo el tratamiento con carga. En el Cuadro 6.4, se muestran los resultados de la evaluación ANVA para el tratamiento con carga de estiércol sobre las columnas. Se detectaron diferencias significativas en el factor de profundidad en las variables de concentración de N-NO₃⁻, valores de CE y pH.

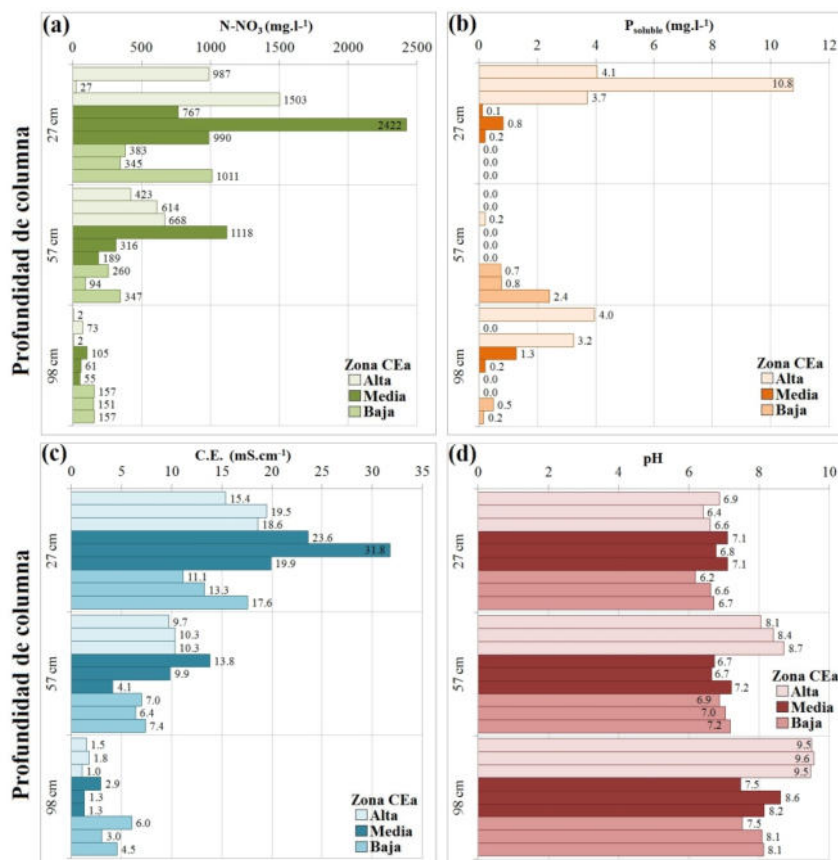


Figura 6.2 Concentraciones de (a) N-NO₃, (b) P_{solu}, (c) CE y (d) pH por profundidad y zona de CEa (condición con carga de estiércol)

De acuerdo al Cuadro 6.4 no se identificaron diferencias significativas en las interacciones de los factores de profundidad y zona CEa, ni tampoco en los distintos niveles del factor zona CEa en las variables N-NO₃⁻, CE y pH. Con respecto al factor profundidad, los mayores valores de N-NO₃⁻ se encuentran a las profundidades de 27 y 57 cm que no se diferencian entre sí, pero sí difieren con los valores de 98 cm. Los valores de CE presentan diferencias significativas entre todas las profundidades, siendo los mayores valores los que corresponden a la menor profundidad y los menores valores a los correspondientes a la mayor profundidad. Pero en el caso del pH ocurre la relación inversa. En cuanto a P_{solu}, se detectó que el mayor valor medio corresponde a las muestras de la zona de CEa_{alta} y profundidad de 27 cm, no diferenciándose de P₂₇-CEa media, P₉₈-CEa media, P₅₇-CEa bajo y P₉₈-CEa alta y sí diferenciándose del resto. Salvo P₂₇-CE alta no hay diferencias estadísticamente significativas entre todo el resto de las comparaciones.

Cuadro 6.4 ANVA de columnas con carga de estiércol.

| Fuentes de variación | N-NO ₃ | P _{solu.} | C.E. | pH |
|---|-------------------|--------------------------------|------------------|------------------|
| Prof | S | NS | S | S |
| zona CEa | NS | NS | NS | NS |
| Prof * zona CEa | NS | S | NS | NS |
| Contrastes entre Profundidades | | | | |
| Cte 1 (P27 / P57) | NS | | S (P27 > P57) | S (P27 < P57) |
| Cte 2 (P57 / P98) | S (P57 > P98) | | S (P57 > P98) | S (P57 < P98) |
| Cte 3 (P27 / P98) | S (P27 > P98) | | S (P27 > P98) | S (P27 < P98) |
| Contraste entre (profundidad / zona de CEa del corral) | | | | |
| Cte 9 (P27-CEa B) / (P27-CEa A) | | S (P27-CEa B) < (P27-CEa A) | | |
| Cte 11 (P27-CEa B) / (P57-CEa B) | | S (P27-CEa B) < (P57-CEa B) | | |
| Cte 16 (P27-CEa A) / (P57-CEa M) | | S (P27-CEa A) > (P57-CEa M) | | |
| Cte 18 (P27-CEa A) / (P57-CEa A) | | S (P27-CEa A) > (P57-CEa A) | | |
| Cte 20 (P27-CEa A) / (P98-CEa B) | | S (P27-CEa A) > (P98-CEa B) | | |
| Cte 22 (P57-CEa M) / (P57-CEa A) | | S (P57-CEa M) < (P57-CEa A) | | |

S : diferencia significativa ($\alpha = 0,05$); NS : diferencia no significativa ($\alpha = 0,05$)

P27, P57, P98: (Profundidad en cm de la columna)

CEa A, CEa M, CEa B: (Conductividad eléctrica aparente alta, media y baja)

6.3.3 Efecto del VP por zona de CEa en el tratamiento con carga

Los resultados de las concentraciones promedio obtenidas de muestras a diferentes VP drenados se presentan en la Figura 6.3. Para el caso del N-NO₃⁻ y la CE, en las columnas tipo A y B los mayores valores se presentaron entre el VP inicial y 0,5VP, en las muestras provenientes de las zonas de CEa media y alta del corral, presentando una tendencia de decaimiento de las concentraciones a medida que aumentaba los VP drenados. Para el caso de las columnas tipo C, los mayores valores promedios se presentaron en las columnas de la zona de CEa baja.

En la Figura 6.3 (a) se presentan las concentraciones de P_{solu.}, en donde contrario a lo que ocurre para los casos del N-NO₃⁻ y la CE, los mayores valores de concentración se presentaron en las muestras colectadas a 1,5VP drenados. En el caso de las columnas tipo A y C, los mayores valores promedios de P_{solu.} fueron obtenidos de muestras provenientes de las zonas de CEa alta y media del corral. Solo en el caso de las columnas tipo B, los mayores valores medios se obtuvieron en las columnas provenientes de la zona de CEa baja en todos los VP drenados.

Para el caso del pH, durante este ensayo, en las columnas tipo A y B en las tres zonas de CEa se observó un aumento gradual del pH respecto al VP drenado, los valores de pH mayores se encontraron en la zona de CEa alta, con promedios de 7,9 para el caso de las tipo A y de 8,8 en las tipo B. En las columnas tipo C, el mayor valor promedio fue de 9,3.

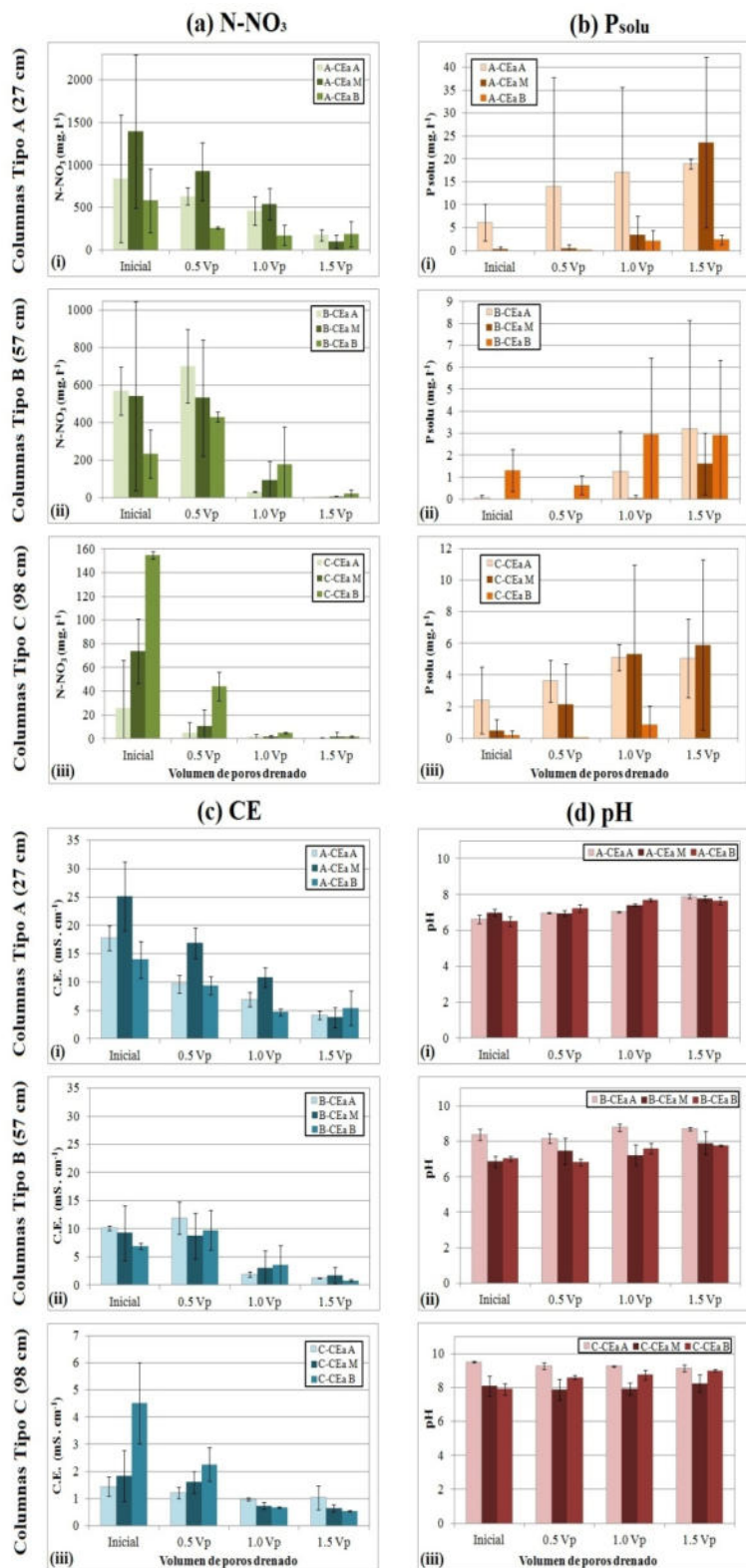


Figura 6.3 Concentraciones promedio de (a) N-NO₃⁻ (b) P_{solu}, (c) CE, (d) pH en diferentes VP, profundidad y zona de CEa (A) alta, (M) media, (B) baja

El Cuadro 6.5 presenta el ANVA de las muestras de la zona de CEa alta, indicando si se evidenció o no diferencia significativa entre los diferentes factores evaluados, para las cuatro variables: N-NO₃⁻, P_{solu}, CE y pH. Al no presentarse diferencias significativas en las interacciones entre la profundidad y VP, se procede al estudio de los efectos principales de ambos factores. En el caso de N-NO₃⁻ y CE los mayores valores en profundidad se obtienen para P27 y P57 que no difieren entre sí; en P_{solu} los mayores valores corresponden a las profundidades P27 y P98 que no difieren entre sí. Para el pH el mayor valor corresponde a P98 que difiere significativamente del resto.

Cuadro 6.5 ANVA de columnas con carga y diferente VP – Zona de CEa alta.

| Factores de variación | N-NO₃ | P_{solu} | C.E. | pH |
|--|-------------------------|-------------------------|----------------------|------------------|
| Prof | S | S | S | S |
| VP | S | NS | S | NS |
| Prof * VP | NS | NS | NS | NS |
| Contrastes entre Profundidades | | | | |
| Cte 1 (P27 / P57) | NS | S (P27 > P57) | NS | S (P27 < P57) |
| Cte 2 (P57 / P98) | S (P57 > P98) | S (P57 < P98) | S (P57 > P98) | S (P57 < P98) |
| Cte 3 (P27 / P98) | S (P27 > P98) | NS | S (P27 > P98) | S (P27 < P98) |
| Contrastes entre volúmenes de poros (VP) drenados | | | | |
| Cte 1 IniVP / 0,5VP | NS | | NS | |
| Cte 2 IniVP / 1,0VP | NS | | S (IniVP > 1,0VP) | |
| Cte 3 IniVP / 1,5VP | S (IniVP > 1,5VP) | | S (IniVP > 1,5VP) | |
| Cte 4 0,5VP / 1,0VP | NS | | NS | |
| Cte 5 0,5VP / 1,5VP | S (0,5VP > 1,5VP) | | S (0,5VP > 1,5VP) | |
| Cte 6 1,0VP / 1,5VP | NS | | NS | |

S : diferencia significativa ($\alpha = 0,05$); NS : diferencia no significativa ($\alpha = 0,05$)

P27, P57, P98: (Profundidad en cm de la columna)

En el Cuadro 6.6 se presentan los resultados del ANVA para el tercer tratamiento de las muestras provenientes de la zona de CEa media. No se presentó en ninguna de las variables evaluadas, diferencias significativas en la interacción profundidad y el volumen de poro drenado (VP). En el caso de los factores profundidad y VP, para las concentraciones de N-NO₃⁻, P_{solu} y valores de CE se detectó diferencias significativas; el pH presentó diferencia para el factor de la profundidad de la columna.

En cuanto a los contrastes de profundidad, para N-NO₃⁻ y CE los mayores valores fueron para P27 y P57 que difieren del P98 pero no entre sí. Para el caso del P_{solu} el P57 difiere del resto y es el que presenta mayor valor. Al comparar el pH los mayores valores se presentaron siempre en las muestras de las columnas de 98 cm de profundidad.

Finalmente para el caso de los contrastes entre los diferentes VP drenados, el N-NO_3^- y CE presentaron siempre los mayores valores en los VP iniciales y 0,5VP; por el contrario cuando se comparan las concentraciones de P_{solu} , los mayores valores se presentaron siempre en las muestras provenientes de los 1,5VP drenados.

Cuadro 6.6 ANVA de columnas con carga y diferente VP – Zona de CEa media.

| Fuentes de Variación | N-NO ₃ | P _{solu} . | C.E. | pH |
|--|----------------------|----------------------|----------------------|------------------|
| Prof | S | S | S | S |
| VP | S | S | S | NS |
| Prof * VP | NS | NS | NS | NS |
| Contrastes entre Profundidades | | | | |
| Cte 1 (P27 / P57) | NS | S (P27 > P57) | NS | NS |
| Cte 2 (P57 / P98) | S (P57 > P98) | S (P57 < P98) | S (P57 > P98) | S (P57 < P98) |
| Cte 3 (P27 / P98) | S (P27 > P98) | NS | S (P27 > P98) | S (P27 < P98) |
| Contrastes entre volúmenes de poros (VP) drenados | | | | |
| Cte 1 IniVP / 0,5VP | NS | NS | NS | |
| Cte 2 IniVP / 1,0VP | S (IniVP > 1,0VP) | NS | NS | |
| Cte 3 IniVP / 1,5VP | S (IniVP > 1,5VP) | S (IniVP < 1,5VP) | S (IniVP > 1,5VP) | |
| Cte 4 0,5VP / 1,0VP | NS | NS | NS | |
| Cte 5 0,5VP / 1,5VP | S (0,5VP > 1,5VP) | S (0,5VP < 1,5VP) | S (0,5VP > 1,5VP) | |
| Cte 6 1,0VP / 1,5VP | NS | NS | NS | |

S : diferencia significativa ($\alpha = 0,05$); NS : diferencia no significativa ($\alpha = 0,05$)

P27, P57, P98: (Profundidad en cm de la columna)

El análisis de la varianza para las muestras de la zona de CEa baja del corral se presenta en la Cuadro 6.7; en esta zona no se detectó diferencia significativa en la interacción de los factores profundidad y VP. Sin embargo para los factores de volúmenes de poro (VP) drenado y profundidad, se determinó para cada caso diferencia significativa en las cuatro variables analizadas.

Respecto a los contrastes de profundidad, tanto para las variables N-NO_3^- como CE, los mayores valores corresponden a P27 y P57 que no se diferencian entre sí, pero sí de la mayor profundidad. En P_{solu} el mayor valor corresponde a P57 aunque no se diferencia de P27 y en cuanto a pH, el mayor valor corresponde a P98 que se diferencia del resto.

En el caso de las comparaciones entre los diferentes volúmenes de poros drenados, para el caso de los contrastes en el N-NO_3^- y CE donde se detectó diferencia significativa, los mayores tenores se presentaron en los VP iniciales del ensayo, es decir entre VP inicial y 0,5VP. Por su parte para el caso del P_{solu} y pH, los mayores valores se presentaron en las muestras provenientes de los VP drenados al final del ensayo, es decir en 1,0VP y

1,5VP y para pH, el menor valor es para el VP inicial y en el resto no se detectan diferencias significativas.

Cuadro 6.7 ANVA de columnas con carga y diferente VP – Zona de CEa baja

| Fuentes de Variación | N-NO ₃ | P _{solu.} | C.E. | pH |
|--|----------------------|----------------------|----------------------|----------------------|
| Prof | S | S | S | S |
| VP | S | S | S | S |
| Prof * VP | NS | NS | NS | NS |
| Contrastes entre Profundidades | | | | |
| Cte 1 (P27 / P57) | NS | NS | NS | NS |
| Cte 2 (P57 / P98) | S (P57 > P98) | S (P57 > P98) | S (P57 > P98) | S (P57 < P98) |
| Cte 3 (P27 / P98) | S (P27 > P98) | NS | S (P27 > P98) | S (P27 < P98) |
| Contrastes entre volúmenes de poros (VP) drenados | | | | |
| Cte 1 IniVP / 0,5VP | NS | NS | NS | NS |
| Cte 2 IniVP / 1,0VP | S (IniVP > 1,0VP) | S (IniVP < 1,0VP) | S (IniVP > 1,0VP) | S (IniVP < 1,0VP) |
| Cte 3 IniVP / 1,5VP | S (IniVP > 1,5VP) | NS | S (IniVP > 1,5VP) | S (IniVP < 1,5VP) |
| Cte 4 0,5VP / 1,0VP | NS | S (0,5VP < 1,0VP) | S (0,5VP > 1,0VP) | NS |
| Cte 5 0,5VP / 1,5VP | S (0,5VP > 1,5VP) | S (0,5VP < 1,5VP) | S (0,5VP > 1,5VP) | NS |
| Cte 6 1,0VP / 1,5VP | NS | NS | NS | NS |

S : diferencia significativa ($\alpha = 0,05$) NS : diferencia no significativa ($\alpha = 0,05$)

P27, P57, P98: (Profundidad en cm de la columna)

6.4 Discusión de resultados

Para el caso del tratamiento 1, el factor de mayor incidencia respecto a las concentraciones de N-NO₃⁻, P_{solu} y CE, fue la profundidad de la columna, encontrándose que las mayores concentraciones se presentaron en las columnas más superficiales (más cercanas a la fuente de estiércol). En el caso del pH, los mayores valores se presentaron en las muestras provenientes de las columnas de suelo de la zona de CEa alta.

Por su parte, los resultados del tratamiento 2 indicaron al factor de profundidad de la columna, como el principal parámetro que determina las mayores concentraciones de N-NO₃, CE y pH. En el caso de los dos primeros, las mayores concentraciones se presentaron en las longitudes de columna más superficiales; sin embargo para el pH los mayores valores se presentaron en las columnas de mayor profundidad, posiblemente asociado a la acumulación de sales solubles (especialmente sódicas) que pueden elevar los valores de pH en la solución.

Para el caso del P_{solu} en el tratamiento 2, el factor que presentó mayor relevancia fue la combinación de la profundidad y la zona de CEa; en la mayoría de los casos, las mayores concentraciones de P_{solu} se presentaron en columnas de profundidad superficial y que provenían de la zona de CEa alta. Esto indica claramente la influencia de la carga

adicionada y la carga residente en las columnas, posiblemente por estar ubicada en la zona del bajo topográfico del corral (Wyngaard *et al.*, 2011, 2012) que constituye una zona de acumulación de los elementos provenientes del escurrimiento superficial.

Por otro lado, también se encontró en el tratamiento 3 un mayor aporte de masa lixiviada de P_{disp} y aumento de sales disueltas totales en las columnas P98 (tipo C), correspondientes a la zona de CEa alta. En el caso de N-NO_3^- , el mayor aporte se presentó en la zona de CEa baja (zona topográfica media del corral).

A partir del tratamiento 3, se puede observar una mayor concentración de N-NO_3^- a los 0,5VP y de P_{disp} a las 1,5VP. En el caso del N-NO_3^- , este valor coincide con los reportado por Bohn *et al.* (1993), a través de las curvas de avance (BTC) de aniones, mientras que para el fósforo es 8VP. Se demuestra así la mayor movilidad del N-NO_3^- comparado con el P_{solu} , que en nuestro caso se movilizó aún a volúmenes de poro menores. Por otro lado, se determinaron los volúmenes de poros representativos para cada nutriente a tener en cuenta para el ensayo de flujo y transporte. Para el caso del nitrato serían los iniciales y para el caso del P_{solu} , se estaría evidenciado solo después de los 1,5VP.

Finalmente, si bien el N-NO_3^- no presentó diferencias significativas entre las distintas zonas de CEa, el pH y el P_{disp} (combinación de profundidad y CEa) sí presentaron diferencias significativas en las muestras provenientes de la zona de CEa alta. En esta zona además se encontró el mayor aporte acumulado de masas de nutrientes, sales lixiviadas y valores de pH.

Por otro lado, en las columnas de mayor longitud (98 cm), fue evidente para el caso del pH y en algunas situaciones el P_{solu} , que los valores promedios fueron significativamente superiores y más aún si se consideraba de manera conjunta las columnas de la zona de CEa alta del corral, se puede concluir que la zonificación fue un buen indicador de las zonas críticas que pueden influir en la contaminación, tanto del perfil del suelo como en el agua subterránea. Por esta razón, se decidió utilizar columnas de la zona de CEa alta (zona bajo topográfica del corral), teniendo en cuenta los VP representativos para cada nutriente y las columnas de mayor longitud (98 cm) para el desarrollo de los ensayos de flujo y transporte.

Capítulo 7. Escenarios de flujo y transporte en columnas de suelo

7.1 Introducción

Es reconocida la virtud de los modelos de flujo y transporte en la ZNS de poder evaluar estrategias para la protección de los recursos naturales y alternativas de remediación. Si bien existen algunos antecedentes de aplicación de modelos en el estudio del flujo y de transporte para el diagnóstico de la movilidad de algunos nutrientes, su aplicación en sistemas de engorde de ganado a corral no está muy difundida.

En los últimos años, el uso de este tipo de modelos en el ámbito de la agronomía se ha incrementado y se ha facilitado la comprensión de los diversos factores y mecanismos que interactúan en el flujo y transporte en la ZNS, permitiendo evaluar diferentes estrategias de reducción del impacto ambiental en algunos agroecosistemas.

La combinación de ensayos en columnas inalteradas de suelo con la simulación numérica a través de un modelo, ha sido utilizada ampliamente para el estudio del flujo y transporte en diferentes tipos de suelos, situaciones ambientales (infiltración, evaporación, evapotranspiración) y solutos como pesticidas, microbios y bacterias, metales pesados, nutrientes y líquidos no acuosos, así como también para la determinación de los principales parámetros que los dominan (Lewis y Sjöstrom, 2010).

Los estudios unidimensionales en columnas de suelo en laboratorio, han sido utilizados para simulaciones de flujo y transporte tanto en condiciones estacionarias como variables. Por ejemplo, García-Sinovas *et al.* (2007) y Viotti P. *et al.* (2005) llevaron a cabo diferentes pruebas de laboratorio en columnas de suelo no saturadas y aplicación de modelos de simulación numérica para la evaluación de parámetros de transporte de sustancias contaminantes. Elmi *et al.* (2012) llevaron a cabo ensayos de lixiviación y realizaron simulaciones con HYDRUS-1D para investigar la distribución vertical y procesos de transporte de diferentes formas de fosfatos en columnas reconstruidas de suelo.

Estos procesos pueden ser simulados con el objetivo de evaluar la lixiviación y dinámica en el perfil del suelo tanto del N-NO_3^- , P_{solu} y la concentración de sales producto de la acumulación de estiércol en la superficie de un corral. Asimismo, es de fundamental importancia la elección de las columnas de suelo inalteradas en las cuales se puedan desarrollar ensayos de flujo y transporte controlado, teniendo en cuenta los distintos factores de variabilidad de las propiedades del suelo que pueden favorecer esos procesos, como se analizó en el capítulo anterior.

El objetivo principal de este capítulo fue evaluar la aplicación del modelo numérico HYDRUS-1D para simular procesos de flujo y transporte en este tipo de Agrosistemas. Para ello, se procedió inicialmente a la determinación a nivel de laboratorio, en las columnas elegidas según lo descrito en el capítulo anterior, de los principales parámetros de flujo y transporte necesarios para la aplicación del modelo numérico. Posteriormente, se llevaron a cabo dos ensayos experimentales con diferentes condiciones de flujo en superficie, cuyos resultados fueron utilizados para la calibración y validación del modelo numérico. Como última etapa, se llevaron a cabo diferentes simulaciones numéricas considerando probables situaciones de acumulación de estiércol en un corral.

7.2 Materiales y métodos

7.2.1 Estimación de parámetros flujo

Para la estimación de los principales parámetros de flujo (θ , θ_s , α , n y K_{sat}) descritos en el capítulo 3, se utilizaron muestras de suelo inalteradas, extraídas en las diferentes calicatas de los corrales evaluados (Sección 2.5.1 del Capítulo 2) de Trenque Lauquen. Para la determinación de la curva de retención hídrica (CRH), en cada perfil de suelo, se utilizó el método indirecto de platos de tensión y ollas de presión (Dane y Topp, 2002). Las muestras de suelo fueron sometidas a diferentes presiones (33, 100, 500, 1000 y 1500 kPa), con el objetivo de construir la CRH.

El ajuste de las curvas y determinación de los parámetros de flujo, fue mediante la función de pedotransferencia (FPT) Rosetta-Lite desarrollada por Schaap *et al.* (2001) utilizando 5 niveles de información de los suelos evaluados (clase textural, porcentajes de arena, limo y arcilla y densidad aparente) y sus respectivos valores de humedad volumétrica (θ) a 33 y 1500 KPa.

7.2.2 Estimación de parámetros de transporte

Respecto a los parámetros de transporte mencionados en la Sección 3.3.4 del Capítulo 3, necesarios para la simulación del transporte de solutos en condiciones de desequilibrio físico, a continuación se mencionan los aspectos metodológicos específicos llevados a cabo para su estimación.

- **Desarrollo de curvas de avance o rotura (BTC)**

En la determinación de los parámetros de coeficiente de dispersión efectivo (D_e) y factor de retardo (R) de transporte de solutos de la Ecuación de dispersión-advención (ADE), se utilizó un procedimiento gráfico que consiste en el cálculo aproximado de la pendiente y la ubicación de una curva efluente la cual avanza en función del número de volúmenes de poro o tiempo (van Genuchten y Wierenga, 1976).

Esta curva efluente, es la que se denomina curva de avance o de rotura (BTC), y se logra aplicando a la superficie de la columna, una vez establecido un flujo estacionario, una solución de concentración conocida (C_o) con un elemento conservativo que sirva de trazador. La solución desplazada es recolectada a la salida de la columna en varios intervalos de volumen de poro (VP) o de tiempo, analizando posteriormente las concentraciones del ion de interés en laboratorio, para cada una de las sub-muestras. Se obtiene entonces una concentración (C) a la salida de la columna, la cual es registrada simultáneamente con el VP y tiempo en el cual fue obtenida.

El gráfico de la concentración relativa (C/C_o) en función del VP del efluente o el tiempo, es lo que se conoce como la curva de avance para ese ion. El factor R corresponde al valor de VP en el cual la curva BTC alcanza una concentración relativa (C/C_o) igual a 0,5.

El D_e se obtiene como la pendiente de la curva BTC cuando el VP es igual a 1. La velocidad del agua de poros (v) es obtenida como la relación entre la densidad de flujo (J_w), la longitud de desplazamiento (L) (largo de la columna), área y θ .

Para el desarrollo de las curvas BTC, se utilizaron las columnas de suelo inalteradas tipo B (57 cm de longitud), las cuales pertenecen al grupo de columnas que presentaron diferencias significativas en los ensayos de lixiviación mencionados en el capítulo 6.

Se implementó un método simplificado al desarrollado por Robbins (1989): sobre las columnas se generó una condición de flujo no saturada, se aplicó agua destilada mediante una botella de Mariotte para garantizar un caudal constante y que no se presentaran encharcamientos en la superficie. Una vez establecido el flujo constante se aplicó en la parte superior una solución de NaCl. La concentración inicial (C_0) de Cl^- fue de 1.114 mg.l^{-1} , con una C.E de $3,96 \text{ mS.cm}^{-1}$ y un pH 6,18.

A lo largo del ensayo, para diferentes VP se midieron las concentraciones de Cl^- lixiviado, valores de la CE, la densidad de flujo (J_w) y la velocidad v , como $v = J_w/\theta$.

- **Ajuste de parámetros de transporte**

Los resultados de la curva de avance fueron utilizados para la implementación del modelo CXTFIT (van Genuchten, 1981; Parker y van Genuchten, 1984; Toride *et al.*, 1995), que permite estimar, mediante un proceso de optimización lineal, los diferentes parámetros adimensionales (β y ω) (ecuaciones 3.20 y 3.21) y dimensionales considerados en la ecuación de transporte de solutos. Una vez optimizados los parámetros por el modelo CXTFIT, se estimaron θ_{mo} y f considerando algunos supuestos (Nkedi-Kizza *et al.*, 1984; Radcliffe y Simunek., 2010; Shukla, 2013) para completar los datos de entrada en la implementación numérica.

En la Figura 7.1 se muestra el diagrama de flujo, con las diferentes etapas consideradas para la obtención de los parámetros de flujo y transporte que se utilizaron en las implementaciones numéricas.

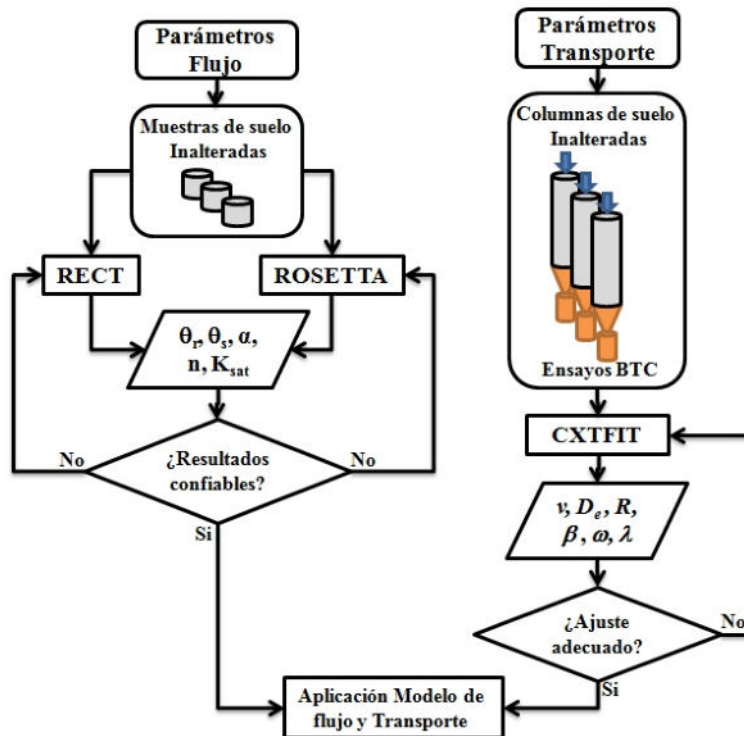


Figura 7.1 Diagrama de flujo para la obtención de parámetros de flujo y transporte

7.2.3 Ensayos de flujo y transporte

La evaluación de los procesos de transporte de contaminantes en los sistemas de engorde de ganado presenta grandes inconvenientes, debido principalmente a la alta variabilidad de los diferentes flujos, distribución de los aportes de materia orgánica y condiciones que se pueden presentar en la superficie del corral.

La entrada de nutrientes al suelo está definida por el tipo de condición de entrada de flujo de agua en la superficie del corral. La falta de condiciones de operación y mantenimiento o de diseño (baja pendiente), posibilita que se configure un escenario en condiciones de encharcamiento (cercanía de bebederos o comederos) bien sea por efecto del agua de bebida u orina, o por acumulación de agua de lluvia en las zonas bajas del corral. Por otro lado, el escenario ideal, es aquel en el cual no se presentan encharcamientos a lo largo del período de engorde. Por lo tanto, para representar estos dos escenarios se realizaron dos ensayos de transporte, uno en condiciones de entrada de flujo por saturación y otro mediante pulsos. El objetivo fue estudiar la evolución de las concentraciones de $N-NO_3^-$, P_{solu} , Cl^- , CE y pH a diferentes profundidades y tiempos, bajo dos escenarios supuestos de entrada de flujo de agua.

Para dichos ensayos, se utilizaron las columnas tipo C (de 98 cm de longitud) correspondientes a la zona de CEa alta. El suministro de flujo en la superficie fue controlado mediante una botella de Mariotte, se instalaron sensores de humedad volumétrica a las profundidades de 20, 51 y 83 cm. Para la extracción de agua se instalaron micro-rizómetros en diferentes profundidades (5, 31, 62 y 98 cm). Los análisis de laboratorio de los parámetros, fueron realizados mediante las técnicas mencionadas para muestras de agua (Sección 2.5.2 del Capítulo 2). En la Figura 7.2, se puede observar el montaje experimental realizado para el desarrollo de los ensayos de transporte.

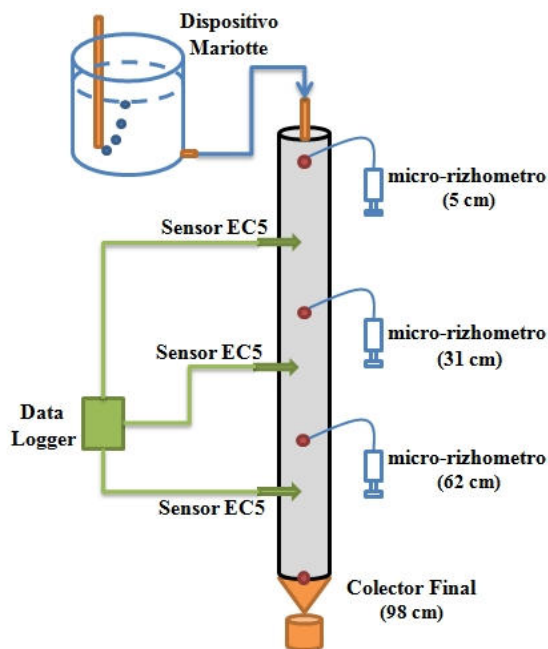


Figura 7.2 Montaje experimental para los ensayos de transporte.

Inicialmente, las columnas fueron sometidas a varias aplicaciones de agua, con el objetivo de lavar los nutrientes, estabilizar los parámetros físico-químicos (CE y pH), evaluar el funcionamiento de los sensores de humedad y conocer las condiciones iniciales de cada ensayo. Las columnas fueron llevadas a capacidad de campo; se le adicionó una carga de estiércol estabilizado seco al aire, equivalente a un año de acumulación continua, siguiendo las estimaciones sugeridas por la norma ASAE D384.2.

Las condiciones de flujo en la parte superior de cada columna se establecieron de la siguiente manera; El **primer ensayo** (E1) de transporte se llevó a cabo bajo la condición de saturación (sin generar una columna de agua) en la superficie, sobre la carga de estiércol.

Este ensayo fue realizado durante un período de 39 días consecutivos, equivalente a medio ciclo de encierre de ganado. Durante el ensayo se aplicó un total de 14 litros de agua destilada, de los cuales drenaron 10,9 litros, lo cual fue equivalente a 3,6 VP. La frecuencia de aplicación y muestreo de agua fue diaria.

Para el **segundo ensayo** (E2), se estableció una entrada de flujo de agua en forma de pulsos semanales, los cuales fueron aplicados sobre la superficie de la columna como láminas de agua, asociadas a los meses de lluvia más intensos (período diciembre – marzo según los registros mensuales de lluvia de Trenque Lauquen para el período 1974-2013).

El ensayo mediante la condición de pulsos, tuvo una duración de 112 días, que correspondería a un ciclo completo de encierre. Se aplicó un volumen total de agua de 4,7 litros, de los cuales drenaron 2,9 litros, equivalente a 1VP.

Para este ensayo se aplicó un total de 12 pulsos de agua (1 por cada semana), los cuales fueron adicionados de la siguiente manera. Para el primer mes se aplicaron 4 pulsos de lámina de agua de 42 mm (238 cm^3), en el segundo mes, 4 pulsos de 38 mm (218 cm^3) y durante el tercer y cuarto mes, 8 pulsos de 46 mm (260 cm^3). La frecuencia de muestreo de agua intersticial fue semanal, con una duración aproximada de 2 días.

7.2.4 Simulación numérica de los ensayos de flujo y transporte

Para la implementación numérica, inicialmente se desarrolló un modelo conceptual, con el objetivo de disponer de un marco simplificado de las principales características del perfil del suelo y de la zona del corral que fue seleccionada por medio de los ensayos de lixiviación descritos en el Capítulo 6.

Las simulaciones numéricas de los dos escenarios descritos en la sección anterior se llevaron a cabo mediante el modelo HYDRUS-1D (Šimůnek *et al.*, 1998). La modelización contempló las etapas de calibración, validación, y análisis de sensibilidad de los parámetros. Esto permitió evaluar la aplicabilidad del modelo a este tipo de escenarios de flujo y transporte de solutos originados en los corrales de engorde.

- **Calibración y validación**

Los procesos de calibración y validación requieren de un conjunto de datos observados que permiten evaluar el ajuste de las variables simuladas; inicialmente el conjunto de datos de cada uno de los ensayos fue dividido en partes iguales. El primer grupo de

datos fue utilizado para el proceso de calibración de los parámetros de flujo y posteriormente los de transporte. El segundo conjunto de datos se utilizó para la validación.

Se llevó a cabo la calibración de los parámetros mediante el ajuste de los valores simulados de θ y concentraciones a los datos observados. Para los parámetros de transporte, se utilizaron como datos iniciales los resultados de los ensayos de curva de avance de cloruro desarrollados en la Sección 7.2.2. Debido a la naturaleza no reactiva del Cl^- , éste fue utilizado para llevar a cabo el ajuste de los parámetros de tasa de transferencia de agua (ω) y solutos (α), dispersividad longitudinal (D_L), y parámetros de fracción de sitios de adsorción en contacto con el agua móvil (f).

Para el caso de los demás solutos (sales, N-NO_3^- y P_{solu}), la calibración de los parámetros de transporte y reacción fue realizada de forma manual para cada uno de ellos. Para las sales y N-NO_3^- , se ajustaron los parámetros (α), tasa constante de orden cero para la fase sólida (γ_s) y tasa constante de primer orden para la fase disuelta (μ_w). En dichos solutos no se consideraron efectos reactivos ($Kd = 0$).

Para P_{solu} , además de ajustar los parámetros anteriormente mencionados, en la simulación del transporte, se consideraron efectos reactivos del P_{solu} con el medio, por lo cual se adicionó un modelo de adsorción de tipo lineal, ajustándose el parámetro de coeficiente de adsorción. (Kd).

Como criterios de aceptación del ajuste se realizó una valoración cuantitativa y cualitativa. Para la evaluación cuantitativa se usó la estimación de dos estadísticos: la raíz del error cuadrático medio (RMSE) (SEA, 2012), y el coeficiente de eficiencia de Nash-Sutcliffe (NSE) (Nash y Sutcliffe, 1970). Para el RMSE, el grado de aceptación fue que dicho valor fuera cercano a cero (0) con lo cual se indicaría que no existe diferencia entre los resultados observados y simulados (Ritter *et al.*, 2011; Elmi *et al.*, 2012). La estimación del RMSE y del NSE se realizó mediante las siguientes expresiones:

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n [W_i \cdot (D_{obs-i} - D_{sim-i})]^2} \quad (7.1)$$

en donde m , es el número de observaciones y $n = m - 1$, D_{obs} es el dato observado, D_{sim} es el dato simulado, W_i es un ponderador de peso, el cual fue asumido como 1.

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^m (D_{sim-i} - D_{obs-i})^2}{\sum_{i=1}^m (D_{obs-i} - D_{obs-m})^2} \quad (7.2)$$

en donde D_{obs-m} , es valor promedio de los datos observados. Valores de NSE cercanos a 1 indican un ajuste excelente, valores entre 0,0 y 0,6 indican un ajuste satisfactorio a bueno y valores menores a cero indican un ajuste insuficiente, sugiriendo que el promedio de los valores observados es mejor predictor que el modelo utilizado (Krause *et al.*, 2005). La evaluación cualitativa se realizó comparando gráficamente los datos observados y simulados verificando la tendencia temporal de las humedades volumétricas y las concentraciones en las diferentes profundidades evaluadas.

7.2.5 Simulación de posibles escenarios de manejo de un corral

Una vez finalizadas las etapas anteriores, se llevó a cabo la simulación numérica de una serie de escenarios de manejo, para lo cual se tomaron los parámetros calibrados y validados bajo el escenario de flujo por pulsos. En todos los casos se consideró la existencia de una capa de estiércol en la superficie del suelo de un espesor de 12 cm, con distintas concentraciones de nutrientes ($N-NO_3^-$ y P_{solu}).

El tiempo total de la simulación fue de 365 días, en el cual se representaron 3 ciclos de engorde, cada uno de una duración de 119 días. El inicio del primer ciclo se consideró a partir del mes de marzo (debido a la zafra de terneros en la Argentina). Por otro lado, se consideró que entre cada uno de los ciclos se realizaban labores de remoción de estiércol, las cuales disminuyen en un 75% las concentraciones de los nutrientes en el estiércol acumulado.

Respecto a las condiciones de borde variable, se asignaron los valores de precipitación promedio mensual y de evapotranspiración potencial (Eto) estimada mediante Thornthwaite con los registros de la estación de General Villegas – INTA, para el periodo 1974-2013. Se consideró que en cada mes del, se presentaron 3 eventos de lluvia con igual intensidad, siendo la asignación del día de lluvia aleatoria para cada mes. Respecto a la ETo, se tomaron los valores mensuales y se asignó su respectivo valor diario. Las mediciones de precipitación y Eto ingresadas al modelo se presentan en la Figura 7.3.

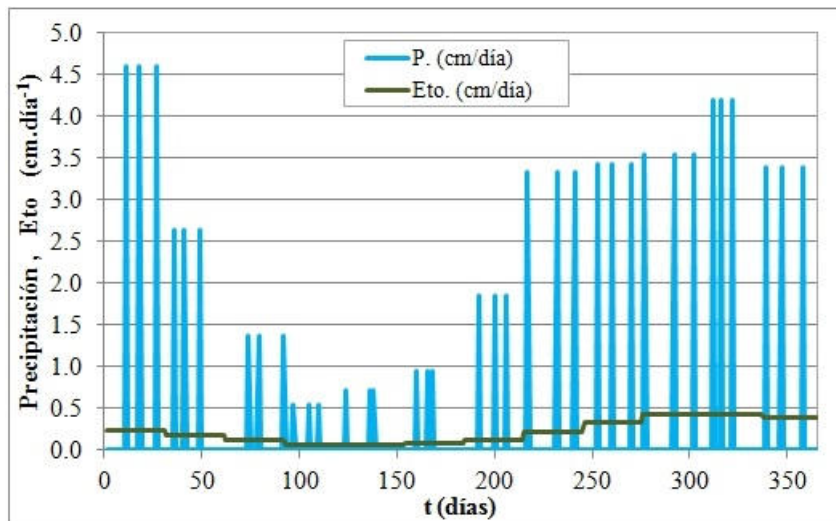


Figura 7.3 Distribución de la precipitación y evapotranspiración

Como condiciones iniciales para el perfil de suelo, se asignaron las concentraciones de $N-NO_3^-$, P_{solu} y θ de puntos testigos del corral C1; en función de la profundidad del nivel freático medida en la zona baja del corral, se consideró un perfil de suelo con una profundidad de 250 cm.

En el **primer escenario de acumulación** (EA1), se consideró que la capa de estiércol presentaba una concentración igual a la obtenida en el ensayo de flujo por pulsos y se supuso un aumento en las concentraciones de $N-NO_3^-$ y P_{solu} de tipo lineal en función del tiempo. En el final de cada ciclo de engorde, se asumió que se presenta una

disminución del 75% de las concentraciones de ambos nutrientes en la capa de estiércol por efectos de las operaciones de remoción.

Para el **segundo escenario de acumulación** (EA2), las concentraciones en la capa de estiércol fueron calculadas tomando como base la norma ASAE D384.2 mencionada en la Sección 6.2.1 del Capítulo 6. Para las cantidades de N-NO_3^- y P_{solu} se consideró un modelo de feedlot profesional, con una ocupación de 150 animales y una densidad de $20 \text{ m}^2 \cdot \text{animal}^{-1}$; y de la misma manera que en el EA1, se consideraron 3 ciclos completos con sus respectivas operaciones de remoción.

En la Figura 7.14, se presentan las variaciones de las concentraciones en la capa de estiércol asignada para los escenarios de manejo EA1 y EA2.

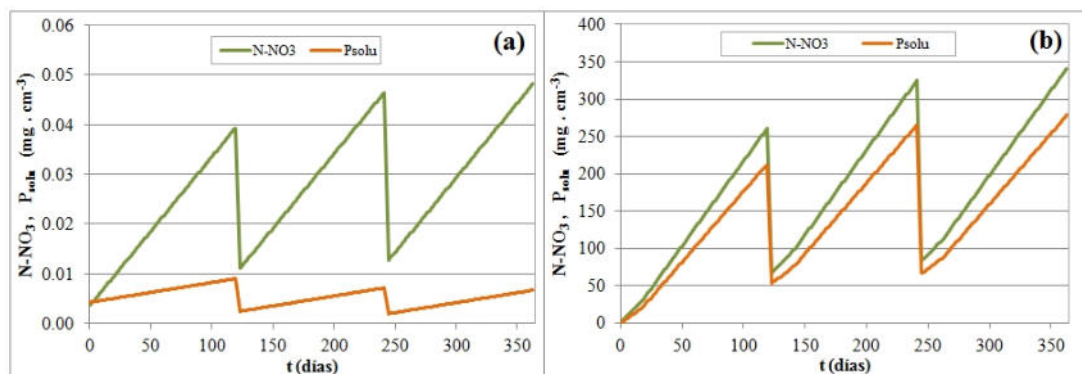


Figura 7.4 Variación de concentraciones en la capa de estiércol, (a) concentración del ensayo por pulsos, (b) concentración ASAE D384.2.

Finalmente como **tercer escenario de acumulación** (EA3), se consideró simular los efectos de un corral abandonado mediante una capa superficial, a la cual se le asignó una concentración inicial de N-NO_3^- de $0,11 \text{ mg} \cdot \text{cm}^3$ ($98,57 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$) y de P_{solu} de $0,35 \text{ mg} \cdot \text{cm}^3$ ($324,89 \text{ mg} \cdot \text{kg}^{-1}$), correspondientes a los valores promedio medidos en la campaña 2009 dentro del corral C-1.

Para la comparación de estos escenarios, se realizó una simulación de una “situación testigo”, en la que no se considera acumulación de estiércol en la superficie y al perfil de suelo se le asignó, las concentraciones de N-NO_3^- y P_{solu} iniciales obtenidas en las columnas experimentales de la zona baja del corral C-1. En esta simulación solo se tuvieron en cuenta los efectos de las condiciones de borde variable (precipitación y Eto) que se establecieron en todos los escenarios de manejo.

7.3 Resultados

En total se evaluaron cuatro horizontes de suelo identificados en la calicata C1T3 de la zona de CEa alta del corral (zona topográfica baja de corral 1). Estos presentaron espesores variables. En el Cuadro 7.1 se presentan los diferentes horizontes, espesores y datos de entrada para el modelo de flujo, el valor de K_{sat} , fue asignado como la K_{sat} efectiva teniendo en cuenta la profundidad y espesor de cada una de las capas cuyas K_{sat} fueron evaluadas por medio de los ensayos de laboratorio descritos en la sección (2.5.1 del Capítulo 2).

Cuadro 7.1 Horizontes y parámetros de flujo.

| Capa | Horizonte | Prof (cm) | θ_r (cm ³ .cm ⁻³) | θ_s (cm ³ .cm ⁻³) | α (1.cm ⁻¹) | n (-) | Ksat (cm.h ⁻¹) |
|------|-----------|-----------|---|---|--------------------------------|--------|----------------------------|
| 1 | estiércol | 0-12 | 0,1533 | 0,5962 | 0,0004 | 2,7909 | 0,18 |
| 2 | A | 12-28 | 0,0307 | 0,4443 | 0,0237 | 1,3368 | 0,35 |
| 3 | AC | 28-72 | 0,0216 | 0,3995 | 0,0069 | 1,5018 | 3,18 |
| 4 | C | 72-117 | 0,0263 | 0,3826 | 0,0388 | 1,3763 | 3,80 |

** θ_r y θ_s son la humedad residual y saturada, α y n son parámetros de ajuste y Ksat la conductividad hidráulica.

7.3.1 Curvas de avance y ajuste de parámetros

En la Figura 7.5 se pueden observar los resultados de las curvas BTC en las columnas de la zona de CEa alta del corral 1. El VP promedio de las columnas tipo B, fue de 1.605 cm³. La aplicación del trazador se llevó a cabo hasta alcanzar un $C/C_o = 1$, para lo cual al final del ensayo se recolectó un volumen promedio de efluente de 3.979 cm³, equivalente a unos 3,8 VP de la columna.

Se aplicó un flujo volumétrico promedio de 304,6 cm³.h⁻¹. La densidad de flujo establecida en el ensayo fue de 5,37 cm.h⁻¹. Las columnas presentaron una θ promedio de 0,49, con lo cual se estimó una $v = 11,01$ cm.h⁻¹.

Al determinar la concentración relativa en 0,5, se observó que el avance del soluto se presentó en un VP menor a 1, el cual corresponde a un factor de retardo promedio de $R=0,73$. Este valor es característico para procesos de transporte donde se produce exclusión aniónica, por lo que se presenta un avance rápido del soluto a lo largo de la columna, producto de la repulsión de los aniones de las superficies arcillosas del medio poroso (Shukla, 2013).

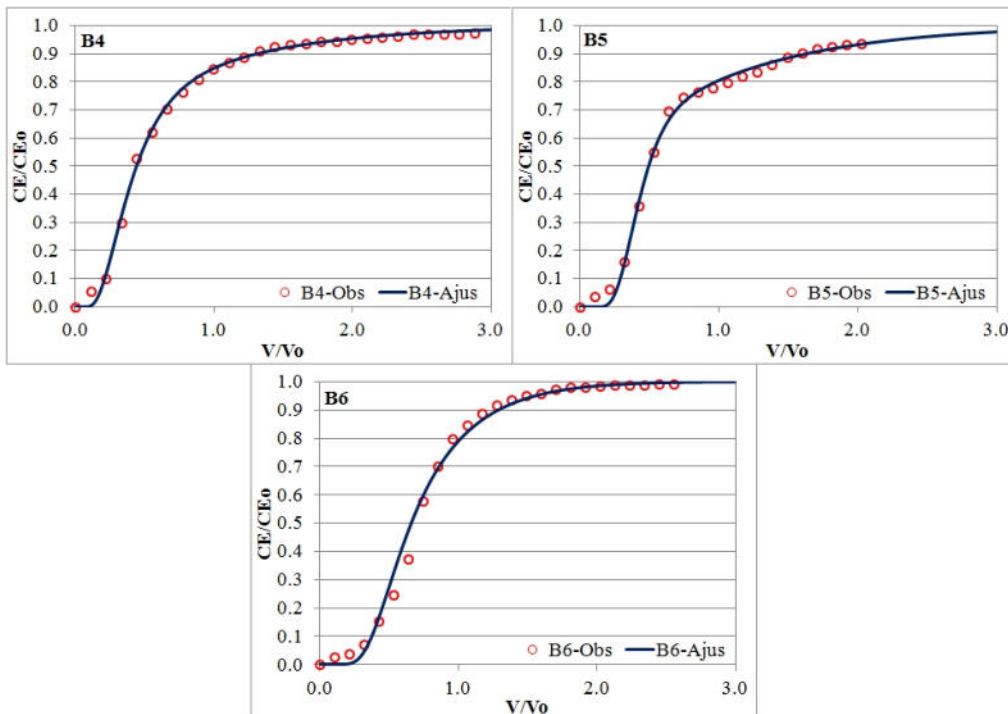


Figura 7.5 Curvas de avance ajustadas (línea) y datos observados (círculos).

En el Cuadro 7.2 se presentan los diferentes parámetros de transporte ajustados mediante la aplicación del modelo CXTFIT. Los resultados experimentales y estimación de la dispersividad (λ) coincidieron con los típicos valores reportados por Jury y Horton (2004) para este parámetro en columnas intactas de suelo.

Cuadro 7.2 Parámetros de transporte

| Columna | De (cm ² /min) | R [-] | β [-] | ω [-] | α_s (h ⁻¹) | λ (cm) |
|--------------|------------------------------|-------------|----------------|-----------------|----------------------------------|-------------------|
| B4 | 1,73 | 0,65 | 0,71 | 0,24 | 0,02 | 8,97 |
| B5 | 0,62 | 0,77 | 0,59 | 0,40 | 0,04 | 3,53 |
| B6 | 0,74 | 0,76 | 0,80 | 0,60 | 0,05 | 4,06 |
| Prom. | 1,03 | 0,73 | 0,70 | 0,41 | 0,04 | 5,52 |

Debido a la homogeneidad en el tipo textural y densidad aparente a lo largo del perfil del suelo correspondiente a la zona de CEa alta, se asignó el valor promedio de los parámetros de transporte, como valor de entrada inicial para la implementación numérica en cada una de las capas consideradas en el perfil.

7.3.2 Escenarios de transporte

A continuación se presentan los resultados de los análisis de las muestras de agua (solución del suelo) en las diferentes profundidades evaluadas en las columnas tipo C, sometidas a los dos escenarios de flujo. En la columna C4 se estableció el escenario de superficie saturada y en la columna C5 el de flujo por pulsos. Para el cálculo de las diferentes masas lixiviadas en este ensayo, se utilizaron las expresiones mencionadas en la Sección 2.8.1 de Capítulo 2.

- **Ensayo de flujo superficie saturada**

La Figura 7.6 (a-i) presenta la evolución de las concentraciones de N-NO₃⁻ en diferentes profundidades. A pesar de los múltiples lavados previos, al inicio del ensayo (19/05/17), la columna presentó desde los 61 cm, concentraciones superiores a los 5 mg.l⁻¹. Una vez iniciado el ensayo hubo un aumento de la concentración N-NO₃⁻ en la mayoría de las profundidades del perfil al tercer día, excepto en los 98 cm.

Respecto a la cantidad de N-NO₃⁻ lixiviado bajo este escenario, se produjo un total equivalente a 35,50 kg.ha⁻¹. En la Figura 7.6 (a-ii) se puede observar la evolución en el tiempo de los aportes lixiviados de N-NO₃⁻, siendo los mayores valores en la primera semana, y en las siguientes el aporte promedio fue de 0,89 kg.ha⁻¹.

Para el caso del P_{solu}, la Figura 7.6 (b-i) de la misma manera que el N-NO₃⁻, la columna presentó antes de iniciar el ensayo una concentración promedio de P_{solu} de 11,5 mg.l⁻¹ entre los 32 cm y 98 cm. Temporalmente, en todas las profundidades hubo variación en las concentraciones de P_{solu}, indicando una elevada movilidad.

En la Figura 7.6 (b-ii) se pueden observar las cantidades lixiviadas de P_{solu} durante este tipo de escenario; alcanzando un total de 208,9 kg.ha⁻¹, En las primeras semanas se presentó una lixiviación promedio de 11,3 kg.ha⁻¹. En las semanas restantes el promedio lixiviado de P_{solu} fue de 6,7 kg.ha⁻¹.

La evolución del Cl^- se presenta en la Figura 7.6 (c-i); antes del inicio del ensayo, los lavados aplicados lograron disminuir notablemente la concentración de este ión en toda la columna. Una vez iniciado el ensayo, el tiempo de permanencia del pulso de Cl^- fue sólo de 1 semana. Al final del ensayo se lixivió un total de 178 mg de Cl^- , los cuales serían equivalentes a $313,6 \text{ kg} \cdot \text{ha}^{-1}$.

El comportamiento de la CE en el perfil de la columna se muestra en la Figura 7.6 (d-i), con un máximo en el primer día del ensayo, $3,6 \text{ mS} \cdot \text{cm}^{-1}$ en la profundidad de 5 cm. El aumento de la CE se evidenció en el transcurso de la primera semana en las demás profundidades.

La Figura 7.6 (d-ii) muestra las masas de sal lixiviada, donde para la primera semana del ensayo el promedio fue de $44,8 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$; en el tiempo restante hubo una lixiviación promedio de $22,1 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$ de sales. Al final del ensayo se acumuló un total de $756,5 \text{ g} \cdot \text{m}^{-2}$. Los valores de pH medido en las muestras se pueden observar en la Figura 7.6 (e), a la profundidad de 5 cm se observó un pH promedio de 7,6, disminuyendo a 7,2 a los 31 cm; en las mayores profundidades de la columna (62 y 98 cm), se observó un aumento en el pH con un valor promedio de 8,0.

Respecto a la temperatura del lugar de extracción de las muestras, su evolución temporal y en profundidad se muestra en la Figura 7.6 (f), con un promedio de $18,5^\circ\text{C}$, la temperatura mínima promedio fue de 17°C y se presentó durante la tercera semana. En las semanas 1, 4, 5 y 6 del ensayo la temperatura fue superior a los 20°C .

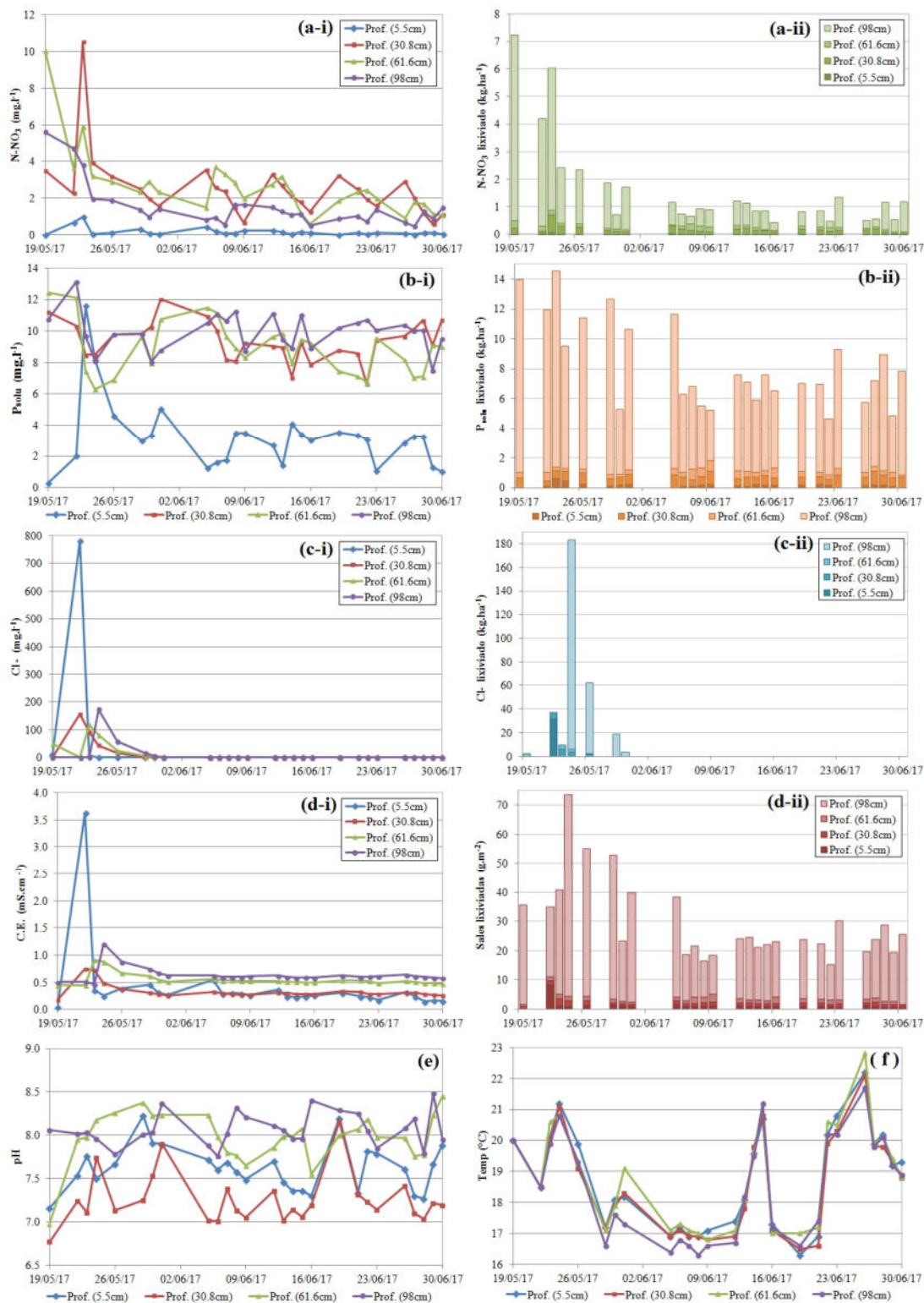


Figura 7.6 Evolución de (a) $N-NO_3^-$, (b) P_{solu} , (c) CE, (e) pH, (f) temperatura bajo el escenario condición de saturación *(i) concentraciones, (ii) cantidades ($kg.ha^{-1}$) y sales ($g.m^{-2}$)

- **Ensayo de flujo en pulsos**

En la Figura 7.7 (a-i) se presentan los resultados de la evolución de N-NO_3^- para el escenario de flujo por pulsos. En la profundidad de 5 cm, se presentaron las mayores concentraciones a los 21 y 63 días, de $20,4 \text{ mg.l}^{-1}$ y $39,9 \text{ mg.l}^{-1}$ respectivamente.

En la profundidad de 31 cm, la máxima concentración se presentó a los 57 días con un valor promedio de 54 mg.l^{-1} ; a los 98 cm, el máximo se ubicó a los 98 días de haber iniciado el ensayo. En la Figura 7.7 (a-ii), se presentan las masas lixiviadas de N-NO_3^- con un total de $91,07 \text{ kg.ha}^{-1}$.

La Figura 7.7 (b-i) presenta la evolución en profundidad y tiempo del P_{solu} . A los 5 cm y 31 cm se presentó una tendencia al aumento de la concentración del P_{solu} con el tiempo. Mientras que para las profundidades de 62 cm y 98 cm, hubo una tendencia a la disminución de concentraciones de P_{solu} , alcanzado un promedio de $5,3 \text{ mg.l}^{-1}$. En la Figura 7.7 (b-ii) se presentan las masas lixiviadas de P_{solu} , con una pérdida promedio semanal de $2,73 \text{ kg.ha}^{-1}$, para un total al final del ensayo de $43,7 \text{ kg.ha}^{-1}$.

La Figura 7.7 (c-i) presenta las concentraciones en función de la profundidad del Cl^- . A los 5 cm y 31 cm la máxima concentración se presentó a los 14 días, mientras que en las profundidades de 62 cm y 98 cm, el tiempo de llegada de las máximas concentraciones fue de 46 días. Las masas lixiviadas de Cl^- fueron de 311 kg.ha^{-1} de Cl^- (ver Figura 7.7 (c-ii)).

Respecto a la evolución de la CE (ver Figura 7.7 (d-i)) se puede observar la alta correlación con los resultados del Cl^- (Coeficiente de Pearson $r = 0,87$). Al final del ensayo en todas las profundidades evaluadas, se presentaron aumentos en los valores de CE. Las masas de sales lixiviadas se presentan en la Figura 7.7 (d-ii), con una tasa semanal promedio de $22,2 \text{ g.m}^{-2}$ y un total de 356 g.m^{-2} .

La Figura 7.7 (e) presenta los valores de pH obtenidos; a los 5 cm y 31 cm el pH fue en promedio 7,4, pasando a 7,7 en los 62 cm. A la profundidad de 98 cm hubo un aumento gradual a lo largo de ensayo, llegando a un valor promedio de 8,4. Finalmente respecto a la temperatura, se presentó un amplio rango, registrándose mínimas de 16°C y máximas superiores a los 20°C . Durante el desarrollo de este ensayo la temperatura promedio fue de 18°C .

- **Comparación de los resultados de los distintos escenarios de flujo**

Se comparó la masa lixiviada para un volumen 4.500 cm^3 de agua aplicado para ambos escenarios. En el caso de la columna bajo la condición de saturación este volumen se completó en la segunda semana (30/05/17) y para el caso de la columna bajo la condición de pulsos se completó al final del ensayo (11/09/2017). En la condición inicial de ambos ensayos, las concentraciones de los elementos evaluados, las propiedades físico-químicas y la humedad fueron similares en las diferentes profundidades.

En la Figura 7.8, se presenta la comparación de los kg.ha^{-1} lixiviados de N-NO_3^- , P_{solu} y Cl^- y masas de sales en g.m^{-2} bajo ambas condiciones de flujo. Para el caso del N-NO_3^- , la mayor cantidad de masa lixiviada se presentó bajo la condición de pulsos, produciéndose un total de 91 kg.ha^{-1} respecto a los 18 kg.ha^{-1} lixiviados con la condición de flujo saturado. Para el caso del P_{solu} , la mayor masa lixiviada se presentó bajo la condición de flujo saturado con un valor de 65 kg.ha^{-1} . Bajo la condición por pulsos se lixivió un total de 44 kg.ha^{-1} de P_{solu} .

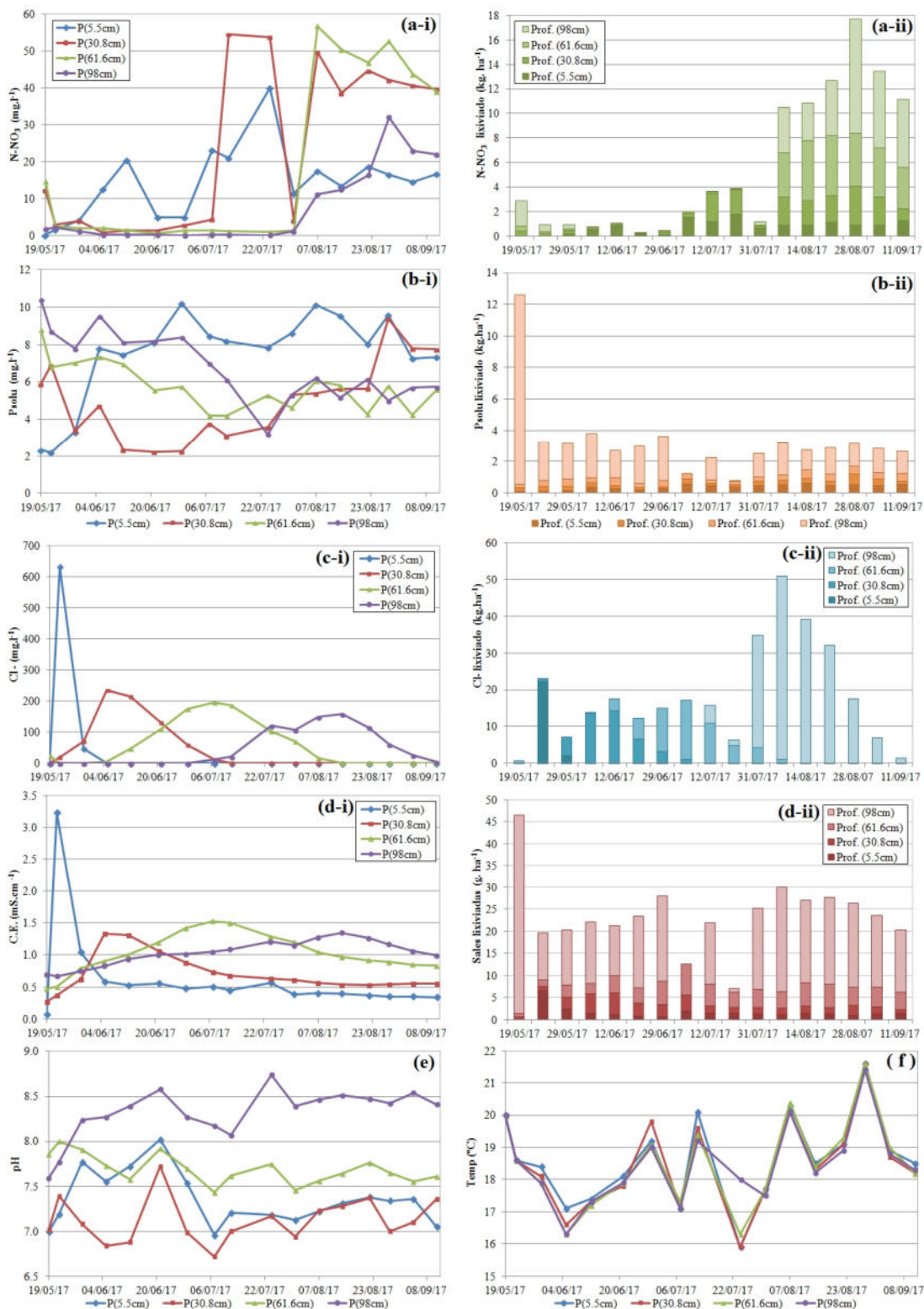


Figura 7.7 Evolución de (a) $N-NO_3^-$, (b) P_{solu} , (c) CE, (e) pH, (f) temperatura bajo escenario condición de pulsos *(i) concentraciones, (ii) cantidades (kg ha⁻¹) y sales (g m⁻²)

La masa lixiviada de Cl^- fue similar en ambas condiciones, $311 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ para la situación por pulsos y $314 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ para superficie saturada, producto de la naturaleza de trazador que presenta este ion.

Respecto a la masa de sales lixiviadas, la mayor cantidad se perdió bajo la condición de flujo por pulsos (356 vs $280 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$ para la condición saturada respectivamente).

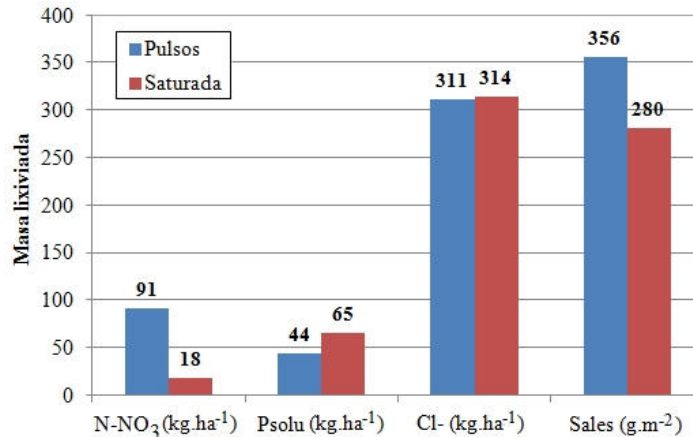


Figura 7.8 Comparación de masas lixiviadas en ambas condiciones de superficie para 4.500 cm^3 de agua aplicado en superficie.

7.3.3 Modelo conceptual y numérico

Los parámetros de entrada de flujo y transporte se midieron según lo descrito en las Secciones 7.2.1 y 7.2.2. Los datos de entrada en el modelo (datos observados) fueron los contenidos de θ y concentración de nutrientes medidos en los ensayos de flujo y transporte según la sección 7.3.2. Con los datos observados se realizó la calibración de los parámetros y validación del modelo de flujo y transporte.

Las columnas de suelo en donde se llevaron a cabo los escenarios, fueron definidas en el modelo numérico, con una longitud total de 98 cm ; se generó una grilla, en la cual se configuraron tamaños de celda iguales (101 nodos). El perfil de suelo para ambos escenarios se representó por cuatro capas de diferente espesor, con las características dadas por el Cuadro 7.1.

La escala de tiempo implementada fue horaria. Para el caso del escenario de superficie saturada, el tiempo total de simulación fue de 1.013 horas (42 días), mientras que para el caso de aplicaciones por pulso, se utilizó un tiempo total de 2.770 horas (115 días).

En las simulaciones propuestas se contempló sólo flujo descendente vertical, como producto del ingreso de las láminas de agua aplicadas. Un flujo de salida posible a considerar sería el de evaporación desde la superficie de la columna. Sin embargo durante los ensayos, estas superficies fueron cubiertas con el fin de disminuir el efecto de evaporación; por lo tanto para la implementación numérica, la tasa de flujo de salida por evapotranspiración fue cero.

Para representar la entrada de flujo de agua a las columnas, se asignó al límite superior de las mismas una condición de borde de sistema dependiente, en función de las tasas de

flujo aplicado en cada escenario. Para el caso de superficie saturada, las asignaciones fueron diarias y para el caso por pulsos dicha tasa fue asignada de manera semanal. En la Figura 7.9, se presentan las tasas de flujo aplicadas en la superficie y las observaciones de θ en profundidad.

Como parámetros objetivos a simular, se seleccionó la θ a lo largo de la columna y las respectivas concentraciones de los nutrientes evaluados. Las condiciones iniciales fueron asignadas en función de los valores de θ y concentración determinados en la primera hora del periodo simulado ($t = 1h$) en el (19/05/17) en cada ensayo.

Los datos observados utilizados para el ajuste tanto para la calibración como para la validación del modelo, corresponden a los resultados de transporte (Sección 7.3.2). Se incorporaron 7 puntos o nodos de observación. Para θ , 3 nodos (20, 51 y 83 cm) y 4 para las concentraciones de la solución del suelo (5, 31, 62 y 98 cm).

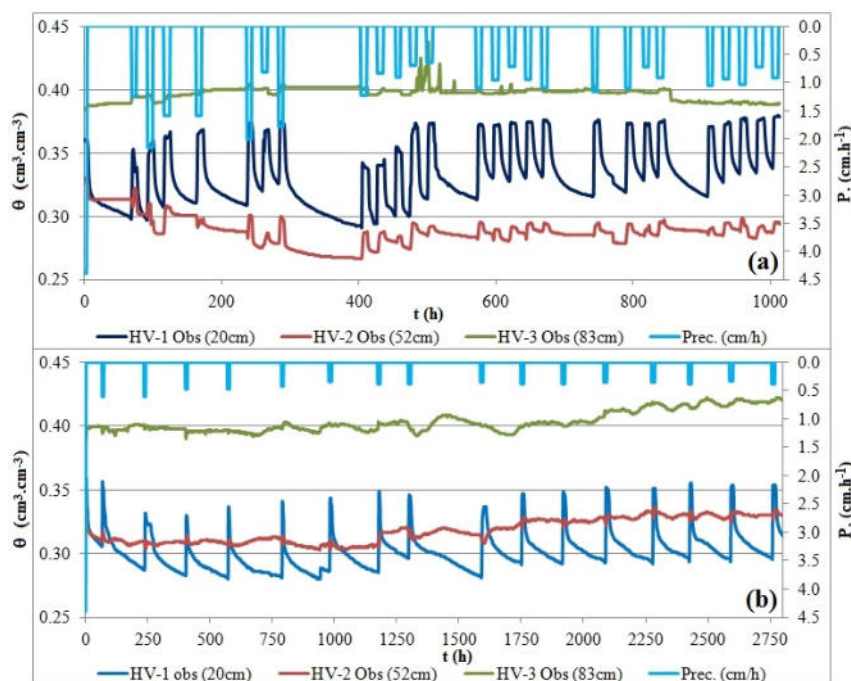


Figura 7.9 Tasas aplicadas en la superficie de las columnas (Precipitación) y los valores de humedad en cada una de las profundidades. (a) Escenario saturación y (b) escenario de pulsos

La Figura 7.10 presenta las diferentes capas, discretización, condiciones iniciales de θ y de concentraciones y los diferentes puntos de observación utilizados en la etapa de calibración y validación.

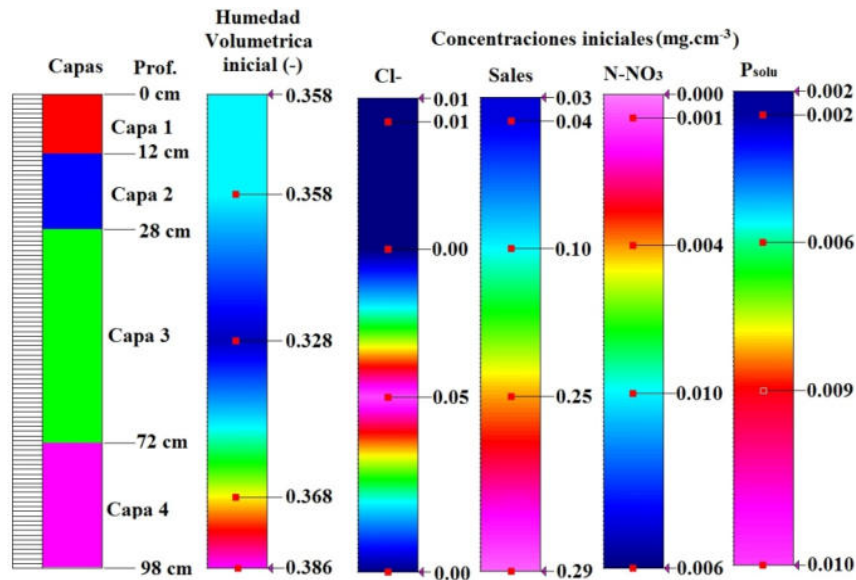


Figura 7.10 Discretización del perfil del suelo, condiciones iniciales (humedad y concentraciones) y puntos de observación.

En las columnas, las formas de las curvas de avance fueron asimétricas, evidenciando la condición de no equilibrio. Por lo tanto, para la ejecución del modelo numérico de flujo y transporte se seleccionó un modelo de porosidad dual MIM con transferencia de masa, bajo condiciones de desequilibrio físico.

A continuación, se presentan los resultados de la etapa de calibración y validación del modelo numérico para los escenarios de flujo y transporte descritos anteriormente.

7.3.3.1 Simulación escenario de flujo con superficie saturada

Para el contenido de la humedad saturada (θ_s), como el modelo de porosidad dual – MIM, considera la existencia de una zona inmóvil (matriz del suelo) y una zona móvil (macro poros ó caminos preferenciales), los contenidos de agua saturada para ambas zonas deben ser especificados.

Para la humedad en la zona inmóvil (θ_{slm}) se asumió un valor inicial del 80% de θ_s y para el caso de la humedad de la zona móvil (θ_{smo}) un 20% de la θ_s . En el Cuadro 7.3, se indican los parámetros hidráulicos de suelo obtenidos de la calibración en la simulación del escenario de superficie saturada.

Cuadro 7.3 Parámetros hidráulicos de suelo escenario de flujo con superficie saturada

| Capa | θ_{smo} | Alpha ($1.cm^{-1}$) | n | Ks ($cm.h^{-1}$) | I | θ_{slm} | Omega ($1.h^{-1}$) |
|------|----------------|-----------------------|-------|--------------------|-----|----------------|----------------------|
| 1 | 0,1 | 0,0001 | 2,791 | 0,135 | 0,5 | 0,44715 | 3 |
| 2 | 0,1 | 0,0062 | 1,337 | 0,303 | 0,5 | 0,28635 | 3 |
| 3 | 0,1 | 0,0066 | 1,300 | 2,650 | 0,5 | 0,23000 | 0,001 |
| 4 | 0,1 | 0,0061 | 1,200 | 2,650 | 0,5 | 0,48000 | 0,00001 |

En la Figura 7.11, se presentan los valores simulados y observados de θ en las diferentes profundidades en la columna. En los primeros 20 cm, el modelo representa de manera adecuada la variación de θ , con un valor promedio de $0,34 (cm^3.cm^{-3})$ a lo largo del

periodo de simulación; para dicha profundidad el RMSE fue de 1,74% y el NSE de 0,5, indicando un buen ajuste de los valores medios.

En la profundidad de 51 cm, el modelo representa la tendencia de los datos observados con un valor medio de $0,29 \text{ (cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}\text{)}$, el ajuste a dicha profundidad fue adecuado con RMSE de 0,97% y NSE de 0,3. Finalmente a 83 cm, el modelo representa de manera aceptable los valores medios de humedad, los cuales corresponden a los mayores observados en la columna, con un promedio de $0,39 \text{ cm}^3 \cdot \text{cm}^{-3}$, RMSE de 0,57% y NSE de -1,6.

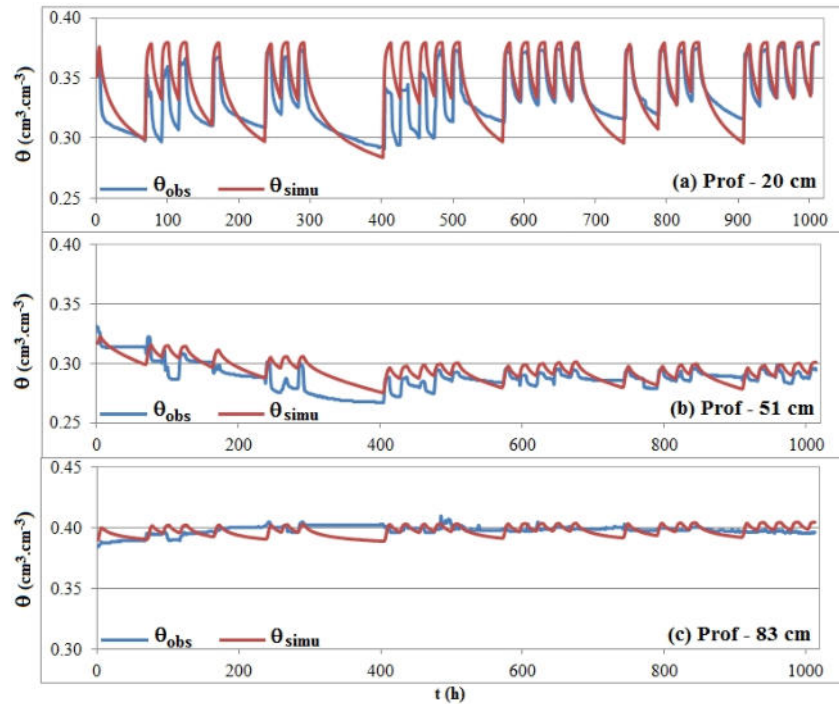


Figura 7.11 Comparación de humedades volumétricas observadas y simuladas en diferentes profundidades escenario de superficie saturada.

En la Figura 7.12, se presentan los datos observados y los simulados de los diferentes solutos evaluados en el escenario de flujo con la superficie de la columna saturada. En el Cuadro 7.4, se muestran los diferentes estimadores de ajuste y eficiencia.

Cuadro 7.4 Estimadores de ajuste y eficiencia - Escenario superficie saturada**a) Humedad volumétrica**

| Prof. | RMSE % | NSE |
|---------|--------|------|
| (20 cm) | 1,74% | 0,5 |
| (52 cm) | 0,97% | 0,3 |
| (83 cm) | 0,57% | -1,6 |

b) Solutos

| Prof. | Cl ⁻ | | Sales | | N-NO ₃ ⁻ | | P _{solu} | |
|---------|-----------------|-----|--------|-----|--------------------------------|-----|-------------------|-----|
| | RMSE % | NSE | RMSE % | NSE | RMSE % | NSE | RMSE % | NSE |
| (5 cm) | 1,43% | 1,0 | 4,28% | 1,0 | 0,02% | 0,4 | 0,06% | 0,9 |
| (31 cm) | 2,00% | 0,7 | 4,65% | 0,6 | 0,17% | 0,1 | 0,12% | 0,0 |
| (62 cm) | 0,94% | 0,9 | 4,64% | 0,4 | 0,11% | 0,6 | 0,16% | 0,1 |
| (98 cm) | 1,51% | 0,8 | 6,66% | 0,2 | 0,08% | 0,8 | 0,11% | 0,2 |

La comparación para el caso del cloruro (Cl⁻), se presenta en la Figura 7.12(a), en donde el modelo reproduce de manera adecuada los picos de concentración de ese ion; la valoración de los estadísticos (RMSE) y (NSE) para todas las profundidades fueron adecuados y con una eficiencia satisfactoria.

En la Figura 7.12 (b) y (c), se presentan los valores simulados para el contenido de sales y concentraciones de N-NO₃⁻. En estos dos casos se puede observar que el modelo reproduce adecuadamente la evolución temporal y en algunos casos de manera satisfactoria los picos máximos y mínimos, ya que los más bajos valores de RMSE y de NSE obtenidos en las profundidades de 31 cm a 98 cm, indican una simulación satisfactoria.

Por su parte, en la Figura 7.12 (d), se muestra la simulación de las concentraciones de P_{solu}, que si bien es cierto alcanzaron RMSE bajos y el NSE indicó una baja eficiencia (valores entre 0 y 0,2), la simulación reproduce el valor medio de concentraciones pero sin llegar al ajuste en los picos máximos y mínimos durante el periodo de simulación.

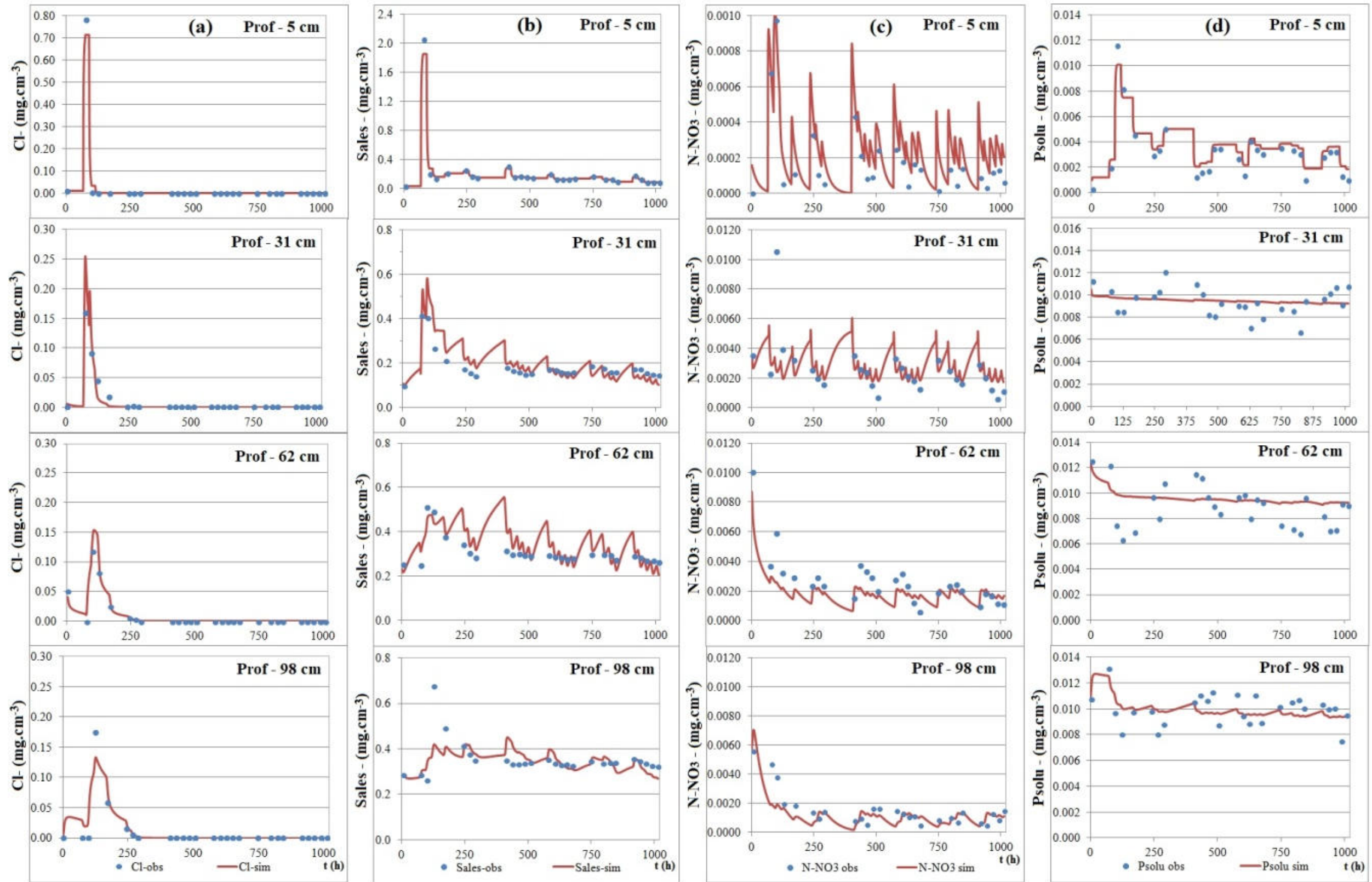


Figura 7.12 Comparación de concentraciones de solutos (a) cloruros, (b) sales, (c) N-NO₃⁻, (d) P_{solu}, observados y simulados en diferentes profundidades – escenario superficie saturada.

7.3.3.2 Simulación de escenario de flujo de superficie en pulsos

En el caso del escenario en pulsos, se asignaron como parámetros de partida a los obtenidos en el escenario de flujo saturado. Una vez completado el proceso de calibración, se llevó a cabo la simulación (validación) de los diferentes solutos, utilizando el modelo MIM y consideraciones realizadas en el primer escenario.

En el Cuadro 7.5, se presentan los diferentes parámetros hidráulicos calibrados.

Cuadro 7.5 Parámetros hidráulicos de suelo escenario de flujo en pulsos

| Capa | θ_{smo} | α (1.cm ⁻¹) | n | Ks (cm.h ⁻¹) | I | θ_{sim} | ω (1.h ⁻¹) |
|------|----------------|--------------------------------|-------|--------------------------|-----|----------------|-------------------------------|
| 1 | 0,1 | 0,00015 | 2,791 | 0,135 | 0,5 | 0,40244 | 0 |
| 2 | 0,1 | 0,0068 | 1,337 | 0,263 | 0,5 | 0,27772 | 0 |
| 3 | 0,1 | 0,0027 | 1,300 | 0,200 | 0,5 | 0,24445 | 0,01 |
| 4 | 0,1 | 0,0025 | 1,200 | 0,300 | 0,5 | 0,32955 | 0,001 |

En la Figura 7.13, se observa la comparación entre los valores observados y simulados de la θ en las tres profundidades evaluadas.

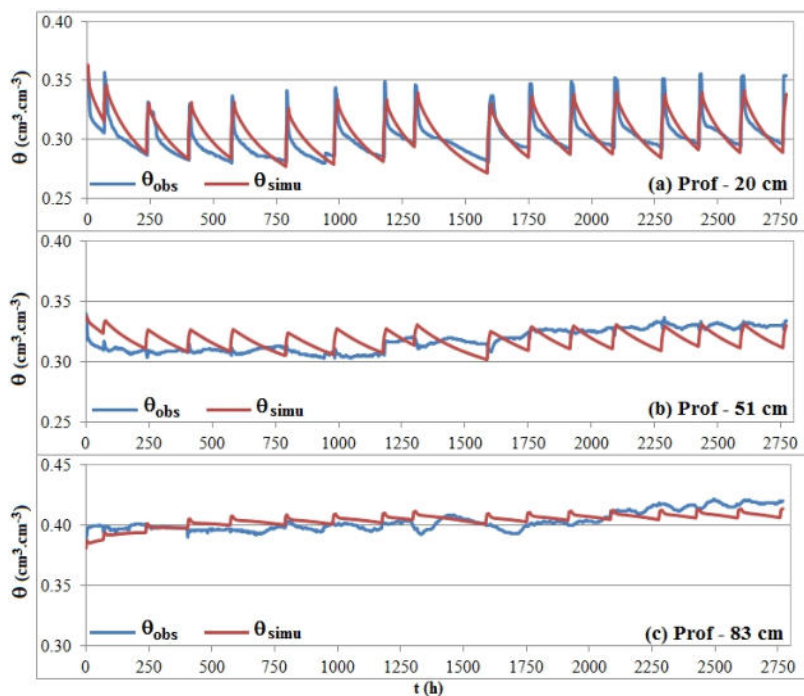


Figura 7.13 Comparación de humedades volumetricas observadas y simuladas en diferentes profundidades del escenario de pulsos.

En el Cuadro 7.6, se muestran los diferentes estimadores de ajuste y eficiencia para este escenario. Los valores de RMSE para el ajuste de humedad fueron en los tres casos bajos, por lo cual se garantizó una adecuada representación de la humedad en la columna; específicamente en las profundidades de 20 cm y 83 cm, se obtuvieron valores de NSE que garantizan una eficiencia satisfactoria. Para los 52 cm, se logró un valor mínimo de NSE de -0,2, sobrevalorando los datos extremos de θ , sin embargo la tendencia media de la serie es adecuadamente representada con un valor de 0,3183 cm³.cm⁻³.

Cuadro 7.6 Estimadores de ajuste y eficiencia - Escenario flujo en pulsos.**a) Humedad volumétrica**

| Prof. | RMSE % | NSE |
|---------|--------|------|
| (20 cm) | 1,01% | 0,5 |
| (52 cm) | 1,05% | -0,2 |
| (83 cm) | 0,69% | 0,3 |

b) Solutos

| Prof. | Cl ⁻ | | Sales | | N-NO ₃ ⁻ | | P _{solu} | |
|---------|-----------------|-----|--------|-----|--------------------------------|-----|-------------------|-----|
| | RMSE % | NSE | RMSE % | NSE | RMSE % | NSE | RMSE % | NSE |
| (5 cm) | 0,17% | 1,0 | 0,57% | 1,0 | 0,00% | 1,0 | 0,00% | 1,0 |
| (31 cm) | 2,03% | 0,9 | 5,51% | 0,8 | 1,64% | 0,1 | 0,10% | 0,7 |
| (62 cm) | 2,59% | 0,8 | 7,20% | 0,7 | 1,17% | 0,6 | 0,08% | 0,4 |
| (98 cm) | 2,24% | 0,8 | 5,94% | 0,6 | 0,32% | 0,8 | 0,09% | 0,6 |

Respecto a las diferentes concentraciones de solutos, en la Figura 7.14, se presentan las comparaciones entre los datos observados y los simulados. Para el cloruro, en la Figura 7.14(a), se observa que en las cuatro profundidades el modelo representa de manera satisfactoria la evolución temporal, obteniendo valores de RMSE bajos y valores de NSE entre 0,8 y 1, garantizando una alta eficacia del modelo en la simulación del Cl⁻.

Este mismo comportamiento se presentó en la evolución de las sales, destacando niveles de alta eficiencia de simulación, que describen la tendencia temporal y en profundidad.

Para N-NO₃⁻, los resultados de simulación se presentan en la Figura 7.14(c), donde los mejores ajustes se observan en las profundidades de 5 y 98 cm, con valores de RMSE cercanos a cero y NSE entre 1 y 0,8 respectivamente. Por otro lado, si bien es cierto que en las profundidades de 31 cm y 62 cm los estadísticos muestran un buen ajuste y eficiencia, se debe aclarar que el modelo no representó en diferentes periodos de tiempo, la variación de la concentración de N-NO₃⁻.

Finalmente en la Figura 7.14(d), se muestran los resultados de la simulación de P_{solu}. En las cuatro profundidades, el modelo pudo representar la tendencia de la concentración a lo largo del periodo considerado; los estadísticos de prueba indicaron un adecuado ajuste y una eficiencia satisfactoria con valores cercanos a cero para el RMSE y un rango de NSE entre 1 y 0,4.

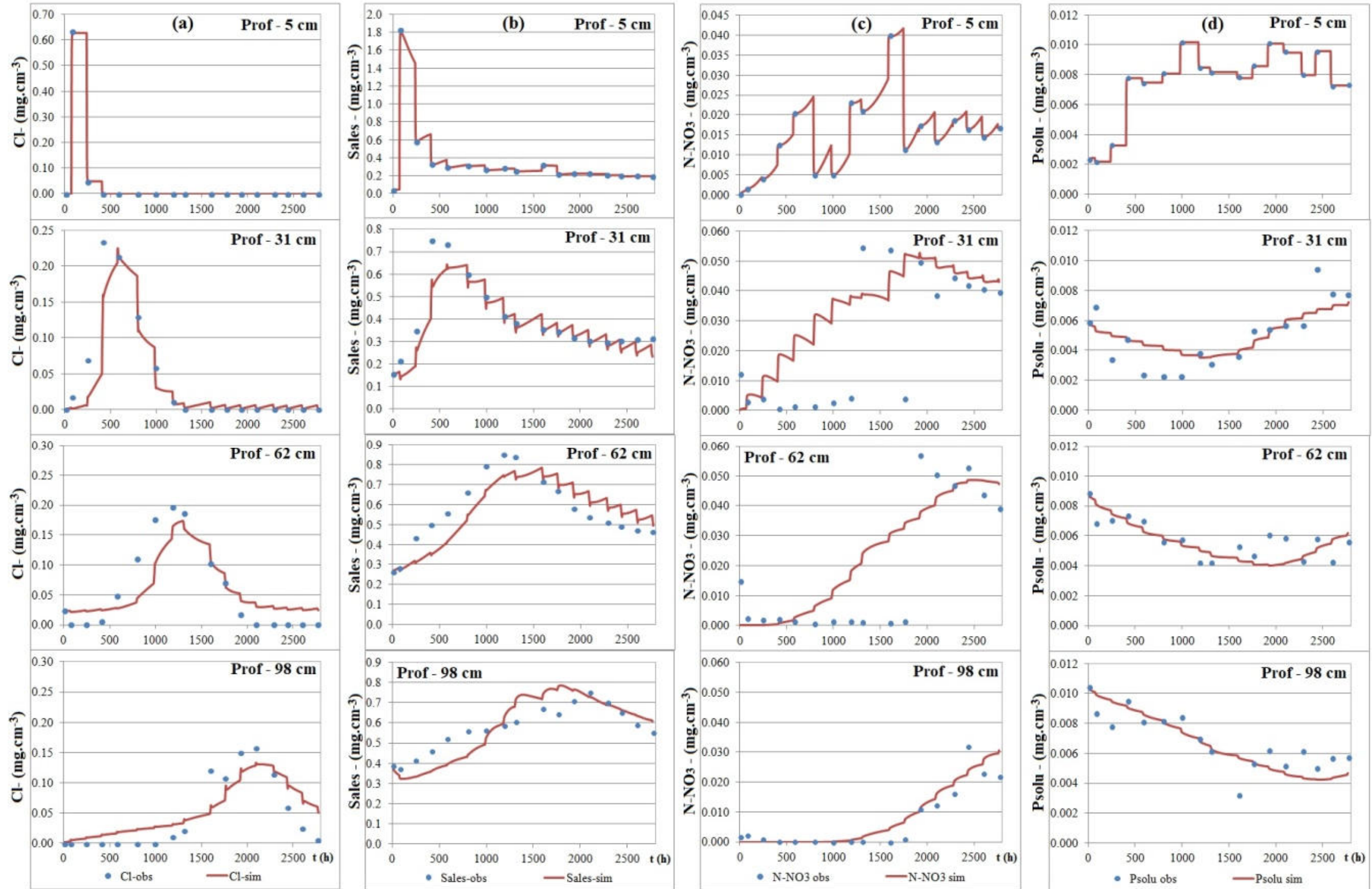


Figura 7.14 Comparación de concentraciones de solutos (a) cloruros, (b) sales, (c) N-NO₃⁻, (d) P_{solu}, observados y simulados en diferentes profundidades - escenario de pulsos.

7.3.4 Análisis de sensibilidad

Después de la calibración del modelo se realizó un análisis de sensibilidad, con el objetivo de identificar los cambios en las principales variables de salida, frente a modificaciones de los principales parámetros del modelo. Dicho análisis se realizó con el fin de conocer qué parámetros tienen mayor repercusión en los resultados y obtener información verídica acerca de cuáles de estos se deben medir en el laboratorio y a cuáles se les podría asignar valores característicos obtenidos de la bibliografía.

El modelo de MIM, considera un total de 14 parámetros (7 para flujo y 7 para transporte), en el análisis de sensibilidad. Se realizaron simulaciones sucesivas para cada uno de ellos realizando incrementos y disminuciones del 25% del valor calibrado. El grado de sensibilidad se estableció en función de la variación del NSE.

Respecto a los parámetros de flujo se detectó a la K_s , θ_{smo} , θ_{slm} y ω , como los más sensibles a las variaciones realizadas, indicando valores de NSE < 0 . El menos sensible fue I , el cual describe la tortuosidad del medio. Respecto a los parámetros de transporte, específicamente los del suelo, el más sensible fue la dispersividad (λ), en relación a la reacción del soluto con el medio. El α , γ_s y μ_w fueron muy sensibles a pequeños cambios.

En el caso particular del P_{solu} , debido a su naturaleza reactiva con el medio, se encontró que el parámetro de coeficiente de isoterma de adsorción (K_d) presentó una alta sensibilidad.

7.3.5 Escenarios de manejo

Las estimaciones de las concentraciones de $N-NO_3^-$ y P_{solu} fueron realizadas en 6 diferentes profundidades (5, 25, 50, 100, 175 y 250 cm), debido a que el nivel del agua subterránea en la zona baja del corral oscila entre 50 y 250 cm. Los resultados de la simulación de las concentraciones se presentan en la Figura 7.15, junto con los valores límites de nitrato para agua de consumo humano ($0,01 \text{ mg.cm}^3$ de $N-NO_3^-$) EPA (2010) y de fósforo ($0,00003 \text{ mg.cm}^3$ de P) para prevenir problemas de eutrofización en cuerpos de agua según EPA (2005).

La Figura 7.15(a) representa la situación testigo en la que los nitratos superan el valor umbral a los 50 cm y 100 cm, mientras que para profundidades mayores a 175 cm no se excede ese límite. En todas las otras profundidades las concentraciones de P_{solu} superan el valor umbral.

La Figura 7.15(b) muestra las concentraciones del escenario (EA1), en el que se puede observar que, a la profundidad de 50 cm, se presentan dos periodos de aumento en las concentraciones entre los 10-192 días y 271 a 365 días, que superan el límite máximo establecido por EPA para el $N-NO_3^-$. Para los 100 cm se supera el umbral entre los 75 y 271 días mientras que a los 175 cm se supera a los 320 días aproximadamente.

El P_{solu} muestra un incremento de sus concentraciones a partir de los 200 días aproximadamente alcanzando un máximo de $0,03 \text{ mg.cm}^3$. Para el caso de los 100 cm de profundidad, se puede observar que al final del período de simulación, ambos nutrientes alcanzaron valores máximos, a partir de los 312 días, es decir durante el 3er ciclo de engorde.

En la Figura 7.15(c) se muestra la evolución de las concentraciones del escenario (EA2). Si bien las concentraciones presentan la misma tendencia que la del EA1, la principal diferencia son los valores de concentración en el perfil del suelo. Para los 50 cm, las concentraciones de ambos nutrientes alcanzan un valor máximo de 736 mg.cm^{-3} . El modelo indicó a los 175 cm un aumento de la concentración de P_{solu} , a partir de los 300 días, llegando a un máximo de $0,8 \text{ mg.cm}^{-3}$.

En la Figura 7.15(d) se presentan los resultados de las concentraciones del escenario (EA3). En la profundidad de 50 cm la concentración de N-NO_3^- , aumenta por encima del umbral hasta los 200 días y luego disminuye. A los 100 cm los valores superan el umbral entre los 50 y 260 días; a los 175 cm se supera el límite a partir de los 320 días.

Por su parte, el P_{solu} presenta un incremento significativo, alcanzando un máximo a los 250 días, para iniciar su disminución gradual. Finalmente las concentraciones de ambos nutrientes a los 250 cm, para todos los escenarios son similares a la de la situación testigo Figura 7.15(a).

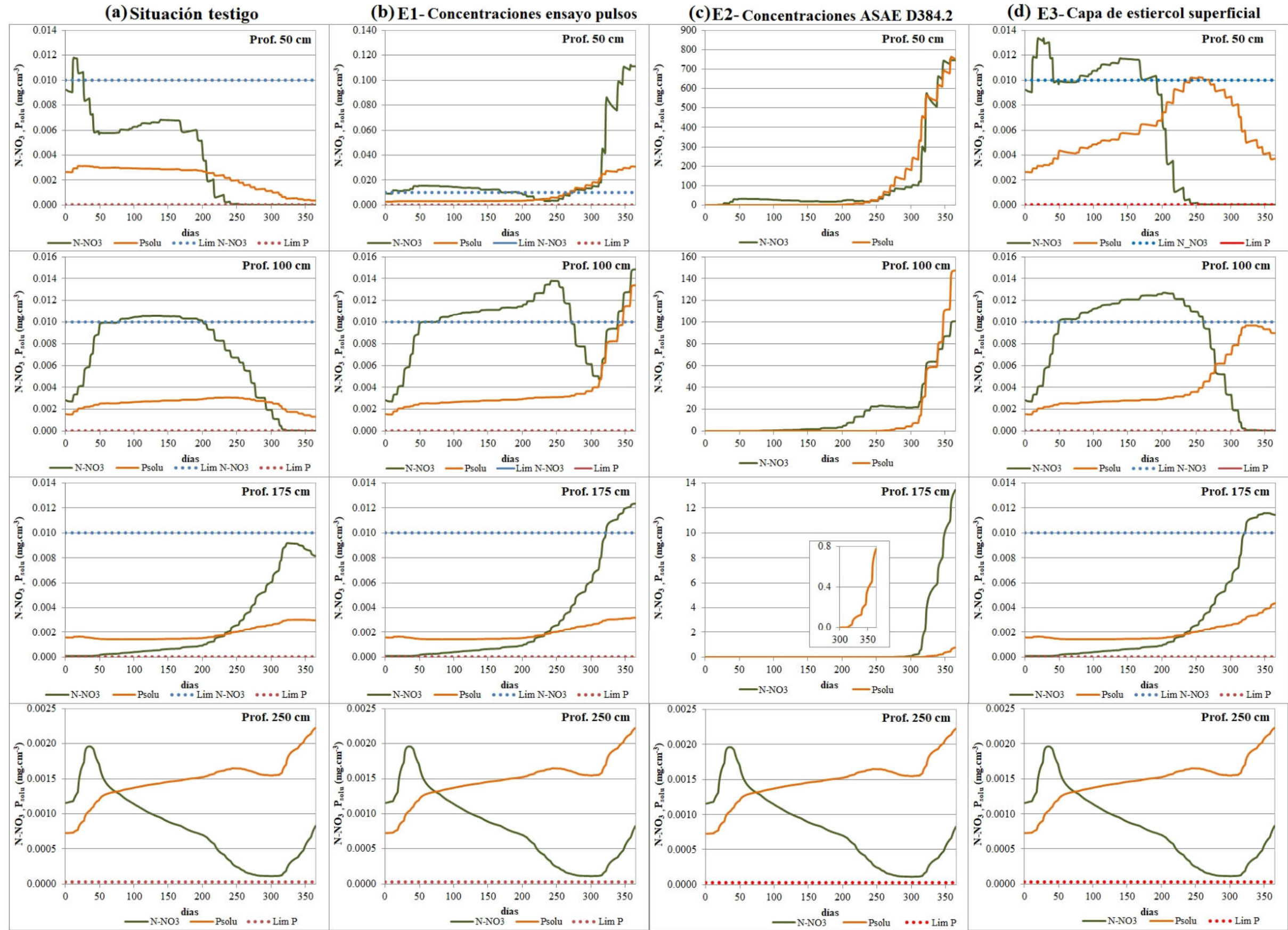


Figura 7.15 Resultados de concentraciones $N-NO_3^-$ y P_{solu} (a) situación testigo, (b) Escenario (EA1) - ensayo por pulsos, (c) Escenario (EA2) - ASAE D384.2, (d) Escenario (EA3) - capa de estiércol

7.4 Discusión de resultados

Una adecuada representación de los diferentes procesos que se llevan a cabo en la ZNS, tiene como partida la adecuada estimación de los parámetros de flujo y transporte, para lo cual fue evidente que los ensayos permitieron estimar los valores iniciales, para la implementación de un modelo de flujo y transporte.

Los resultados obtenidos de la dispersividad del medio, a partir de las curvas de avance coincidieron con los valores típicos reportados para columnas de suelos inalteradas y con suelos de textura arenosa con valores entre 0,2 a 5 cm (Shukla *et al.*, 2003; Jury y Horton, 2004). El parámetro de dispersividad fue uno de los más sensibles para el transporte, con un valor medio de 5,52 cm. Se asignó un valor de dispersividad entre 5 y 8 cm para el escenario de superficie saturada y de 1 cm para el de flujo por pulsos.

La influencia del tipo de condición de flujo establecida en la superficie de las columnas, fue evidenciada mediante los ensayos realizados, en cuanto a la evolución de concentraciones y masas de nutrientes lixiviados y propiedades físico-químicas evaluadas.

Algunos autores han evidenciado disminuciones significativas de las concentraciones de NO_3^- y diferentes formas de fósforo en suelos de textura gruesa en corrales de engorde. Lo atribuyen principalmente a la existencia de la capa compacta de estiércol que se desarrolla en este tipo de sistema, limitando el intercambio con el suelo y desarrollo de procesos biogeoquímicos (Zhu *et al.*, 2004; García *et al.*, 2012). Sin embargo, investigaciones recientes indican que el transporte del fósforo en el perfil del suelo no es despreciable (Sharpley *et al.*, 2004; Hao *et al.*, 2008; King *et al.*, 2015), y que especialmente cuando se presentan acumulaciones importantes de estiércol en superficie se puede producir la saturación de la capacidad de retención del fósforo, lo que aumentaría la capacidad de solubilidad y posterior transporte (Alamgir *et al.*, 2012; Ciapparelli *et al.*, 2016; Gerla y Gbolo, 2018), posibilitando su movimiento hacia el acuífero freático (Eghball, 2003; Glaesner *et al.*, 2012).

En el caso del N-NO_3^- , se observó que bajo la condición de superficie saturada existió un descenso rápido de la concentración en el perfil del suelo. Las mayores concentraciones y masas lixiviadas de N-NO_3^- se presentaron en la primera semana del ensayo, con un aporte promedio de $4,43 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$, representando el 62% del total lixiviado, que para esta condición de flujo, fue de $35,46 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$.

Bajo esta misma condición, el P_{solu} tendió a disminuir con el tiempo en todas las profundidades, indicando una alta movilidad a lo largo de toda la columna de suelo, especialmente hasta la segunda semana del ensayo con una lixiviación promedio de $11,3 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$, hasta llegar a una masa lixiviada final de $208,9 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$.

Las relaciones entre los procesos físicos del transporte (humedad y velocidades de flujo) y procesos puramente químicos, han sido evidenciados por Nkedi-Kizza (1979) y Nielsen *et al.* (1986). Experimentalmente encontraron el efecto de distintos valores de pH de la solución del suelo, en favorecer la adsorción o desorción de un determinado soluto facilitando su movilidad, específicamente para valores de pH entre 7 y 9. En fósforo, Guppy *et al.* (2005) determinaron que uno de los mecanismos que contribuyen a la solubilidad de ese elemento es el aumento del pH del suelo dando lugar a más superficies de carga negativa. En los ensayos realizados, los valores del pH fueron

superiores a 7,7 a lo largo de los dos escenarios y siempre tuvieron una tendencia al aumento progresivo.

En la condición de flujo por pulsos, las concentraciones de N-NO_3^- fueron superiores a las registradas en el ensayo de superficie saturada, especialmente después del primer y segundo mes en las muestras superficiales, indicando posiblemente efectos de nitrificación. Esto se evidenció por la gran cantidad de masa lixiviada de N-NO_3^- con un promedio de $5,52 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$ durante todo el ensayo, alcanzado al final un total de $91 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$.

Respecto al P_{solu} , bajo la condición por pulsos, se presentaron concentraciones inferiores a las obtenidas en el ensayo de superficie saturada, y como consecuencia una masa de P_{solu} inferior con una pérdida promedio semanal de $2,73 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$, con un total de $43,7 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$. En este escenario, fue evidente que si bien se pueden presentar condiciones para que el fósforo se solubilice por el pH, la baja movilidad de este elemento se ve limitada por los bajos volúmenes de agua aplicados y que disminuyen la cantidad de agua que se infiltra a lo largo de la columna.

La comparación de ambas condiciones de flujo en función de un mismo volumen de agua aplicado (4.500 cm^3), permitió evidenciar la existencia de condiciones fisico-químicas que pueden facilitar la movilidad de cierto nutrientes en el perfil del suelo. En la condición de flujo por pulsos, se facilitó la movilidad y aporte de masa lixiviadas de sales y N-NO_3^- y se presentaron incrementos de las concentraciones de este último ion debido a la posible mineralización del nitrógeno (nitrificación) en la capa superficial.

Por otro lado, la condición de superficie saturada, facilitó la migración de P_{solu} a lo largo de la columna, presentando una diferencia de $21 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$, respecto a la masa total lixiviada bajo la situación de flujo por pulsos.

Freiberger *et al.* (2018) realizaron implementaciones numéricas para evaluar el rendimiento del modelo HYDRUS, para simular la lixiviación de cloruro y fósforo en el suelo. En dicho trabajo la eficiencia de la calibración fue valorada por medio del NSE, con valores entre (-9,56 a 0,15) que garantizaron una alta eficiencia de los resultados del modelo. En el caso particular de la aplicación numérica de dicho modelo en los ensayos realizados, se obtuvieron valores cercanos a cero de RMSE y el NSE se mantuvo en el rango de (-1,6 a 1) garantizándose que los escenarios simulados mediante el HYDRUS-1D serían buenos predictores y que el modelo es aplicable en este tipo de ambientes edafo-climáticos.

Si bien los resultados de los escenarios de manejo o acumulación de estiércol, no poseen un conjunto de datos para comparar el grado de ajuste de los resultados con los calculados, el ejercicio de la simulación numérica permite conocer las posibles respuestas del suelo. Una de ellas es que ante la falta de una capa sellante como la descrita por García *et al.*, (2012) y otros autores, es posible que se presenten lixiviaciones y aportes de carga importantes al suelo y al agua subterránea de N-NO_3^- , P_{solu} y sales, corroborando lo obtenido por Alamgir *et al.*, (2012); Ciapparelli *et al.*, (2016) y Gerla y Gbolo (2018).

Si bien los resultados indicaron que para el 1^{er} año de simulación, no existe la posibilidad de que se presenten aumentos en las concentraciones de los solutos a los 250 cm de profundidad, se debe tener en cuenta que estos resultados solo hacen referencia a una simulación de un año; por lo cual es posible que para un periodo de tiempo

superior, el modelo podría indicar que el perfil de suelo y el agua subterránea alcanzarían a ser afectados.

Por otra parte debe considerarse, que para todos los escenarios de acumulación de estiércol, en las profundidades de 50, 100 y 175 cm se presentaron importantes aumentos en las concentraciones en ambos nutrientes, los cuales pueden migrar fácilmente en el perfil del suelo si se presentaran fluctuaciones en el nivel freático, que harían que el agua subterránea en contacto por periodos de tiempo prolongados, vea afectada su calidad.

Capítulo 8. Integración de resultados y conclusiones

La contaminación por nitratos y fósforo en la zona no saturada y el agua subterránea por actividad de engorde a corral, se pudo caracterizar a partir de la aplicación de dos métodos de exploración geofísica a campo, el estudio experimental en el laboratorio en columnas de suelo y el uso de modelos de simulación de flujo y transporte. Esto contribuyó a una evaluación cuantitativa de las implicancias de la actividad a nivel del corral que no había sido contemplada en estudios anteriores.

La primera fase de investigación (relacionada con los objetivos específicos 1 y 2) fue el diseño de un muestreo dirigido de suelos en base a la relación entre los modelos de CE_{TRE} y la distribución espacial de diferentes propiedades físico-químicas en los corrales. Se pueden extraer las siguientes conclusiones diferenciadas en cada establecimiento estudiado:

- En los corrales de engorde de Trenque Lauquen (Capítulo 4) bajo suelos de tipo Hapludol, los muestreos orientados por la distribución espacial de la resistividad (ρ) o ($CE_{TRE} = 1/\rho$) indicaron diferentes condiciones de salinidad del suelo, que fueron asociadas con los mayores contenidos de agua, P_{disp} y $N-NO_3^-$. En este caso se acepta la hipótesis 1.

Los sectores de bebederos y comederos de los corrales, fueron reconocidos por medio de esta metodología como factores de riesgo de contaminación, tanto en la zona no saturada como en la zona saturada, pudiéndose delimitar sus áreas de influencia.

- Las concentraciones de $N-NO_3^-$ y P_{disp} en el perfil del suelo disminuyeron significativamente en las zonas donde existía una capa dura de estiércol con baja permeabilidad; este patrón coincide con los resultados obtenidos por García et al. (2012), quienes explican que la existencia de dicha capa limita la lixiviación y movilización de nutrientes en el perfil del suelo. Sin embargo, la existencia de la misma incrementa la escorrentía superficial, con lo cual se encontró en nuestros resultados, que en las zonas bajas del corral el aumento en la CEA coincidía con mayores concentraciones de $N-NO_3^-$ y P_{disp} en el suelo, sin que fuera producto de la presencia frecuente de animales.
- En el corral con mayor tiempo de uso (7 años), sin la capa compacta de estiércol, se observó un incremento de las concentraciones de $N-NO_3^-$ en profundidad, mostrando una distribución con máximos a distintas profundidades (Figuras 4.5 (b) y 4.7 (b)), los cuales posiblemente se encuentran relacionados a pulsos o eventos de lluvia que permitieron su infiltración en el suelo. Este corral presentó mayores concentraciones de nutrientes que el corral con una actividad de engorde incipiente debido al mayor tiempo de confinamiento de los animales y la subsiguiente acumulación de estiércol.

Por lo tanto se concluye que la presencia de una capa de baja permeabilidad en el suelo influye sobre la dinámica del movimiento de nutrientes.

- Para el caso de los corrales evaluados en la localidad de San Pedro, bajo suelos Argiudoles (Capítulo 5) el estiércol es acumulado en el centro de los corrales periódicamente para favorecer la escorrentía superficial. Por esta razón el N-NO_3^- y el P_{disp} se acumularon en los límites de los corrales. La CEa de la zona no saturada, incluyendo el suelo, estuvo mayormente influenciada por el contenido de humedad, presentando los mayores valores en el centro de los corrales. En este caso, la hipótesis 1 no se cumple. El corral con mayor tiempo de uso (12 años) exhibió mayor concentración de nutrientes que el que tenía una actividad incipiente al momento de este estudio (un año).
- En este caso, en el corral de actividad incipiente, la Figura 5.10 del Capítulo 5 indica un aumento de las concentraciones en el suelo desde el año 2009 al 2012, del N-NO_3^- por debajo de los 40 cm y en el caso del P_{disp} a partir de los 20 cm de profundidad. Es decir hay movilización del fósforo, aunque de manera lenta.
- Respecto de la calidad del agua subterránea en Trenque Lauquen, fue fuertemente afectada principalmente en los sectores de las fuentes puntuales de acumulación de estiércol, en donde las concentraciones de N-NO_3^- y CE presentaron altos valores. Al comparar los resultados de los análisis químicos del agua subterránea de los pozos en las cercanías de los corrales que se presentan en el Cuadro 4.3 del Capítulo 4, se puede establecer que las diferentes características físico-químicas tienen valores superiores a los reportados por Galindo *et al.* (2010) en un relevamiento realizado a escala regional.
- Este comportamiento coincidió con lo reportado por Gerla y Gbolo (2018) quienes analizaron el impacto de un feedlot abandonado en el Noroeste de Minnesota en USA. Estos autores encontraron que la calidad del agua subterránea había sido modificada en los sectores de los corrales abandonados mostrando un gran contraste especialmente en los valores de CE, nitrato y fósforo. Anteriormente Andriulo *et al.* (2003) también habían encontrado altas concentraciones de nitrato en el agua subterránea en establecimientos de engorde de ganado, con un tiempo de uso de 11 años y bajo suelos de tipo Argiudol de la provincia de Santa Fe.

Por lo tanto, se concluye que existe un fuerte impacto de la actividad en los corrales sobre el recurso hídrico subterráneo, especialmente en las zonas donde los niveles de agua freática son cercanos a la superficie. El efecto directo de los lixiviados sobre el agua subterránea, observado en los corrales de Trenque Lauquen, no se evidenció en los corrales de San Pedro. La mayor profundidad del nivel freático y la textura más fina del suelo habrían contribuido a una menor contaminación por nitratos del agua subterránea, si bien no se descarta un incremento de la misma a largo plazo.

En la segunda y tercera fase de la investigación desarrollada en el Capítulo 4 y tendientes a cumplir el objetivo específico 3, referido a la relación entre la CEa y las propiedades físico-químicas del suelo y el análisis de sus patrones de variabilidad espacial se puede sintetizar lo siguiente:

- En Trenque Lauquen, pueden verse en las Figuras 4.9 y 4.11, los patrones de variabilidad en ambos corrales para la CEa, la lámina de agua equivalente y las concentraciones de N-NO_3^- y P_{disp} en el suelo. En el corral C1 (de actividad

incipiente) y alta pendiente, las mediciones de CE obtenida por medio de TRE y CEa EMI correlacionan adecuadamente con la CE del suelo medida en el extracto de pasta de saturación, la topografía o pendiente, el contenido de agua y las masas acumuladas de $N-NO_3^-$ y P_{disp} hasta 1 m de profundidad, ratificándose la validez de la hipótesis 3. En el corral con una pendiente topográfica más suave (C2), la CEa fue buena indicadora del contenido de agua y P_{disp} , no así del contenido de $N-NO_3^-$. En este último caso no se cumplen las hipótesis 2 y 3. En todos los casos, la hipótesis 3 se verifica sólo cuando los valores del contenido de agua estaban por encima de los 100 mm de EDW, que representa una humedad del 48% de la capacidad de campo de estos suelos.

- Los coeficientes de Pearson, mostrados en los Cuadros 4.1 y 4.2, junto con las respectivas probabilidades de correlación, confirman estadísticamente la relación entre la CEa y las propiedades evaluadas. Simón *et al.* (2013) relacionaron la CEa con propiedades del suelo y nutrientes en suelos agrícolas; Peralta *et al.* (2013) delimitaron zonas de manejo en diferentes suelos en el Sureste de la provincia de Buenos Aires, sin encontrar correlación con CE y el $N-NO_3^-$; autores como Allred *et al.* (2008) han sugerido que las relaciones dominantes de la CEa con diferentes propiedades físico-químicas del suelo presentan valores de r entre 0,4 y 0,8; análogamente, los valores de r obtenidos en el desarrollo del presente trabajo oscilaron entre 0,3 y 0,8. Por lo tanto, están dentro del rango previsto.
- Las altas concentraciones que se producen en los corrales de engorde tanto en Trenque Lauquen como en San Pedro, se han visto reflejadas en la correlación entre los nutrientes evaluados y la CEa. Esta relación ha sido evidenciada en corrales por Woodbury *et al.* (2009), encontrando una alta correlación con el cloruro, nitrógeno total, fósforo total y sólidos volátiles. Por su parte, Eigenberg y Nienaber (2003) encontraron alta sensibilidad de CEa en ambientes con mayores concentraciones de nutrientes en suelos con aplicaciones de estiércol proveniente de corrales de engorde. En el caso de suelos agrícolas, estas características han sido evidenciadas por Zhang y Wienhold (2002) y Corwin *et al.* (2006), quienes las atribuyen a suelos que presentan altas concentraciones con una marcada variación espacial. Si bien estos últimos trabajos se refieren a suelos con aporte de estiércol, se centran en profundidades someras, mientras que los resultados de esta fase de la investigación contribuyen al conocimiento del comportamiento de estos nutrientes a mayores profundidades, escasamente abordado en estudios bajo suelos en la Argentina.

Se puede concluir que la CEa puede ser un buen indicador del contenido de agua, en ambos suelos (Hapludoles énticos y Argiudoles típicos). En Trenque Lauquen para el $N-NO_3^-$, P_{disp} , y el contenido de sales solo en los casos en que la lámina de agua equivalente es cercana al 48% de la capacidad de campo. En San Pedro fue un indicador del contenido de agua. Ambos métodos geofísicos (TRE y EMI) resultaron complementarios.

Como parte del objetivo específico 3 (Capítulos 4 y 5), particularmente en base a los mapas de CEa EMI, se seleccionó el corral C-1, de la localidad de Trenque Lauquen, de donde se extrajeron muestras para los ensayos de lixiviación. De la fase experimental, se pueden extraer las siguientes consideraciones:

- La CEa definió espacialmente 3 zonas dentro del corral que se presentaron en la Figura 4.12. El 51% del área evaluada se clasificó como una zona de CEa alta,

que corresponde a los sectores de topografía baja del corral y lote contiguo al mismo (área de escurrimiento). Esta zona coincide con el sector donde se presentaron los mayores valores de humedad del suelo, CE, $N-NO_3^-$ y P_{disp} , con lo cual se establece que las anomalías de CEa (valores altos) permiten identificar adecuadamente zonas afectadas en los corrales, en los que las características físico-químicas del suelo se pueden ver afectadas negativamente. El 49% restante se distribuyó entre las zonas de CEa media y baja, las cuales correspondieron a los sectores topográficos altos y medios del corral.

- El ANVA realizado a los resultados de los ensayos de lixiviación de nutrientes (tratamiento 1 y 2), para estimar la significancia de factores como la profundidad de la columna, la zona de CEa y volúmenes de poro (VP), demostró que el factor que presenta mayores diferencias significativas es la profundidad de la columna; para el caso $N-NO_3^-$, P_{solu} y CE, las mayores concentraciones estuvieron asociadas a las columnas de menor profundidad.
- Para el tratamiento sin carga de estiércol (t1), los mayores valores de pH se diferenciaron significativamente en columnas de la zona de CEa alta. Por otro lado, en el tratamiento con carga de estiércol (t2) la combinación de los factores profundidad de columna y CEa, mostró diferencias significativas respecto a los valores de P_{disp} , en las muestras de lixiviado.

La zonificación a través de la CEa en el corral, permitió verificar la existencia de sectores donde se ven favorecidos los procesos de lixiviación en el perfil del suelo y su ingreso al agua subterránea. Para el corral de Trenque Lauquen, este sector correspondió a la zona de CEa alta (el bajo) que es la zona de mayor representatividad para el estudio de los procesos de lixiviación de nutrientes en dicho corral. Esto se comprobó a través de los diferentes muestreos de suelos discutidos en el Capítulo 4 y también por medio de los ensayos de lixiviación a nivel de laboratorio mencionados en el Capítulo 6. De esta forma, se está comprobando la hipótesis 3. Estos resultados coinciden con los obtenidos por Veizaga (2014), quien comprobó que los sitios afectados por encharcamientos periódicos (en nuestro estudio el bajo topográfico) producidos por el lavado de estiércol de corrales favorecen procesos como la mineralización de nitrato en superficie, provocando la movilidad de nutrientes en profundidad.

De estos resultados se concluye que la presencia de sales solubles en los sectores de CEa alta, contribuye al aumento del pH, que favorecería la solubilidad del fósforo. De esta manera las columnas del sector de CEa alta corresponden a las situaciones más críticas respecto a la movilización de los nutrientes.

Para dar cumplimiento al objetivo específico 4, se realizaron ensayos de flujo y transporte en las columnas extraídas de la zona de CEa alta del corral. Se validó el modelo HYDRUS-1D ajustando los datos experimentales a los datos simulados obteniéndose los parámetros.

- Las principales propiedades hidrodinámicas fueron estimadas mediante la metodología de la curva de avance, utilizando como trazador al cloruro (Cl^-). Los valores de dispersividad obtenidos coincidieron con los reportados por otros investigadores. Los valores iniciales de los parámetros adimensionales (β y ω)

permitieron realizar un ajuste adecuado del modelo de transporte para el Cl^- y el resto de los solutos por medio de calibración manual.

- Las concentraciones y aportes de nitrato, P_{solu} y sales lixiviadas mostraron diferencias según las condiciones de entrada de flujo impuestas a las columnas. Comparando los resultados para un mismo volumen de agua adicionada en ambas condiciones (4.500 cm^3), en el flujo saturado, el P_{solu} lixiviado resultó 1,5 veces mayor que en la condición por pulsos. En el caso del N-NO_3^- , bajo la condición por pulsos la concentración fue 5 veces mayor a la presentada en la condición saturada, debido a la nitrificación de las capas superficiales de la columna. Por otro lado, el aporte de sales fue importante en ambas condiciones de flujo, pero la que presentó mayor masa fue la columna por pulsos, siendo 1,3 veces superior a la resultante en la columna saturada.
- Por lo tanto, se verifica la hipótesis 4, ya que la característica de la superficie del corral, condicionada por factores hidro-climatológicos y operaciones de manejo, pueden afectar la dinámica del flujo de los nutrientes en la zona no saturada (ZNS). En el caso de la condición de flujo saturado, se presentaron importantes pérdidas de P_{solu} ($208,9 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$) y sales ($756,5 \text{ g}\cdot\text{m}^{-2}$). Bajo la condición de flujo por pulsos, se produjo la lixiviación de una significativa masa de N-NO_3^- ($91 \text{ kg}\cdot\text{ha}^{-1}$), que demuestra la facilidad con que elementos como el fósforo pueden solubilizarse y moverse a través del perfil del suelo. Los resultados de estos ensayos de transporte coinciden con los obtenidos por Ojekami *et al.* (2011) quienes evaluaron la movilidad del fósforo en suelos con altas aplicaciones de estiércol. Por otro lado, respecto a los importantes aportes de sales y en consecuencia aumentos de la CE del suelo, también fueron evidenciados en investigaciones como las realizadas por Ozlu y Kumar (2018). Estos autores compararon la respuesta de diferentes parámetros fisicoquímicos en suelos con diferentes aplicaciones de estiércol y fertilizantes inorgánicos y concluyeron que, para el caso de las aplicaciones con estiércol, hubo un aumento importante de la CE y en consecuencia mayores niveles de salinidad en el suelo.

Los resultados obtenidos tanto experimentalmente como por medio de las simulaciones de los ensayos de flujo y transporte, permiten concluir que existe una estrecha relación entre los factores hidro-climatológicos y el estado de la superficie del corral (lluvias periódicas o encharcamiento continuo) que favorecen la pérdida de nutrientes que modifican la calidad del suelo y el agua subterránea.

- La simulación numérica de ambas condiciones de flujo impuestas en las columnas, fue satisfactoria; esto fue reflejado por los diferentes estadísticos utilizados (RMSE y NSE) (Cuadros 7.4 y 7.6 del Capítulo 7) y los análisis cualitativos de los valores simulados por el modelo HYDRUS-1D y los observados en las columnas (Figuras 7.12 y 7.14).
- La conductividad hidráulica saturada resultó uno de los parámetros de flujo más sensibles. Para el transporte lo fueron la dispersividad y en el caso del P_{solu} , el coeficiente de adsorción.

Por lo tanto, estos parámetros deberán ser evaluados con certeza para encarar simulaciones tendientes a predecir el comportamiento de los nutrientes.

- Se demostró que el modelo HYDRUS-1D fue validado satisfactoriamente mediante los ensayos en las columnas seleccionadas mediante la geofísica. La zonificación mediante la distribución de la CEa resultó una importante contribución para la representatividad del estudio del proceso a nivel de corral, dada la variabilidad existente en las propiedades del suelo y en los procesos complejos que contribuyen a la movilidad de los nutrientes en la superficie de los corrales.

Se comprobó, de esta manera, la potencialidad del modelo conceptual propuesto en esta tesis doctoral consistente en el uso de datos geofísicos con el objetivo de seleccionar muestras representativas para calibrar parámetros de flujo y transporte en zona no saturada. De esta manera se facilita la caracterización de la dinámica del flujo y transporte de posibles escenarios en corrales de engorde.

Como parte final del objetivo 4, se simularon posibles escenarios de acumulación de estiércol y se evaluó su impacto en el tiempo, cuyas principales consideraciones se presentan a continuación.

- Se estudió la evolución de las concentraciones de N-NO_3^- y P_{solu} a lo largo del perfil del suelo, a partir de las simulaciones de los escenarios: (EA1) con carga de estiércol con variabilidad lineal en el tiempo y remoción, (EA2) con carga con concentración según norma ASAE D384.2 y remoción, (EA3) con capa superficial de 5 cm con valores promedios de nutrientes (*corral abandonado*) y la situación testigo del suelo sin carga de estiércol.
- En la condición testigo del suelo, las concentraciones de nitrato superaban levemente los valores umbrales establecidos por EPA (2010 y 2005), mientras que el fósforo soluble se excedía en el límite máximo en todas las profundidades durante el periodo de simulación.
- En todos los escenarios, fue posible comprobar que las mayores concentraciones de nutrientes se presentaron después de los eventos de lluvia asignados; especialmente en los primeros centímetros (25 y 50 cm) de los escenarios EA1 y EA2, en los cuales los aumentos fueron considerables a partir de los 200 días de simulación (seis meses y medio).
- El impacto de la concentración de los nutrientes es función de las concentraciones de las cargas asignadas a la capa de estiércol. De los escenarios simulados el que presentó mayor impacto en el suelo hasta los 175 cm, fue el escenario EA2, en el que las concentraciones de ambos nutrientes resultaron mucho mayores que la situación testigo del suelo y los valores límites de EPA ($0,01 \text{ mgN-NO}_3^- \cdot \text{cm}^{-3}$ y $0,00003 \text{ mgP} \cdot \text{cm}^{-3}$), con aumentos considerables después de los 250 días.
- Se pudo observar que en todos los escenarios considerados, a los 250 cm de profundidad, durante los 365 días que duró la simulación, no hubo variaciones en las concentraciones de ambos nutrientes, respecto a la condición testigo del suelo. Si bien esta última presentaba una situación comprometida respecto al fósforo, ya que superaba el umbral permitido, en el resto de los escenarios se puede considerar que no hay influencia de la carga de estiércol en superficie sobre las concentraciones de los nutrientes a esa profundidad.

- Se observó que para profundidades de hasta 175 cm, las concentraciones de los nutrientes se incrementaron con el tiempo, superando los valores umbrales. Para profundidades mayores, el escenario EA1 y EA3 presentaron el mismo patrón de concentraciones a lo largo del tiempo. Entre 0 cm y 100 cm las concentraciones aumentan con el tiempo en el escenario EA1, mientras disminuyen en el EA3.
- El fósforo (P_{solu}), en estos sistemas de engorde a corral no ha sido estudiado suficientemente como un problema relevante que pueda afectar la calidad del agua subterránea, debido principalmente a su baja movilidad. Sin embargo, se comprobó experimentalmente mediante los ensayos de lixiviación y transporte, (Capítulos 6 y 7) que en suelos bajo sistema de engorde de ganado se presentan altas concentraciones y gran movilidad en el perfil del suelo, alcanzando al agua subterránea.

Se puede concluir que en el corral evaluado bajo el suelo Hapludol, el aporte de nutrientes originados en la carga de estiércol en superficie, no influye en las concentraciones de nitrato y fósforo por debajo de los 250 cm de profundidad para los escenarios estudiados, durante un periodo de un año.

Por encima de esa profundidad, el escenario con la carga determinada según la norma ASAE derivó en las mayores concentraciones de nutrientes comparadas con los otros escenarios. Entre los 0 cm y 175 cm, el escenario por pulsos resultó en incrementos de las concentraciones a lo largo del tiempo, mientras que en el escenario que representaría un corral abandonado, las concentraciones tienden a disminuir hacia el final del periodo de simulación.

Por otra parte, si bien los escenarios de manejo sólo contemplaron un periodo de tiempo de 365 días, no se debe descartar que para un periodo de simulación mayor, las concentraciones de nutrientes puedan afectar toda la ZNS (profundidades mayores a 250 cm).

Dada la presencia del nivel freático en el corral evaluado entre los 50 cm a 250 cm de profundidad, se concluye que el nitrato y fósforo ingresaría al agua subterránea aumentando las concentraciones a valores superiores a los recomendados internacionalmente. A su vez el acuífero puede actuar como fuente adicional de enriquecimiento de nutrientes para cuerpos de agua superficiales (lagos, ríos y humedales).

A partir de estas conclusiones se puede establecer que factores como la localización del nivel freático, la permeabilidad hidráulica del suelo, la dirección del flujo subterráneo y la precipitación característica de la zona deben influir en los diseños de los corrales de engorde, con el objetivo de evitar o reducir procesos de contaminación en el entorno de los corrales, tal como se evidenció en los resultados.

Implicancias y futuras líneas de investigación

El conocimiento de la distribución espacial de la conductividad eléctrica aparente en los corrales de engorde a través de la geofísica, junto con la calibración a campo, permite dar información de entrada para modelos de flujo y transporte, así como elaborar escenarios de simulación para tomadores de decisiones en los futuros emplazamientos de los corrales.

- La validación del modelo conceptual desarrollado en esta tesis doctoral, presenta las bases iniciales para un avance más práctico y efectivo en la evaluación del impacto ambiental de corrales de engorde de ganado. Se ha contribuido al conocimiento necesario para orientar y mejorar la evaluación de estos sistemas.
- A partir de este trabajo, la aplicación de la exploración geofísica permitió correlacionar la CEa del suelo en un establecimiento de engorde de ganado con la distribución de la humedad y de algunos nutrientes de alto impacto ambiental.
- El uso conjunto de los métodos de tomografía de resistividad eléctrica TRE y inducción electromagnética (EMI), permiten conocer la distribución de la CE en profundidad (CE_{TRE}) y espacialmente (CE_{EMI}), facilitando un adecuado monitoreo y desarrollo de estrategias de remediación y manejo de la producción ganadera, mejorando sustancialmente el conocimiento de los parámetros que dominan los fenómenos de flujo y transporte en sistemas tan complejos como lo son los corrales de engorde.
- El desarrollo de tomografías de resistividad eléctrica, en este tipo de ambiente, resulta de gran interés, para la detección de vías preferenciales de flujo, cuya estimación en los últimos años ha cobrado gran importancia, en ambientes de textura más fina como los evaluados en San Pedro (suelos Argiudoles). El modelo conceptual propuesto contribuirá a evaluar la posible contaminación de corrales actuales, el desarrollo de planes de gestión de residuos ganaderos o seguimiento de corrales abandonados. Esto se podrá llevar a cabo a partir de exploraciones geofísicas y calibración de algunas variables edáficas obtenidas en muestreo optimizado.

Las diferentes actividades llevadas a cabo para el desarrollo de esta tesis, permitieron al mismo tiempo, establecer una serie de interrogantes que deberían ser abordados en futuras investigaciones.

- Monitoreo a campo en tiempo real de las anomalías de la CEa, tanto en profundidad como espacialmente, con la idea de evaluar el grado de sensibilidad de la CEa frente a la dinámica de flujo y nutrientes que se presenta en los corrales de engorde.
- En el desarrollo de las etapas experimentales, tendientes a la evaluación de las propiedades hidrodinámicas, las experiencias fueron llevadas a cabo en el laboratorio donde existen fuertes controles de las condiciones de contorno, lo cual difícilmente ocurre en la realidad. Por tal motivo, debería contemplarse la determinación de dichas propiedades *in situ*.
- En la determinación específica de los parámetros, mediante los ensayos de curva de avance, sólo se determinaron experimentalmente para el cloruro, por lo cual sería necesario, en futuras investigaciones el desarrollo de estimaciones específicas para el nitrato y el fósforo.
- Tanto en las experiencias de transporte como en las simulaciones, se observó el fuerte efecto del proceso de la mineralización de los nutrientes evaluados, especialmente para el nitrato. Sería conveniente en futuras investigaciones evaluar la influencia de los factores como la humedad del suelo y la temperatura

debido a su relevancia en dicho proceso. Con el interés de establecer cuáles podrían ser los rangos o umbrales donde dichos factores favorecerían la ocurrencia del proceso en corrales de engorde.

- La implementación de un modelo de porosidad dual (MIN) contemplando condiciones de desequilibrio físico en HYDRUS-1D, fue una adecuada herramienta para la simulación de los ensayos de transporte y evaluación de escenarios de manejo. Sin embargo, en el futuro se podría considerar la implementación de desequilibrio químico, para mejorar la simulación del comportamiento del fósforo en el perfil del suelo.
- La experiencia adquirida ha permitido comenzar una nueva línea de investigación relacionada con el movimiento de nutrientes en el suelo y toda la zona no saturada, aplicado tanto a la actividad ganadera como a la agrícola. Por ejemplo sería ideal en un futuro determinar la carga animal para un determinado corral, en función de las condiciones ambientales, con el fin de evitar aportes significativos que puedan afectar la calidad del suelo y el agua subterránea.

Referencias Bibliográficas

- Alamgir, M., A. McNeill, C. Tang and P. Marschner. 2012. Changes in soil P pools during legume residue decomposition. *Soil Biology and Biochemistry*. **49**, 70–77.
- Allred B.J., J.J. Daniels, M. Ehsani. 2008. Handbook of Agricultural Geophysics. CRC Press. London. UK.
- Andriulo, A., C.Sasal, C. Améndola, & F. Rimatori. 2003. Impacto de un sistema intensivo de producción de carne vacuna sobre algunas propiedades del suelo y del agua. *Revista de Investigaciones Agropecuarias – INTA*. **32** (3), 27-56.
- Archie, G.E. 1942. The electrical resistivity log as an aid in determining some reservoir characteristics. *Trans A.I.M.E.* **146**, 54-64.
- ASAE. 2005. Manure production and characteristics. ASABE Standard D384.2. American Society of Agricultural and Biological Engineers. St. Joseph, MI.
- Ashworth, D.J., B.J. Alloway. 2004. Soil mobility of sewage sludge-derived dissolved organic matter, copper, nickel and zinc. *Environmental Pollution*. **127**, 137–144. doi:10.1016/S0269-7491(03)00237-9.
- Auge, M, R. Menéndez Escobar, M.I. Nagy. 1988. Hidrogeología del partido de Salliquelo, Prov. De Bs. As., Argentina. *Revista Águas Subterráneas – ABAS*. **12**,75–90.
- Auge, M. 2004. Regiones hidrogeológicas. República Argentina. <http://sedici.unlp.edu.ar/> (Consulta: noviembre 2012)
- Auge, M., M.A. Hernández, y L. Hernández. 2002. *Actualización del conocimiento del acuífero semiconfinado Puelche en la Provincia de Buenos Aires, Argentina*. En Aguas subterráneas y desarrollo humano. XXXII IAH & ALHSUD, Edición CD-Rom. Mar del Plata.
- Basso, B., J.T. Ritchie. 2005. Impact of compost, manure and inorganic fertilizer on nitrate leaching and yield for a 6-year maize–alfalfa rotation in Michigan. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. **108**, 329–341. doi:10.1016/j.agee.2005.01.011
- Bohn Hinrich L., L. McNeal Brian, George A. O'Connor. 1993. Química del Suelo. Editorial Limusa, Mexico.
- Box G. E. P. and D. R. Cox. 1964. An Analysis of Transformations, *Journal of the Royal Statistical Society. Series B (Methodological)*. **26** (2), 211-252.
- Bray, R. H. and L. T.Kurtz. 1945. Determination of total, organic and available forms of phosphorus in soil. *Soil Science*. **59**, 39-45.
- Buckingham, E. 1907. Studies on the movement of soil moisture. U.S. Dept. of Agr. Bureau of Soils. Bull. 38.
- CAA, 2007. Código Alimentario Argentino. Cap. XII. Bebidas hídricas, agua y agua gasificadas. ANMAT. Ministerio de Salud. Presidencia de la Nación Argentina, (http://www.anmat.gov.ar/alimentos/normativas_alimentos_caa.asp. Logged on in 2013).
- Chagas, CI; MV Piazza; M De Siervi; O.J. Santanatoglia; J. Moretton; M. Paz; M.G. Castiglioni & C. Iruetia. 2007. Calidad de agua de escorrentía superficial en sistemas ganaderos extensivos e intensivos de Argentina. *Revista Agrochimica LI*. **2** (3), 130-136.

- Chang, C y H.H. Janzen. 1996. Nitrate leaching losses under repeated cattle feedlot manure applications in southern Alberta. *Journal of Environmental Quality*. **25**, 145-153.
- Ciapparelli, I.C., A.F. De Iorio, and A.R. Garcia. 2016. Phosphorus downward movement in soil highly charged with cattle manure. *Environmental Earth Sciences*. **75** (7), art. no. 568. doi: 10.1007/s12665-016-5284-3
- Corwin, D.L., S.M. Lesch, J.D. Oster, and S.R. Kaffka. 2006. Monitoring management-induced spatio-temporal changes in soil quality through soil sampling directed by apparent electrical conductivity, *Geoderma*. **131**, 369–387.
- Dane, J. H. and G. C. Topp (eds.). 2002. *Methods of Soil Analysis-Part 4*, Physical Methods. Soil Science Society America, Inc., Madison, WI.
- Davis, J.G, M. Young, and B. Ahnstedt. 1997. Soil characteristics of cropland fertilized with feedlot manure in the South Platte river basin of Colorado. *Journal of Soil and Water Conservation*. **52**, 327-331.
- De Neve, S., J. van de Steene, R. Hartmann, G. Hofman. 2000. Using time domain reflectometry for monitoring mineralization of nitrogen from soil organic matter. *European Journal of Soil Science*. **51**, 295–304. doi: 10.1046/j.1365-2389.2000.00306.x.
- Di Rienzo J.A., F. Casanoves, M.G. Balzarini, L. Gonzalez, M. Tablada, C.W. Robledo. 2015. InfoStat versión 2015. Grupo InfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba, Argentina. URL <http://www.infostat.com.ar>
- Eghball, B. 2003. Leaching of phosphorus fractions following manure or compost application. Communications in *Soil Science and Plant Analysis*. **34** (19–20), 2803–2815. doi: 10.1081/CSS-120025207
- Eigenberg, R., J.A. Nienaber. 2003. Electromagnetic induction methods applied to an abandoned manure handling site to determine nutrient buildup. *Journal of Environmental Quality*. **32**, 1837–1843. doi: 10.2134/jeq2003.1837.
- Eigenberg, R.A., J.W. Doran, J.A. Nienaber, R.B. Ferguson, and B. L. Woodbury. 2002. Electrical conductivity monitoring of soil condition and available N with animal manure and a cover crop, *Agriculture, Ecosystems & Environment*. **88**, 183–193.
- Eigenberg, R.A., S.M. Lesch, B.L. Woodbury, and J.A. Nienaber. 2008. Geospatial methods for monitoring a vegetative treatment area receiving beef feedlot runoff . *Journal of Environmental Quality*. **37**, S68–S77.
- Eigenberg, R.A., Woodbury, B.L., Nienaber, J.A. 2005. The use of electromagnetic soil surveys to locate areas of nutrient buildup. ASAE Annual International Meeting, Tampa, Florida, USA. Paper Number: 054084 (<http://handle.nal.usda.gov/10113/418>. [Logged on in 2013](#)).
- Elmi, A., J.S. Abou Nohra, C.A. Madramootoo, W. Hendershot. 2012. Estimating phosphorus leachability in reconstructed soil columns using HYDRUS-1D model. *Environmental Earth Sciences*. **65**, 1751-1758. doi:10.1007/s12665-011-1154-1
- EPA (Environmental Protection Agency) (600/3-85/040). 1985. *Rates, Constants, and Kinetics Formulation in Surface Water Quality Modelling*. (Second Edition).
- EPA (Environmental Protection Agency). 2005. Phosphorus Regulations National Implementation Report, under the Local Government (Water Pollution) Act 1977

- (Water Quality Standards for Phosphorus) Regulations, 1998 (SI 258 of 1998). EPA, Wexford -Ireland.
- EPA (Environmental Protection Agency). 2010. *Animal Feeding Operations-Laws, Regulations, Policies and Guidance*. United States Environment Protection Agency, USA.
- Erickson, G. E., B. Auvermann, R. Eigenberg, L.W. Greene, T. Klopfenstein, & R. Koelsch. 2003. *Proposed beef cattle manure excretion and characteristics standard for ASAE*. In *Animal, Agricultural and Food Processing Wastes-IX* (p.1). American Society of Agricultural and Biological Engineers.
- Ferguson, R.B. et al. 2003. *Long-term effects of beef feedlot manure application on soil properties and accumulation and transport of nutrients*, In Proc. 9th Int. Symp. Animal, Agric. Food Proc. Wastes (ISAAFPW), Raleigh, NC, October 11–14, 2003, American Society of Agricultural and Biological Engineers. St. Joseph, MI,1.
- Flury, M. 1996. Experimental evidence of transport of pesticides through field soils – A review. *Journal of Environmental Quality*. **25**, 25-45.
- Freiberger, R.P., D.M. Heeren, D.E. Eisenhaur, A.R. Mittelstet, and G.A. Baigorria. 2018. Tradeoffs in model performance and effort for long-term phosphorus leaching based on in situ field data. *Vadose Zone Journal*. **17**, 170216. doi:10.2136/vzj2017.12.0216.
- Freundlich, H. 1990. *Kapillarchemie; eine Darstellung der Chemie der Kolloide und verwandter Gebiete*, Akademische Verlagsgesellschaft, Leipzig, Germany.
- Galindo, G., J.J. Márquez Molina, C.M. Sainato, J.L Fernández Turiel, F. Ruggieri. 2010. Contenido y distribución de elementos mayoritarios y trazas en aguas subterráneas someras de La Pampa Arenosa, Buenos Aires, Argentina. I Congreso Internacional de Hidrología de Llanuras. Azul, Buenos Aires, Argentina, Expanded Abstracts (CD-Rom).
- García, A.R., R. Maisonnave, M.J. Massobrio and A.R. Fabrizio de Iorio. 2012 Field-scale evaluation of water fluxes and manure solution leaching in feedlot pen soils. *Journal of Environmental Quality*. **41** (5). 1591–1599.
- García. A. R., 2009. Actividades de engorde a corral (Feedlot): retención y movilización de nitrógeno y fósforo en un suelo afectado por corrales de engorde, y su potencial impacto en el ambiente. Tesis de Maestría en Cs del Suelo, Universidad de Buenos Aires. Facultad de Agronomía. EPG.
- García., A. R y Iorio A. F. 2010. Flujos de agua y de solución de estiércol en el suelo de corrales de engorde (feedlot), I Congreso internacional de hidrología de Llanuras., Azul, Buenos Aires, Argentina, Pag 271.
- García-Sinovas D., J. Álvarez-Benedí, S. Bolado. 2007. *Comportamiento de dos tipos de purín tras su aplicación al suelo: efecto de un Tratamiento de eliminación de amonio*. En J.V Giráldez Cervera y F.J. Jiménez Hornero (edit). *Estudios de la Zona No Saturada del Suelo*. Vol. VIII.
- Gerla, PJ and P. Gbolo. 2018 Fate and consequence of nutrients at an abandoned feedlot, Glacial Ridge National Wildlife Refuge, Minnesota, USA. *Elementa: Science of the Anthropocene*. **6** (7), 2-17. doi: <https://doi.org/10.1525/elementa.271>.
- Germann, P.F. 1988. Approaches to rapid and far-reaching hydrologic processes in the vadose zone. *Journal of Contaminant Hydrology*. **3**, 115-127.

- Giuffré de López Camelo, L., O.S. Heredia. 1988. Índices de sorción de fósforo en algunos molisoles de la pradera pampeana. *Revista Facultad de Agronomía UBA*. **9**, 145-154.
- Glaesner, N., E. Donner, J. Magid, G.H. Rubaek, H. Zhang, and E. Lombi. 2012. Characterization of leached phosphorus from soil, manure, and manure-amended soil by physical and chemical fractionation and diffusive gradients in thin films (DGT). *Environmental Science & Technology*. **46**: 10564–10571. doi: <https://doi.org/10.1021/es301861a>
- Glessi W. M., N.N. Pose, C. Ester, E.C. Zamuner. 2012. *Impacto ambiental de los contaminantes provenientes de Aguas residuales de feed-lot sobre aguas subterráneas*. En Avances en Ciencias e Ingeniería. 81-87.
- González, N. 2005. *Los ambientes hidrogeológicos de la provincia de Buenos Aires*. En R.E. de Barrios. R.O. Etcheverry, M.F. Caballé y E. Llambías (edit): Geología y Recursos Minerales de la Provincia de Buenos Aires. Relatorio del XVI Congreso Geológico Argentino. La Plata. 2005. Cap XXII 359-374.
- Grageda-Cabrera, O. A., A. Vermoesen, O. Cleemput, J.J. Pena Cabriales. 2000. Efecto del Tipo de Suelo, Humedad y Fuente de Nitrógeno en las Emisiones de N₂ y N₂O. *Revista Terra*, **18**, 1-9.
- Guppy, C.N., N.W. Menzies, P. W. Moody and F.P.C. Blamey. 2005. Competitive sorption reactions between phosphorus and organic matter in soil: A review. *Australian Journal of Soil Research*. **43** (2), 189–202.
- Hammer, Ø., D.A.T Harper, P.D. Ryan. 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.htm
- Hao, X., F. Godlinski, and C. Chang. 2008. Distribution of Phosphorus Forms in Soil Following Long-term Continuous and Discontinuous Cattle Manure Applications. *Soil Science Society of America*. **72**, 90-97. doi:10.2136/sssaj2006.0344.
- Harter, T., E.R. Atwill, L.L. Hou, B.M. Karle, and K.W. Tate. 2008. Developing Risk Models of Cryptosporidium Transport in Soils from Vegetated, Tilted Soilbox Experiments. *Journal of Environmental Quality*. **37** (1), 245–258.
- Harter, T., H. Davis, M.C. Mathews, and R.D. Meyer. 2002. Shallow Groundwater Quality on Dairy Farms with Irrigated Forage Crops. *Journal of Contaminant Hydrology*. **55** (3-4), 287–315.
- Heredia O.S, A. Fernández Cirelli. 2007. Environmental risks of increasing phosphorus addition in relation to soil sorption capacity. *Geoderma*. **137**, 426-431.
- Heredia O.S, H. Mengoni, J.J. Márquez, C. Sainato. 2009. *Caracterización de suelos bajo feedlot y su evaluación para la protección del agua subterránea*. 552–557. En Di Leo N, Montico S, Nardón M. (edit) Avances en Ingeniería Rural 2007–2009, 1st edn. Universidad Nacional de Rosario, Rosario.
- Heredia O.S., H.D. Mengoni, A.F. Cirelli. 2013. Elementos traza en el agua de poro de suelos bajo producción intensiva de bovinos de carne. *AUGMDOMUS*. Volumen 5, Número Especial I: Aguas 2013.
- Hernández, M.A., M.F. Filí, y J.H. Celi. 1975. Geohidrología de los acuíferos profundos de la Provincia de Buenos Aires. VI Congreso Geológico Argentino, Actas II: 457-500. Buenos Aires.

- Hillel, D. 1998. Environmental Soil Physics: Fundamentals, Applications and Environmental Considerations. Publisher Academic Press Inc.
- Huang, H., 2005. Depth of investigation for small broadband electromagnetic sensors. *Geophysics*. **70** (6), G135–G142. doi: <http://dx.doi.org/10.1190/1.2122412>.
- IHOBE. 2003. Manual práctico para la investigación de la contaminación del suelo. Sociedad Pública de Gestión Ambiental, Gobierno Vasco-España.
- INTA (Instituto Nacional De Tecnología Agropecuaria). 2010. Atlas climático digital de la República Argentina. Autores: Guanca, Elena H.J, Xamena N. E.E.A. Salta. <https://inta.gob.ar/documentos/atlas-climatico-digital-de-la-republica-argentina>
- INTA. (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria). Argentina. <http://inta.gob.ar/documentos/informacion-agrometeorologica-eea-san-pedro>. (Consulta: 2012)
- INTA. (Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria). Carta de Suelos de la República Argentina. <http://inta.gob.ar/documentos/carta-de-suelos-de-la-provincia-de-buenos-aires>.(Consulta: 2015).
- Jiménez, F. 2004. Medición de los componentes del balance hídrico en sistemas agroforestales. Curso metodología de investigación en sistemas agroforestales. Turrialba, Costa Rica, CATIE.
- Johnson, C.K., K.M. Eskridge, D.L Corwin. 2003. Apparent soil electrical conductivity: applications for designing and evaluating field-scale experiments. *Computers and Electronics in Agriculture*. **46**, 181-202.
- Jury, W. A. and H. Fluhler. 1992. Transport of chemicals through soil: Mechanisms, models, and field applications. *Advances in Agronomy*. **47**, 141–201.
- Jury, W.A. and R. Horton. 2004. Soil Physics. Hoboken, NJ: John Wiley & Sons, Inc. Rawls, W.J., D.L.
- King, KW, M.R. Williams, M.L. Macrae, N.R. Fausey, J. Frankenberger, D.R. Smith, P.J.A. Kleinman and L.C. Brown. 2015. Phosphorus transport in agricultural subsurface drainage: A review. *Journal of Environmental Quality* . **44** (2), 467–485. doi: 10.2134/jeq2014.04.0163
- Koelsch, R., 2005. Evaluating livestock environmental performance with whole-farm nutrient balance. *Journal of Environmental Quality*. **34**, 149–155. doi: 10.2134/jeq2005.0149.
- Krause P., D.P. Boyle and F. Base. 2005. Comparison of different efficiency criteria for hydrological model assessment. *Advances in Geosciences*. **5**, 89-97.
- Kruse, E., y P. Laurencena. 2005. *Aguas superficiales. Relación con el régimen subterráneo y fenómenos de anegamiento*. En. R.E. de Barrios. R.O. Etcheverry, M.F. Caballé y E. Llambías (edit): Geología y Recursos Minerales de la Provincia de Buenos Aires. Relatorio del XVI Congreso Geológico Argentino. La Plata. 2005. Cap XXII 313-326.
- Lal, R. and M.K. Shukla. 2004. Principles of Soil Physics. Marcel Dekker, Inc., New York.
- Langmuir, I. 1918. The adsorption of gases on plane surface of glass, mica, and platinum. *Journal of the American Chemical Society*. **40**, 1361-1403.
- Laurencena, P., E. Varela, E. Kruse., L. Rojo y M. Deluchi. 2002. Características de las variaciones de las variaciones freáticas en un área del Noreste de la Provincia de Buenos Aires. Groundwater and Human Development (IAH Congress). Proceeding: 1334-1340.

- Lesch, S.M., D.L. Corwin, and D.A. Robinson. 2005. Apparent soil electrical conductivity mapping as an agricultural management tool in arid zone soils, *Computers and Electronics Agriculture*. **46**, 351–378.
- Lewis Jeffrey, Sjöström Jan. (2010) Optimizing the experimental design of soil columns and unsaturated transport experiments. *Journal of Contaminant Hydrology*. **115**. 1–13.
- Losinno, Beatriz N, C.M. Sainato, H.J. Malleville, G. Galindo. 2008. Tomografía de resistividad eléctrica aplicada a la caracterización de sitios contaminados en tambos, *Revista de la Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo*. **26** (2), 141-152.
- Marbán L. 2005. *Métodos de extracción y determinación de nitratos en suelos. Parte (II)*. En L. Marbán L y Ratto. S. (edit). Tecnologías en análisis de suelos. Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo. 131-138.
- Marbán L. Ratto. S.E. 2005. Tecnologías en análisis de suelos. 1era Ed, Asoc. Argentina de la Ciencia del Suelo. Buenos Aires. Argentina.
- Márquez Molina J.J, C.M. Sainato, O.S. Heredia y S. Urricariet. 2018. La contaminación por actividad de engorde en corral bajo un suelo argiudol típico evaluada mediante geofísica. *Revista Asociación Argentina de Ciencia del Suelo*. **36** (2), 22-37.
- Márquez Molina J.J., S. Urricariet, C.M. Sainato, B.N. Losinno, O.S. Heredia. 2015. Effect of feedlot activity on soil and groundwater evaluated through electrical resistivity tomography” *Journal Environmental Earth Science*. **73**:1459-1472. doi: 10.1007/s12665-014-3496-y
- Márquez Molina, J.J., C.M. Sainato, S. Urricariet, B.N. Losinno, O.S. Heredia. 2014. Bulk electrical conductivity as an indicator of spatial distribution of nitrogen and phosphorous at feedlots. *Journal of Applied Geophysics*. **111**, 156–172. doi: 10.1016/j.jappgeo.2014.10.002
- Matheron, G. 1965. Les variables régionalisées et leur estimation. Masson, Paris.
- McNeill, J.D., 1980. Electromagnetic terrain conductivity measurement at low induction numbers, Technical Note TN-6, Geonics Ltd., Canada.
- Mielke, L.N., P. Norris and T.M. McCalla. 1974. Soil Profile Conditions of Cattle Feedlots. *Journal of Environmental Quality*. **3** (1), 14–17.
- Miller, J.J. 2001. Impact of intensive livestock operations on water quality. *Proc. Western Canadian Dairy Seminar*. **13**, 405-416.
- Montoya M.I, M. Martín. 2005. Análisis de la varianza (ANOVA) en ensayos de lixiviación de n-purín en columnas experimentales. Estudios de la Zona No Saturada del Suelo Vol. VII. Edit. F.J. Samper Calvete y A. Paz González.
- Mualem, Y. 1976. A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media. *Water Resources Research*. **12**, 513–522.
- Murphy, J & J.P Riley. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytical Chemistry*. **27**, 31-36.
- MWPS. 2004. Manure Characteristics. MWPS-18 Section 1. MidWest Plan Service, Ames. IA.
- Nash, J.E. and J.V. Sutcliffe. 1970. River flow forecasting through conceptual models, part I: A discussion of principles. 282-290.
- Nielsen, D., M. van Genuchten and J. Biggar, 1986. Water Flow and solute transport processes in the unsaturated zone, *Water Resources Research*. **22** (2), 89S-108S.

- Nkedi-Kizza, P. 1979. Ion exchange in aggregated porous media during miscible displacement. Tesis Doctoral, Univ. of California, Davis.
- Nkedi-Kizza, P., P.S.C. Rao, R.E. Jessup, and J.M. Davidson. 1984. Ion exchange and diffusive mass transfer during miscible displacement through and aggregated Oxisol. *Soil Science Society of America*. **46**, 471–476.
- NSW Agriculture, 1998. The New South Wales feedlot manual. The Inter-Department Committee on Intensive Animal Industries (Feedlot Section) (2nd ed.): Update 98/I.
- Ojekami A., D. Ige, X. Hao, O. Akinremi. 2011. Phosphorus Mobility in a Soil with Long Term Manure Application. *Journal of Agricultural Science*. **3** (3), 25-38. doi:10.5539/jas.v3n3p25 .
- Oldenburg, D.W., Y Li. 1999. Estimating depth of investigation in DC resistivity and IP surveys. *Geophysics*, **64** (2), 403–416. doi: 10.1190/1.1444545.
- Oldenburg, D.W., Y. Li. 1994. Inversion of induced polarization data. *Geophysics*. **59**, 1327–1341. <http://dx.doi.org/10.1190/1.1443692>.
- Ozlu, E., S. Kumar. 2018. Response of Soil Organic Carbon, pH, Electrical Conductivity, and Water Stable Aggregates to Long-Term Annual Manure and Inorganic Fertilizer. *Soil Science Society of America Journal*. **82** (5), 1243. doi: 10.2136/sssaj2018.02.0082
- Page, A.L., 1982. Methods of soil analysis. Part 2. Chemical and microbiological properties, 2nd ed. Agronomy American Society of Agronomy, Inc. SSSA, Inc., Madison, Wisconsin, USA.
- Park, Y., E.R. Atwill, L.L. Hou, A.I. Packman, and T. Harter. 2012. Deposition of *Cryptosporidium Parvum* Oocysts in Porous Media: A Synthesis of Attachment Efficiencies Measured under Varying Environmental Conditions. *Environmental Science and Technology*. **46** (17), 9491–9500.
- Parker, J. C. and M. Th. van Genuchten. 1984. Flux-averaged and volume-averaged concentrations in continuum approaches to solute transport. *Water Resources Research*. **20** (7), 866–872.
- Pena-Yewtukhiw, E.M., Grove, J.H., Beck, E.G., Dingere, J.S., 2009. Effect of soil and absence/presence of an abandoned feedlot on determining the area sourcing nitrate to a contaminated domestic well. *Soil Science*. **174**, 56–74. <http://dx.doi.org/10.1097/SS.0b013e318195b80f>.
- Peralta, N. R., and J. L. Costa. 2013. Delineation of management zones with soil apparent electrical conductivity to improve nutrient management. *Computers and Electronics in Agriculture*. **99**, 218-226.
- Pordomingo Anibal. J. 2003. Gestión ambiental en el feedlot – Guía de buenas prácticas. Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria – INTA, Ediciones INTA.
- Pordomingo, Aníbal J. y INTA Estación experimental agropecuaria Anguil "Ing. Guillermo Covas" Feedlot: alimentación, diseño y manejo. Anguil, La Pampa: INTA, 2005. Publicación técnica; n. 62.
- Portela S.I, A.E. Andriulo, M.C. Sasal, B. Mary, E.G. Jobba'gy. 2006. Fertilizer vs. organic matter contributions to nitrogen leaching in cropping systems of the Pampas: 15N applications in field lysimeters. *Plant and Soil*. **289**, 265–277. <http://dx.doi.org/10.1007/s11104-006-9134-z>

- Radcliffe, D. E. and J. Šimunek. 2010. Soil Physics with HYDRUS Modeling and Applications. CRC Press, Boca Raton, Fl.
- Rhoades, J. D., N. A. Manteghi, P. J. Shouse, and W. J. Alves. 1989. Soil electrical conductivity and soil salinity: New formulations and calibrations. *Soil Science Society of America*. **53**, 433–439.
- Rhoades, J. D., P. J. Shouse, W. J. Alves, N. A. Manteghi, and S. M. Lesch. 1990. Determining soil salinity from soil electrical conductivity using different models and estimates. *Soil Science Society of America*. **54**, 46–54.
- Rimski-Korsakov H, G. Rubio, R.S. Lavado. 2004. Potential nitrate losses under different agriculture practices in the Pampa Region, Argentina. *Agricultural Water Management*. **65**, 83–94. doi:10.1016/j.agwat.2003.08.003
- Ritter, A., R. Muñoz-Carpena, C. M. Regalado. 2011. Capacidad de predicción de modelos aplicados a la ZNS: Herramienta informática para la adecuada evaluación de la bondad de ajuste con significación estadística. En José Martínez Fernández, Nilda Sánchez Martín (edit). *Actas de las X Jornadas de Investigación de la Zona no Saturada del Suelo*, Salamanca (España).
- Robbins, A. G. 1989. Methods for determining transverse dispersion coefficients of porous media in laboratory column experiments. *Water Resources Research*. **25** (6), 1249-1258.
- Robert Sergio, F. Santangelo, I. Albornoz, Dana Gastón. 2009. Estructura del feedlot en Argentina - Nivel de asociación entre la producción bovina a corral y los titulares de faena”. Buenos Aires – Argentina.
- S.M. 2006. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 22nd ed. (<http://www.standardmethods.org/>. Logged on in 2013).
- Sainato, C.M. and B.N. Losinno. 2006. Spatial distribution of groundwater salinity at Pergamino - Arrecifes zone (Buenos Aires Province, Argentina). *Brazilian Journal of Geophysics*. **24** (3), 307-318.
- Sainato, C.M., B.N. Losinno, H.J. Malleville. 2010. Electrical resistivity tomography applied to detect contamination at a dairy farm at the Pampean Region, Argentina. Near Surface Geophysics. Eds. European Association of Geoscientists & Engineers.
- Sainato, C.M., B.N. Losinno, H.J. Malleville. 2012. Assessment of contamination by intensive cattle activity through electrical resistivity tomography. *Journal of Applied Geophysics*. **76**, 82–91. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jappgeo.2011.10.010>.
- Schaap, M. G., F. J. Leij, and M. Th. van Genuchten. 2001. Rosetta: A computer program for estimating soil hydraulic parameters with hierarchical pedotransfer functions. *Journal of Hydrology*. **251**, 163–176.
- Scheirer, C. J., W.S. Ray, & N. Hare. 1976. The Analysis of Ranked Data Derived from Completely Randomized Factorial Designs. *Biometrics*. **32** (2), 429–434. <http://doi.org/10.2307/2529511>
- Schoeneberger PJ, D.A. Wysocki, E.C. Benham, W.D. Broderson. 1998. Field book for describing and sampling soils. National Soil Survey Center, USDA Lincoln, Nebraska.
- SEA, 2012. Guía para el uso de modelos de aguas subterráneas en el SEIA Editor: Servicio de Evaluación Ambiental. Chile.

- SENASA. 2008. Caracterización de establecimientos de engorde a corral. Octubre 2007–Septiembre 2008; Gestión de Información, Coordinación de Campo, Dirección Nacional de Sanidad Animal, Diciembre 2008.
- SENASA. 2009. Establecimientos de Engorde a Corral. Actualización Marzo 2009; Gestión de Información – Coordinación de Campo – Dirección Nacional de Sanidad Animal, Abril 2009.
- SENASA. 2011. Establecimientos de Engorde a Corral. Actualización 2008 – 2011. Gestión de Información – Coordinación de Campo – Dirección Nacional de Sanidad Animal, Diciembre 2011.
- Shapiro, S.S and M.B. Wilk. 1965. An analysis of variance test for normality (complete samples) *Biometrika*. **52** (3-4), 591-611. doi:10.1093/biomet/52.3-4.591
- Sharpley, A. N., R. W. McDowell, and P.J.A. Kleinman. 2004. Amounts, Forms, and Solubility of Phosphorus in Soils Receiving Manure. *Soil Science Society of America*. **68**, 2048-2057. doi:10.2136/sssaj2004.2048.
- Shukla, M. K. and P. Cepuder. 2000. Anion exclusion during transport of chloride through soil columns. *Transactions of the ASAE*. **43** (6), 1425–1430.
- Shukla. Manoj. K. 2013. Soil Physics: An Introduction. Editorial CRC Press.
- Sibson, R. 1981. *A brief description of natural neighbour interpolation*. In: Interpreting Multivariate Data (ed. V. Barnett), 21–36, John Wiley & Sons, Ltd, Chichester.
- Simón, M., N. Peralta y J.L. Costa. 2013. Relación entre la conductividad eléctrica aparente con propiedades del suelo y nutrientes. *Revista de la Asociación Argentina de la Ciencia del Suelo*, **31**, 45-55.
- Sims, J.T., R.R. Simard, B.C. Joern. 1998. Phosphorus loss in agricultural drainage: Historical perspective and current research. *Journal of Environmental Quality*. **27**, 277–293. <http://dx.doi.org/10.2134/jeq1998.00472425002700020006x>.
- Šimůnek, J., M. Sejna and M.TH. van Genuchten. 1998. The HYDRUS-1D software package for simulating one-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated media. Version 2.02. International Ground Water Modeling Center (IGWMC) – TPS – 70. Colorado School of Mines. Golden. Colorado.
- Skopp, J., W.R. Gardner and E.J. Tyler. 1981. Solute movement in structured soils, Two region model with small interactions. *Soil Science Society of America Journal*. **45** (5), 837–842.
- Smedema, L. K., W. F. Vlotman, and D.W. Rycroft. 2004. Modern Land Drainage: Planning, Design and Management of Agricultural Drainage Systems. A.A. Balkema. Leiden, Netherlands.
- SNIH (Sistema Nacional de Información Hídrica). Argentina. <https://www.argentina.gob.ar/interior/secretaria-de-infraestructura-y-politica-hidrica>. (Consulta: 2017).
- Sparks D.L. (ed). 1996. Methods of soil analysis: Part 3- Chemical methods. SSSA Book Series: 5, ASA, Madison, Wisconsin, USA.
- SSS: Soil Survey Staff. 2006. Claves para la taxónoma de suelos, 10th edn. USDA, Natural Resources Service.
- Stephens, M.A. 1986. Tests based on edf statistics. Pp. 97-194 in D'Agostino, R.B. & Stephens, M.A. (eds.), Goodness-of-Fit Techniques. New York: Marcel Dekker.

- Sweeten, J.M. y S.B. Amosson. 1995. Manure quality and economics. In: Total Quality Manure Management Manual. Texas Cattle Feeders Association, Amarillo, TX.
- Telford, W.M., L.P. Geldart, R.E. Sheriff. 2004. Applied geophysics 2nd ed. (digital version), Cambridge University Press, New York.
- Tindall, J.A., J.R Kunkel.1999. Unsaturated Zone Hydrology for Scientists and Engineers, 1st ed. Prentice Hall, New Jersey.
- Toride, N., F.J. Leij, and M.Th. van Genuchten. 1995. The CXTFIT code for estimating transport parameters from laboratory or field tracer experiments. Research report 137, U.S. Salinity Lab, USDA-ARS, Riverside, CA.
- Unc, A., M.J. Goss, S. Cook, X. Li, E.R. Atwill, and T. Harter. 2012. Analysis of Matrix Effects Critical to Microbial Transport in Organic Waste-Affected Soils across Laboratory and Field Scales. *Water Resources Research*. **48** (6), W00L12.
- USDA (United States Department of Agriculture), 1996. Soil survey laboratory methods. Soil Survey Investigation report No| 42. Version 3.0. Washington. DC, USA.
- USDA (United States Department of Agriculture). 2012. Agricultural Waste Management Field Handbook, March 2012.
- Vaillant, G.C, G.M Perzynski, J.M Han and J. De Rouche. 2009. Nutrient accumulation below cattle feedlot pens in Kansas. *Journal of Environmental Quality*. **38**, 909-918.
- van Genuchten, M.Th. 1980. A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils. *Soil Science Society of America*. **44**, 892–898.
- van Genuchten, M.Th. 1981. Non-equilibrium transport parameters from miscible displacement experiments. Research report 119, USDA, U.S. Soil Salinity Lab, Riverside, CA.
- van Genuchten, M.Th., and Wierenga P.J. 1976. Mass transfer studies in sorbing porous media: I. Analytical solutions. *Soil Science Society of America*. **40**, 473–481.
- Veizaga, E. A. 2014. Estudio de la dinámica del nitrato en el suelo proveniente de la actividad ganadera intensive. Tesis de Doctorado, Universidad Nacional del Litoral. Santa Fe. Argentina.
- Vervoort, R. W., D.E. Radcliffe, and L.T. West. 1999. Soil structure and preferential solute flow. *Water Resources Research*. **35**, 913-982.
- Viotti P., M. Petrangeli Papini, N. Stracqualursia, C. Gamba. 2005. Contaminant transport in an unsaturated soil: laboratory tests and numerical simulation model as procedure for parameters evaluation. *Ecological Modelling*. **182**, 131–148. doi:10.1016/j.ecolmodel.2004.07.014
- Walpole R., R. Myers, S. Myers, K. Ye. 2007. Probabilidad y Estadística para ingeniería y ciencias. Octava Edición. Pearson, Prentice Hall.
- Watanabe, N., T. Harter and B.A. Bergamaschi. 2008. Environmental Occurrence and Shallow Groundwater Detection of the Antibiotic Monensin from Dairy Farms.” *Journal of Environmental Quality*. **37**(supplement), S78–S85.
- Webster R. & Oliver M.A. 2007. Geostatistics for Environmental Scientists/2nd Edition. Edit. John Wiley & Sons, Ltd.
- Woodbury B.L., S.M. Lesch, R.A. Egenberg, D.N. Miller, M.J. Spiels. 2009. Electromagnetic induction sensor data to identify areas of manure accumulation on a feedlot surface. *Soil & Water Management & Conservation*. **73** (6), 2068-2077.
- Wyngaard N., C. Videla, L. Picone, E. Zamuner, N. Maceira. 2012. Nitrogen dynamics in a feedlot soil, *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*. **12** (3), 563-574.

- Wyngaard N., L. Picone, C. Videla, E. Zamuner, N. Maceira. 2011. Impact of Feedlot on Soil Phosphorus Concentration. *Journal of Environmental Protection*, **2**, 280-286. doi:10.4236/jep.2011.23031
- Zhang, R & B.J. Wienhold. 2002. The effect of soil moisture on mineral nitrogen, soil electrical conductivity & pH. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*. **63**, 251-254.