



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL LITORAL

Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas

Instituto de Desarrollo Tecnológico para la Industria Química

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

Emiliano Andrés Veizaga

Tesis remitida al Comité Académico del Doctorado

como parte de los requisitos para la obtención del grado de

DOCTOR EN INGENIERIA

Mención Ambiental

de la

UNIVERSIDAD NACIONAL DEL LITORAL.

2015

Comisión de Posgrado, Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas, Ciudad Universitaria, Paraje
"El Pozo",

S3000, Santa Fe, Argentina.



UNIVERSIDAD NACIONAL DEL LITORAL
Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas

Santa Fe, 27 de marzo de 2015.

Como miembros del Jurado Evaluador de la Tesis de Doctorado en Ingeniería titulada "Estudio de la dinámica del nitrato en el suelo proveniente de la actividad ganadera intensiva", desarrollada por el Ing. Emiliano Andrés VEIZAGA en el marco de la Mención "Ambiental", certificamos que hemos evaluado la Tesis y recomendamos que sea aceptada como parte de los requisitos para la obtención del título de Doctor en Ingeniería.

La aprobación final de esta disertación estará condicionada a la presentación de dos copias encuadradas de la versión final de la Tesis ante el Comité Académico del Doctorado en Ingeniería.

Dr. Franco Francisca

Dra. Claudia Sainato

Dr. Luis Moreno Merino

Dra. Alicia Fabrizio de Iorio

Santa Fe, 27 de marzo de 2015

Certifico haber leído la Tesis, preparada bajo mi dirección en el marco de la Mención "Ambiental" y recomiendo que sea aceptada como parte de los requisitos para la obtención del título de Doctor en Ingeniería.

Dr. Carlos Ocampo
Codirector de Tesis

Dra. Leticia Rodríguez
Directora de Tesis

Universidad Nacional del Litoral
Facultad de Ingeniería y
Ciencias Hídricas

Secretaría de Posgrado

Ciudad Universitaria
C.C. 217
Ruta Nacional N° 168 - Km. 472,4
(3000) Santa Fe
Tel: (54) (0342) 4575 229
Fax: (54) (0342) 4575 224
Email: posgrado@fich.unl.edu.ar

Agradecimientos

He concluido mi tesis doctoral gracias al acompañamiento, enseñanza y amor de muchas personas. Por este motivo:

Agradezco a Leticia Rodríguez, mi directora, por su conocimiento, generosidad e incansable apoyo, indispensable para lograr los objetivos planteados. A Carlos Ocampo, mi co-director, por acompañar esta investigación y brindar todo su conocimiento para lograr el cierre de la misma. A la familia Ocampo, especialmente a Elena y Fernando, por disponer desinteresadamente su residencia, facilitando las actividades de campo en la localidad de San Justo. A Guillermo Contini, por su presencia incondicional como profesional y amigo y por sus conocimientos necesarios para resolver los problemas técnicos que surgieron durante el estudio. Al Centro de Informaciones Meteorológicas de la FICH, por mantenerme alerta en relación a la probabilidad de precipitaciones. Al grupo de compañeros del Centro de Estudios Hidroambientales (CENEHA), por brindar su tiempo en incontables ocasiones para discutir y resolver distintos puntos relacionados a la tesis. Al personal del Laboratorio de Ambiente de la FICH, por permitir el desarrollo de análisis y experiencias de laboratorio en sus instalaciones. A Héctor Clemente Riboldi, por permitir mi ingreso al establecimiento "Los Niños" y disponer de sus instalaciones para llevar a cabo la investigación. Del mismo modo a sus empleados, especialmente a Ramón, quien en esos días de lluvia cedió el tractor para lograr acceder al sitio de instrumentación. A la estación del INTA San Justo, por brindar información de importancia en el comienzo de la investigación y estar siempre a disposición para ofrecer información vinculada al proyecto. Y, finalmente, agradezco a quienes son mi compañía mas preciada, Erica, por caminar la vida junto a mi, Libertad, nuestra primer hija, que me dió fuerza en los momentos de mayor cansancio y a mi familia por haber construído los cimientos de este logro.

Resumen

En Argentina, la producción ganadera se ha desarrollado históricamente bajo la modalidad extensiva. En las últimas décadas el avance de los cultivos como la soja redujo las superficies destinadas a la cría de ganado, en consecuencia el desarrollo de la actividad debió adaptarse a superficies más pequeñas. A partir de la década del 90' se intensifica la producción ganadera dando origen a un cambio en la modalidad de producción y a la instalación de gran cantidad de establecimientos que llevan adelante la práctica productiva de engorde a corral con suplementación alimentaria, de forma industrializada o semi-industrializada en establecimientos denominados feedlot (FL). El avance de la actividad de FL ha generado preocupaciones en materia ambiental debido a que los mismos constituyen focos potenciales de contaminación puntual y difusa de los suelos y aguas, producto de la acumulación de las deyecciones de los animales y del movimiento no controlado de efluentes. Las excretas de los animales (estiércol/orina) producen contaminación dentro de los corrales pero también en sus alrededores al ser arrastradas por la precipitación. El efluente así generado, compuesto por material particulado y en solución, puede infiltrar hacia el interior del suelo en las adyacencias de los corrales, generando una fuente de contaminación adicional. Se trata de una fuente hiper-concentrada de carbono orgánico, nitrógeno, fósforo, azufre, magnesio y potasio, entre otros elementos.

La elevada concentración de NO_3^- -N presente en suelos y aguas entorno a FLs, su evaluación y el análisis de los procesos asociados a sus transformaciones, constituyen un problema de gran interés para la protección del recurso hídrico subterráneo. Por ende, la tesis tuvo por objetivo identificar cómo la interacción entre procesos físicos (dilución por ingreso de agua, concentración por evapotranspiración) y biológicos (nitrificación, desnitrificación) afectan la dinámica del NO_3^- -N y otros solutos en un suelo caracterizado por el elevado contenido de finos (limo y arcilla), bajo diferentes condiciones de afectación en superficie y humedad del perfil. Los objetivos específicos se orientaron al diseño de estrategias de muestreo espacio/temporales que capturen los procesos fundamentales que afectan las concentraciones de NO_3^- -N en el subsuelo.

Como caso de estudio se seleccionó un establecimiento de la provincia de Santa Fe, Argentina. Para cumplir los objetivos se instrumentaron tres sitios ubicados en las adyacencias de un corral de engorde, donde se colocaron lisímetros de succión, sensores de temperatura y potencial matricial hasta 1 m de profundidad. Primeramente se caracterizaron variables físicas de los diferentes horizontes del suelo, luego se desarrollaron las campañas de monitoreo. El período de muestreo de la solución del suelo, variables hidrodinámicas y meteorológicas abarcó 28 meses, con extracción de muestras en coincidencia con eventos de precipitación.

Las muestras recolectadas en los lisímetros fueron analizadas in-situ para ciertos parámetros físico-químicos y luego trasladadas al laboratorio para determinaciones analíticas de NO_3^- -N, Cl^- y dureza. Finalmente, se realizaron simulaciones del flujo de agua y transporte de NO_3^- -N y Cl^- en

la ZNS en una configuración 1D y 2D mediante el software HYDRUS. Para el flujo se empleó un enfoque de porosidad simple mientras que para el transporte, y debido a la textura muy fina del suelo, proclive a la formación de fisuras/macroporos, se utilizó el concepto de zonas móvil/inmóvil. Las observaciones de campo y su interpretación, y el trabajo de modelación permitieron identificar el rol relativo de los procesos específicos que afectan la distribución de agua en el perfil, la dinámica del nitrato debido a procesos de mezcla, dilución, dispersión física por transporte, consumo por vegetación y procesos biológicos y las dificultades asociadas a los cambios estructurales de los suelos finos en los procesos mencionados.

Abstract

Historically in Argentina, cattle grazing occurred in extensive lands, in natural pastures. However, in the last few decades the advancement of soy-cultivated land reduced land surfaces devoted to cattle grazing. From the 90's, cattle production increased but to the expense of a new production type, feedlots-FL or animal feeding operation (AFO), which is used in intensive animal farming for finishing livestock, notably beef cattle, prior to slaughter

The steady and widespread growth of FLs has generated environmental concerns not only in Argentina. As a consequence of cattle manure accumulation on FLs pens and uncontrolled effluents flows, FLs constitute potential point and diffuse contamination sites for soils and waters. Manure produces contamination within the pens as well as in nearby land as manure is flushed by precipitation water and runoff. The effluent so generated is composed of particulate and dissolved substances that can infiltrate into the soil profile and move downward towards the saturated zone, jeopardizing its preservation as a potable water resource. The effluent is a hiper-concentrated source of organic carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, magnesium, potassium, among other constituents.

High NO_3^- -N concentrations found in soils and waters around FLs, its evaluation and the analysis of processes associated to its transformations constitute an issue of great interest for groundwater resources protection. Consequently, the objective of this thesis was to identify how the interaction between physical processes (dilution from infiltrating water, salts concentration from evapotranspiration) and biological processes (nitrification, denitrification) interact and affect the dynamics of NO_3^- -N and other solutes in fined-textured soils, under different hydrologic conditions at the surface and soil moisture conditions within the soil profile. Specific objectives were aimed at designing appropriate spate/time monitoring strategies in order to capture the fundamental processes that affect NO_3^- -N concentrations within soils.

A FL in Santa Fe State, Argentina, was selected for the investigation. In order to fulfill the objectives, three point sites located adjacent to a feedlot pen were instrumented with suction lysimeters, soil matric potential sensors and temperature sensors up to 1 m depth.

First, physical variables for each soil horizon were determined. Afterwards, numerous field campaigns were undertaken. The monitoring period spanned for about 28 months, during which soil solution samples were extracted in coincidence with precipitation events. Hydrodynamic and meteorological variables were continuously recorded along the study period.

Water samples collected at the suction lysimeters were analyzed in-situ for certain physicochemical parameters and later transported to the lab for analytical determination of nitrates NO_3^- -N, chloride Cl^- and hardness. Finally, numerical simulations for flow and Cl^- , NO_3^- -N transport in the unsaturated zone in a 1D/ 2D configuration were performed with HYDRUS.

For flow a single porosity approach was used, while for solute transport, and due to the very

fined structure soil prone to cracks/macropores formation, a mobile/immobile zone approach was implemented .

Field observations/interpretation and numerical simulations allowed identifying the relative role of specific processes affecting water movement through the soil profile, the dynamics of nitrate due to mixing processes, dilution, physical dispersion, vegetation consumption and biological processes, as well as the difficulties derived from structural changes associated to fine-textured soils in relation to the aforementioned processes.

Índice general

Agradecimientos	i
Resumen	ii
1. Introducción	1
1.1. La actividad ganadera y su intensificación	1
1.2. Presentación del problema	2
1.3. Motivación y objetivos	5
1.4. Marco de la tesis	7
1.5. Antecedentes	7
1.6. Contenido de la tesis	12
2. El agua y los solutos en el suelo	14
2.1. Terminología	14
2.2. Potencial del agua en el suelo y su relación con el contenido volumétrico de agua	15
2.2.1. Modelos para describir las curvas de retención	19
2.2.2. Modelos para describir la conductividad hidráulica	20
2.3. Ecuación de flujo	21
2.4. Ecuación de transporte	25
2.5. Componentes de las excretas animales	29
2.5.1. Cloruros	31
2.5.2. Transformaciones del nitrógeno a partir de las deyecciones animales	32
3. Metodología	35
3.1. Área de estudio e instrumentación experimental	36
3.1.1. Ubicación geográfica	36
3.1.2. Geomorfología y suelos	36
3.1.3. Climatología e hidrología	37
3.2. Relevamientos de campo	39
3.2.1. Reconocimiento, relevamiento topográfico y elección de los sitios de monitoreo	39
3.2.2. Horizontes del suelo	42
3.3. Instrumentación experimental de los sitios elegidos	43
3.4. Muestreo de la solución del suelo	46
3.5. Relevamiento de especies vegetales	49
3.6. Estrategia para la adquisición de datos de campo	49

4. Caracterización del perfil del suelo: propiedades físicas y parámetros fisico-químicos de su solución	51
4.1. Propiedades físicas del perfil del suelo	51
4.2. Condiciones climáticas	53
4.3. Potencial matricial del suelo	54
4.4. Composición fisico-química de la solución del suelo	57
4.4.1. Variación espacial de los parámetros fisico-químicos y su relación con condiciones ambientales del suelo	59
4.4.2. Impacto de las condiciones de humedad del suelo sobre las muestras de solución	61
4.4.3. Variación temporal de la solución del suelo y su relación con los eventos de precipitación	68
5. Simulación unidimensional-1D de flujo y transporte de solutos	73
5.1. Escenarios de simulación para diferentes condiciones hidrológicas	73
5.2. Período 1: 04-10-2012 al 12-04-2013	74
5.2.1. Discretización espacial y temporal	74
5.2.2. Condiciones iniciales y de borde del modelo de flujo	75
5.2.3. Valor inicial de los parámetros de flujo y consumo de agua por las plantas	75
5.2.4. Análisis del forzamiento climático y respuesta del potencial matricial	76
5.2.5. Evaluación de la performance del modelo	78
5.2.6. Patrones de flujo simulados - discusión de resultados	79
5.2.7. Condiciones iniciales y de borde del modelo de transporte	82
5.2.8. Concentración de Cl ⁻ simulada - discusión de resultados	82
5.2.9. Impacto de las características de la precipitación en el transporte de cloruros	85
5.2.10. Análisis de sensibilidad del modelo de transporte	86
5.3. Período 2: 10-10-2012 (día 41) al 21-12-2012 (día 113)	88
5.3.1. Discretización espacial y temporal	88
5.3.2. Condiciones iniciales y de borde del modelo de flujo	90
5.3.3. Patrones de flujo simulados - discusión de resultados	90
5.3.4. Condiciones iniciales y de borde para el modelo de transporte	93
5.3.5. Concentración de solutos simulada - discusión de resultados	93
5.4. Período 3: 20/03/2013 (día 201) al 09/05/2013 (día 251)	97
5.4.1. Condiciones iniciales y de borde del modelo de flujo	98
5.4.2. Patrones de flujo simulados - discusión de resultados	98
5.4.3. Condiciones iniciales y de borde para el modelo de transporte	99
5.4.4. Concentración de solutos simulada - discusión de resultados	99
6. Simulación bidimensional-2D de flujo y transporte de solutos	102
6.1. Período de simulación: 10-10-2012 (día 41) / 21-12-2012 (día 113)	102
6.1.1. Condiciones iniciales y de borde para el modelo de flujo	103
6.1.2. Condiciones iniciales y de borde para el modelo de transporte	103
6.1.3. Resultados/discusión de la simulación de la CE y NO ₃ ⁻ -N	105

7. Resumen y conclusiones	107
7.1. Resumen	107
7.2. Conclusiones	108
Bibliografía	112
Nomenclatura	122
A. Apéndice	123

Índice de figuras

1.1. Distribución espacial de establecimientos feedlot en la República Argentina y evolución temporal del registro de establecimientos según SENASA, a partir de 2007.	2
1.2. Escurrimiento superficial de residuos sólidos y líquidos. Izquierda: Lavado superficial y desborde de estiércol de los corrales. Derecha: Escurrimiento superficial del lixiviado de la pila de estiércol luego de un evento de precipitación.	3
1.3. Dispositivos de almacenamiento de efluentes. Izquierda: Laguna de retención en su máxima capacidad de almacenamiento. Derecha: Desbordes del efluente contenido en la laguna ingresando a campos vecinos.	5
1.4. Características del perfil del suelo debajo de un corral de un FL. Izquierda: identificación de capas y densidad aparente. Centro: contenido volumétrico de agua dentro del FL y en suelo cubierto por vegetación. Derecha: concentración de nitratos en dos sitios del feedlot en dirección de la pendiente y en suelo cubierto por cultivos (extraído de <i>Mielke et al.</i> , 1974).	9
2.1. (a) Esquema de la ZNS del suelo y procesos asociados (<i>Simunek et al.</i> , 2005), (b) fotografía de un perfil de suelo donde crece vegetación en superficie, raíces en profundidad y se identifican horizontes.	15
2.2. Curva de retención para un suelo hipotético.	18
2.3. Curva de retención típica para diferentes texturas del suelo. Fuente: http://goo.gl/Lmtlev	19
2.4. Relación entre la conductividad hidráulica del suelo y el potencial matricial influenciada por la textura del suelo. (http://alturl.com/kckru)	21
2.5. Esquema de la función de respuesta al estrés hídrico $\alpha(h)$ (<i>Feddes et al.</i> (1974). Adaptado de <i>Simunek et al.</i> (2005)).	23
2.6. Esquema de la función de distribución de la extracción de agua de la vegetación, $b(z)$, en la zona radicular (Adaptado de <i>Simunek et al.</i> (2005))	24
2.7. (a) Distribución de velocidades en un capilar simple, (b) Causas de la dispersión hidrodinámica: diferencia en el tamaño de poros, diferencias en la longitud de caminos de flujo/mezcla entre poros y diferencias en la velocidad dentro de un mismo poro (tomado de <i>Delleur</i> , 2006)	27
2.8. Modelos conceptuales de flujo y transporte de solutos utilizados por HYDRUS 1D (extraído de <i>Simunek et al.</i> (2005)).	28
3.1. Ubicación geográfica y principales rasgos geomorfológicos del entorno del sitio de estudio.	36
3.2. Mapa de suelos de la provincia de Santa Fe (tomado de: http://goo.gl/QHVchF).	37
3.3. Registro histórico de precipitaciones anuales. Serie 1920-2013. Línea a trazos: media anual (Fuente: INTA San Justo)	38

3.4. Promedio mensual de precipitación de la localidad de San Justo, provincia de Santa Fe.	38
3.5. (A) MDT correspondiente a la digitalización de la carta topografica San Justo. Hoja 3160-14-2. Esc: 1:50000, (B) MDT a escala de detalle [La escala vertical ha sido exagerada para resaltar los rasgos de la topografía].	40
3.6. Topografía de detalle del sector de estudio - Ubicación del plot A, plot B y plot C alrededor de las lagunas de retención.	41
3.7. Ubicación del plot B donde se observa encharcamiento adyacente en superficie y la permanencia de condiciones saturadas.	41
3.8. Sensores. Izquierda: Registrador automático de lluvia ODYSSEY®. Centro: Sensores tipo Watermark® conectados al datalogger Wachdog 400®. Derecha: Sensor de temperatura de suelo.	44
3.9. Lisímetros de succión y bomba manual de succión para activar lisímetros.	44
3.10. Izquierda-arriba: Pluviógrafo a canjilones con registrador de datos ODYSSEY incorporado. Derecha-arriba: Lisímetros de succión y sensores de potencial matricial junto al registrador ODYSSEY en el interior de gabinete de protección en plot A. Izquierda-abajo: Piezómetro PZ1. Derecha-abajo: Lisímetros de succión en plot C junto al piezómetro para registro de niveles colgados en forma temporaria.	45
3.11. Ejemplo de un tipo de lisímetro por gravedad con fosa de acceso central y recipientes colectores. Fuente: <i>Hang et al. (2010)</i>	46
3.12. (A) Ejemplo de un lisímetro de succión (suction cup), (B) Ejemplo de un plato de succión, (C) Ejemplo de una caja de resina	47
3.13. Ejemplar de Sorgo Halepense extraído para cuantificar la longitud de sus raíces en el periodo de mayor altura alcanzada por la planta (18-02-2013).	49
4.1. A) Excavación y recolección de muestras de suelo para la determinación de las propiedades texturales de los horizontes. B) Determinación en laboratorio de las propiedades texturales de cada horizonte mediante el método de <i>Bouyoucos (1927)</i>	52
4.2. Composición textural del perfil de suelo, densidad aparente y contenido de agua a capacidad de campo y punto de marchitez permanente.	53
4.3. Precipitación (P) mensual y diaria observada en el área de estudio. A) Registro diario. B) Comparación entre el promedio mensual de precipitación de los últimos 30 años (1984-2013) y las correspondientes a los años 2012 y 2013.	54
4.4. Plot A: Potencial matricial (en valor absoluto) del suelo a 30, 60 y 100 cm de profundidad (arriba), temperatura del suelo a 10 cm de profundidad (centro) y precipitación (abajo).	55
4.5. Izquierda: plot A con vegetación en estado de madurez - campaña del día 19-02-2013. Derecha: plot A con vegetación en estado de marchitez - campaña del día 03-07-2013.	56
4.6. Tasas de secado del suelo a distintas profundidades.	57
4.7. Extracción de la solución del suelo con jeringa en el plot B después de 24 hs. de aplicación de succión al lisímetro.	58
4.8. Comparación de las variables básicas de calidad de la solución del suelo de cada sitio de monitoreo.	59

4.9. Resultados de la composición química de la solución del suelo colectada durante el desarrollo del estudio en el plot A.	62
4.10. Evolución temporal de los parámetros fisico-químicos a diferentes profundidades en el plot A.	63
4.11. Resultados de la composición química de la solución del suelo colectada durante el desarrollo del estudio en el plot B.	64
4.12. Evolución temporal de los parámetros fisico-químicos a diferentes profundidades en el plot B.	65
4.13. Resultados de la composición química de la solución del suelo colectada durante el desarrollo del estudio en el plot C.	66
4.14. Evolución temporal de los parámetros fisico-químicos a diferentes profundidades en el plot C.	67
4.15. Variación temporal del pH de la solución del suelo en el plot A observado durante diferentes eventos de precipitación. A) Comparación entre tres eventos consecutivos, B) Evento del 18 al 21-12-2012, C) Evento del 10 al 13-11-2013.	70
4.16. Distribución de CE, concentración de Cl^- y NO_3^- -N a lo largo del perfil en el plot A.	70
4.17. Distribución de valores de conductividad eléctrica, concentración de cloruros y nitratos a lo largo del perfil en el plot B.	71
4.18. CE, concentración de Cl^- y NO_3^- -N a lo largo del perfil en el plot C.	72
5.1. Discretización espacial del perfil de suelo, material, espesor de las capas simuladas, condiciones iniciales de PM y concentración, condiciones de borde para el periodo 1 utilizadas en el plot A.	74
5.2. Series de tiempo de las variables precipitación, temperatura y evapotranspiración para el área de estudio. Arriba: evapotranspiración potencial calculada por HYDRUS 1D. Centro: registro de temperatura máxima y mínima del aire (MASPyMA). Abajo: precipitación registrada.	76
5.3. Potencial matricial medido y simulado a 30 cm (A), 60 cm (B) y 100 cm (C) de profundidad en el plot A. (LDS: límite de detección del sensor).	78
5.4. Grietas detectadas en la superficie del suelo en el entorno del plot C.	79
5.5. Curvas de retención calibradas para el periodo 1	80
5.6. Potencial matricial simulado (línea a trazos) y observado (puntos), contenido de agua simulado a tres profundidades durante un periodo de secado seleccionado.	81
5.7. Comparación entre la concentración de cloruros simulada mediante el modelo ADE y el modelo MIM, y observada a distintas profundidades en el plot A y B para el periodo 1.	84
5.8. Comparación entre valores simulados (S) y observados (O) del PM y concentración de Cl^- (modelo MIM) en profundidad para diferentes eventos de precipitación en el plot A.	86
5.9. Comparación entre valores simulados (S) y observados (O) de la concentración de Cl^- (modelo MIM) en profundidad para diferentes eventos de precipitación en el plot B para los eventos A, B, C y D , para el período 1.	86
5.10. Análisis de sensibilidad del modelo de transporte a cambios en los parámetros : θ_{im} , ω , D_L y D_O	88

5.11. Discretización espacial del perfil de suelo, material y espesor de las capas simuladas, ubicación de nodos de observación y condiciones de borde para el período 2.	89
5.12. Testigos de suelo tomados en el plot A y el plot B.	90
5.13. Curvas de retención simuladas a partir de los parámetros ajustados para cada capa durante el periodo 2.	91
5.14. Comparación del PM simulado y observado, contenido de agua y flujos simulados en el plot A - período 2.	92
5.15. Comparación entre concentraciones observadas y simuladas de CE, Cl ⁻ y NO ₃ ⁻ -N en el plot A – Período 2.	94
5.16. Simulación del proceso de dilución observado en el plot A luego de tres eventos de precipitación sucesivos ocurridos entre el 22-11-2012 y el 22-12-2012.	95
5.17. Comparación entre concentraciones observadas y simuladas de CE, Cl ⁻ y NO ₃ ⁻ -N en el plot B – Período 2. Línea a trazos corresponde al resultado del modelado con el proceso de nitrificación incorporado.	96
5.18. Perfiles de concentración simulados. Línea punteada donde se expone el proceso de nitrificación observado en el plot B	97
5.19. Comparación del PM simulado y observado, contenido de agua y flujos simulados en el plot A - Período 3.	99
5.20. CE, concentración de Cl ⁻ y NO ₃ ⁻ -N observadas y simuladas en el plot A- Periodo 3.	100
5.21. Variación temporal de solutos en el plot B para el periodo 3 de simulación. Trazo gris oscuro. corresponde al NO ₃ ⁻ -N habiendo incorporado el proceso de desnitrificación.	101
5.22. Perfiles de concentración simulados en el plot B. Comparación con datos observados. Flecha: Marca el proceso de desnitrificación simulado	101
6.1. Dominio de simulación - Modelo conceptual.	103
6.2. Variación temporal del PM sobre la superficie del sector de encharcamiento y precipitaciones ocurridas antes y durante el período simulado. Las flechas indican los días de toma de muestras de agua.	104
6.3. Condición inicial de CE y NO ₃ ⁻ -N para el modelo de transporte.	104
6.4. Comparación de la variación de CE y la concentración de NO ₃ ⁻ -N en los nodos de observación del plot B simuladas mediante el modelo HYDRUS-1D Y 2D.	106
A.1. Datos meteorológicos utilizados en las simulaciones realizadas.	124

Índice de cuadros

2.1. Ejemplos de dietas de alta energía (Fuente. Sitio Argentino de Producción animal: http://www.produccion-animal.com.ar/ . Fecha de consulta: 06-12-2014).	30
2.2. Porcentaje de los componentes de la ración nutricional del ganado en el periodo de engorde (Fuente: Personal del establecimiento) (1 tolva=3000 kg).	30
4.1. Propiedades texturales de los horizontes identificados	52
4.2. Número de muestras extraídas distribuidas por sitio de monitoreo y profundidad.	58
5.1. Simulaciones realizadas	73
5.2. Parámetros calibrados del modelo de flujo - Período 1.	80
5.3. Estimadores de la bondad del ajuste del modelo para el PM para el período 1 en el plot A.	81
5.4. Parámetros ajustados del modelo de transporte de cloruros para el periodo 1.	85
5.5. Estimadores de la bondad del ajuste del modelo de transporte en el plot A.	85
5.6. Análisis de sensibilidad a los parámetros del modelo de transporte	87
5.7. Parámetros ajustados del modelo de flujo - Período 2.	91
5.8. Parámetros calibrados del modelo de transporte – Período 2.	93
6.1. Parámetros de transporte ajustados para la simulación bidimensional-2D.	105

1. Introducción

1.1. La actividad ganadera y su intensificación

Históricamente en Argentina, la producción ganadera se ha desarrollado bajo la modalidad extensiva. Sin embargo, en las últimas décadas el avance de los cultivos extensivos demandantes de suelos fértiles, redujo las superficies destinadas a la cría de ganado, en consecuencia el desarrollo de la actividad debió adaptarse a superficies más pequeñas.

A partir de la década del 90', impulsado principalmente en la región pampeana, comienza un proceso de intensificación de la producción ganadera, que dio origen a un cambio en la modalidad de producción. Este cambio se generaliza en el año 1992 propiciado por el efecto de la convertibilidad desde un punto de vista estrictamente económico (Pordomingo, 2003). A raíz de ello, se generó la relocalización de la producción de carne y la instalación de gran cantidad de establecimientos que llevan adelante la práctica productiva de “engorde a corral con suplementación alimentaria” de forma industrializada o semi-industrializada en establecimientos denominados **feedlot** (FL).

En la literatura específica se denomina feedlot al lugar físico, predio o establecimiento especialmente acondicionado para recibir y alojar animales que serán alimentados intensivamente a través del suministro de distintas raciones formuladas, sin permitir el acceso a pastoreo directo y voluntario, con el objetivo de lograr la mayor producción de carne en cualquier etapa de desarrollo de los animales (recría, engorde o terminación). Excluye como tal los modelos que, teniendo como base la alimentación a pastos, suplementan parcial y/o temporalmente a la invernada (Robert et al., 2009).

Según el Instituto de Promoción de la Carne Vacuna Argentina (IPCVA), en el año 2008, el 25% del total de las faenas nacionales provenía de 1626 feedlots registrados, mientras que para 2009 ese porcentaje se incrementó a 27 %, proveniente de 2090 establecimientos (Robert et al., 2009). El último informe del Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria (SENASA) publicado en diciembre de 2010, detalló que en marzo de ese año el número total de establecimientos registrados ascendía a 2278, con 1.600.000 cabezas de ganado, de los cuales 444 establecimientos estaban radicados en la provincia de Santa Fe, con una capacidad de engorde de 266.340 animales (Dana and Vázquez, 2010). Tal como lo muestra el mapa de la Figura 1.1, la mayoría de los establecimientos se localizan en las provincias de Córdoba, Buenos Aires y Santa Fe cuya mayor densidad se observa en el sur de esta última. Del mismo modo, la evolución temporal del número de establecimientos FL muestra el crecimiento sostenido de esta modalidad de cría en los últimos años, aunque con una tasa menor entre 2009 y 2010.

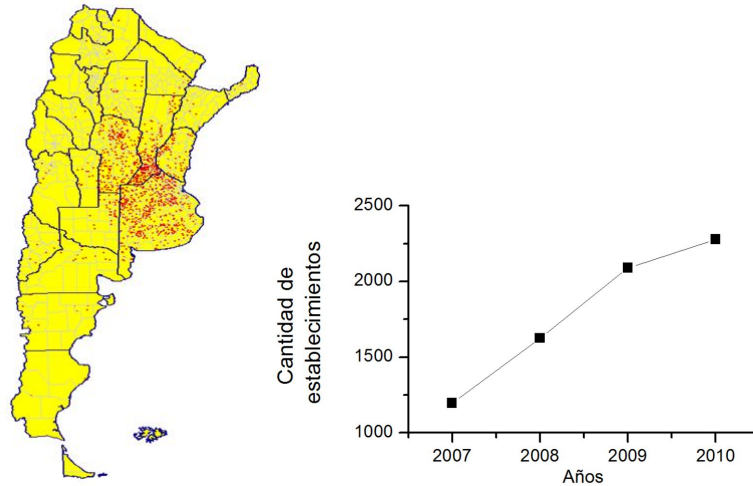


Figura 1.1.: Distribución espacial de establecimientos feedlot en la República Argentina y evolución temporal del registro de establecimientos según SENASA, a partir de 2007.

1.2. Presentación del problema

El avance de la actividad de FL ha generado preocupaciones en materia ambiental debido a que los mismos constituyen focos potenciales de contaminación puntual y difusa de los suelos y aguas, producto de la acumulación de las deyecciones de los animales y del movimiento no controlado de efluentes (*García et al.*, 2012).

Las excretas de los animales constituyen un foco de contaminación dentro de los corrales pero también en sus alrededores. Durante el tiempo en que los animales permanecen encerrados, sus deyecciones se depositan sobre el suelo de los corrales, estando sujetas a alteraciones físicas como el pisoteo, alteraciones fisicoquímicas y alteraciones biológicas como la biodegradación. En consecuencia, el manejo de los volúmenes de estiércol dentro del establecimiento juega un rol fundamental en el impacto sobre el medio ambiente. Por otro lado, en la superficie de los corrales expuesta a los fenómenos atmosféricos, se genera escurrimiento de agua con arrastre de desechos por el lavado superficial después de cada evento de precipitación, que fluye hacia afuera de los corrales en dirección de la pendiente topográfica (Figura 1.2). Este efluente, compuesto por material particulado y en solución, puede infiltrar hacia el interior del suelo en las adyacencias de los corrales, generando una fuente de contaminación adicional. Se trata de una fuente hiper-concentrada de carbono orgánico, nitrógeno, fósforo, azufre, magnesio y potasio, entre otros elementos (*García et al.*, 2012).



Figura 1.2.: Escorrimento superficial de residuos sólidos y líquidos. Izquierda: Lavado superficial y desborde de estiércol de los corrales. Derecha: Escorrimento superficial del lixiviado de la pila de estiércol luego de un evento de precipitación.

La producción de excretas es función del balance de nutrientes, de los requerimientos del animal, de la digestibilidad y del consumo de alimento y agua (NSW *Agriculture*, 1997). En promedio, la producción diaria de heces frescas varía entre el 3,4% y 3,8% del peso vivo del animal, mientras que la producción de orina varía entre 1,2% y 1,8% del peso vivo (*Pordomingo*, 2003). Mientras que la orina se compone principalmente de agua (95%), urea (2%) y otros iones, el estiércol presenta un 30% de su composición en materia seca que incluye residuos de pastura no digerida (celulosa, hemicelulosa y lignina), microorganismos y productos del metabolismo animal. *Andriulo et al.* (2003) caracterizaron las heces de un corral de engorde de un establecimiento del sur de la provincia de Santa Fe (Argentina), cuyos componentes mayoritarios fueron: materia orgánica (50,8%), nitrógeno (1,7%), calcio (2,6%), magnesio (1,9%), entre otros, con una relación Carbono/Nitrógeno (C/N)=16.

El volumen de residuos líquidos/sólidos que produce esta actividad es significativo. Por ejemplo, si se considera un establecimiento de 5000 animales, con un promedio de 250 kg/animal, se generarían entre 42.500 y 47.500 kg de estiércol fresco, y entre 15.000 y 22.500 kg de orina por día, lo que es equivalente a 15 y 22 m³ de líquido, aproximadamente. De acuerdo a las prácticas de manejo ambiental de los establecimientos, anualmente se retira la capa superficial de estiércol acumulada en los corrales, que puede tener hasta 30-40 cm de espesor según el tiempo de acumulación (*Cole et al.*, 2009).

El material removido de la superficie suele disponerse en forma de pila sobre los laterales de los mismos, siendo el destino principal de este residuo orgánico la aplicación sobre el suelo como método de fertilización (*Addiscott et al.*, 1991; *Eghball and Power*, 1994; *Beckwith et al.*, 1998; *Eghball*, 2000; *Smith et al.*, 2002; *Williams et al.*, 2004). Los residuos no removidos de los corrales o las pilas de acopio quedan sujetos a factores ambientales, tal como se aprecia en la foto de la derecha de la *Figura 1.2*.

El manejo de efluentes líquidos (y estiércol) requiere del diseño de estructuras de captura o concentración, recolección, procesamiento y reuso (*Pordomingo*, 2003). Habitualmente, los efluentes líquidos son recolectados mediante sistemas de drenaje primario/secundario, y conducidos a lagunas o piletas aeróbicas y/o anaeróbicas según el caso. Un correcto dimensionamiento de las lagunas implica el manejo adecuado del balance de agua entre ingresos por escorrentía y salidas por eva-

poración y eventualmente riego, considerando un año del percentil 90% más húmedo. Por ende, los desbordes deberían ser infrecuentes. Sin embargo, estos mecanismos de control de efluentes como las lagunas suelen ser sobrepasados en su capacidad de contención debido a deficiencias en su manejo ambiental, así como también por la ocurrencia de eventos de precipitación extraordinarios no contemplados en el diseño. Sus desbordes dispersan efluentes con un elevado contenido de sales disueltas y materia orgánica en descomposición en su entorno y hacia campos vecinos, como lo muestran las fotografías de la [Figura 1.3](#), pudiendo infiltrar en suelos adyacentes.

Uno de los compuestos del nitrógeno comúnmente encontrado en agua para consumo es el nitrato proveniente de estas actividades, que puede tener consecuencias en la salud pública y el ambiente. Por ejemplo, en concentraciones superiores a 10 mg/l (como NO_3^-) puede provocar dolencias como la metahemoglobinemia, y en algunos casos cáncer (United State Protection Agency -[USEPA](#), 1995; World Health Organization -[WHO](#), 2003). En zonas rurales y periurbanas donde se instalan los FLs, sus efluentes constituyen una importante fuente de nitrógeno y nitrato (NO_3^- -N). Debe aclararse aquí que existen otras fuentes de contaminación orgánica donde el nitrato toma presencia, como son los pozos sépticos para almacenamiento de efluentes cloacales de viviendas, residuos de establecimientos de cría de cerdos, aves, etc. y cuya presencia también se asocia a la contaminación del recurso hídrico subterráneo.

La elevada concentración de NO_3^- -N presente en suelos y aguas entorno a FLs y los procesos asociados a este componente, constituyen un problema de interés a nivel mundial para la protección del recurso hídrico subterráneo para localidades rurales o semi-urbanizadas, en donde el mismo es el único recurso como fuente de agua para consumo. También lo es para el recurso hídrico superficial debido a los problemas de eutrofización que pudieran generarse por el excesivo aporte de estos nutrientes a los ecosistemas acuáticos. Por ende, el conocimiento de la dinámica y los procesos que sufren los compuestos de nitrógeno en la zona no saturada del suelo (ZNS), la cual constituye una zona buffer entre la superficie y la zona saturada (ZS), son esenciales para evaluar la potencial afectación del recurso subterráneo en torno a estos establecimientos ([Saâdi and Maslouhi](#), 2003).

Los ambientes que rodean las áreas de acumulación de estiércol son ricas en nitrógeno en forma de amonio o nitrógeno orgánico ([Sher et al.](#), 2012). Los ciclos de humedecimiento y secado constituyen un factor importantísimo en las tasas de mineralización y nitrificación de los compuestos de nitrógeno que se acumulan en el suelo, donde el NO_3^- -N adquiere su mayor concentración ([Sommerfeldt et al.](#), 1973). Estos ciclos de humedecimiento y secado también ejercen influencia sobre la estructura del suelo. Por ejemplo, en ausencia de humedad, el contenido de arcilla en el perfil de suelo favorece el agrietamiento del mismo creando caminos preferenciales de flujo que pueden alcanzar los 2 m de profundidad ([Baram et al.](#), 2012a).



Figura 1.3.: Dispositivos de almacenamiento de efluentes. Izquierda: Laguna de retención en su máxima capacidad de almacenamiento. Derecha: Desbordes del efluente contenido en la laguna ingresando a campos vecinos.

La compactación de los horizontes superficiales dentro de los corrales se manifiesta con elevados valores de densidad aparente, lo que se traduce en niveles muy bajos de infiltración y un contenido de humedad uniforme en el tiempo (Mielke et al., 1974), favoreciendo el escurrimiento superficial de los residuos hacia sectores más bajos siguiendo la topografía superficial del área. En su trabajo sobre el efecto del pisoteo animal sobre las propiedades del suelo, Martínez et al. (2011) determinaron que la resistencia a la penetración resultó ser un buen indicador de la intensidad de carga animal, resultando valores 70% superiores a suelos sin carga animal, mientras que la densidad aparente del suelo solo superó en un 6% a aquella correspondiente a un suelo sin animales.

Es así que las parcelas adyacentes a los corrales presentan baja compactación, lo que facilita el avance de los frentes de humedad, el transporte de solutos provenientes del desborde de las lagunas o el mal manejo de efluentes, así como también la evapotranspiración y el crecimiento de vegetación (Sommerfeldt et al., 1973).

En resumen, los residuos sólidos y líquidos generados en los corrales afectan el suelo debajo de los mismos y los suelos aledaños, sea por escurrimiento superficial resultado de la precipitación o por desborde de lagunas de retención de efluentes. Por lo tanto, los suelos de los corrales y su entorno experimentan cambios físicos y bioquímicos que los diferencian de los suelos naturales.

1.3. Motivación y objetivos

El acelerado crecimiento de la actividad de FL en Argentina ha motivado a los organismos de control y gestión del medioambiente a plantear normativas que regulen la actividad. En la provincia de Santa Fe, la resolución 023/09, “*Régimen regulatorio de los establecimientos dedicados al engorde intensivo de ganado bovino a corral “Feedlot”*”, establece recomendaciones y normas para la radicación de nuevos establecimientos para así evitar daños al medio natural, exigiendo el tratamiento de los efluentes líquidos que pudieran generarse por dicha actividad, incluyendo los excedentes pluviales. Sin embargo, el escaso conocimiento sobre el tema ha resultado solo en la regulación de la instalación y manejo superficial de los establecimientos, dejando un vacío en lo referente a los cambios que experimenta el suelo y su futuro impacto en el recurso hídrico subterráneo.

Los establecimientos que comenzaron a funcionar con anterioridad al dictado de la norma implementan prácticas de manejo de efluentes, no siempre con la debida eficiencia y control por parte del estado. Un caso de interés lo constituye un FL localizado 5 km al norte de la ciudad de San Justo. El establecimiento, de grandes dimensiones y con una capacidad máxima de encierre de 9000 cabezas de ganado, funciona ininterrumpidamente desde el año 2001. Tanto el interior como el exterior de los corrales sufren el impacto directo de esta actividad. En particular, el suelo de parcelas contiguas a los corrales ubicados en la zona más deprimida, recibe periódicamente el material de lavado de los mismos provocado por las precipitaciones. Si bien el establecimiento posee lagunas de retención de efluentes, su manejo y limpieza no es eficiente, sufriendo desbordes frecuentes con el consecuente arrastre hacia suelos adyacentes (Figura 1.3).

Los suelos de la zona donde se encuentra el FL se caracterizan por un elevado contenido de limos y arcillas, es decir materiales en la fracción comprendida entre 50 μ m y <2 μ m (Imhoff *et al.*, 2010). Tradicionalmente estos suelos son vistos como seguros debido a su baja tasa de infiltración (Baram *et al.*, 2012b). Sin embargo estos suelos son propensos a la formación de fisuras y macroporos, tipo de estructura que influye especialmente en los patrones del flujo de agua y el transporte de contaminantes a través de la ZNS del suelo, dificultando en ocasiones su interpretación y modelado matemático. Es de hacer notar que este tipo de suelos se encuentra en vastas regiones del centro de Argentina (INTA, 1992), por lo tanto podrían encontrarse comportamientos similares en otras zonas que pudieran estar afectadas por la actividad de FL.

Los estudios detallados que analicen y cuantifiquen el impacto de los FL en suelos con alto porcentaje de materiales finos, en especial en climas templados, son escasos, más aún si se consideran condiciones climáticas naturales en contraposición a estudios desarrollados bajo condiciones controladas tanto en lo referente a la aplicación de estiércol/nutrientes en dosis conocidas, tanto a la aplicación de un flujo de agua a través de un sistema de riego. Por ello, investigar los cambios físicos, químicos y biológicos que experimentan los horizontes del suelo, en particular, los suelos finos de la región central argentina en respuesta al ingreso de nutrientes de origen orgánico provenientes de FL y su transporte hacia capas más profundas conforman un tema de gran interés. El mismo está vinculado al deterioro potencial de la calidad del agua subterránea, único recurso para abastecimiento humano en numerosas poblaciones del interior de la provincia de Santa Fe y del país.

En consecuencia, la investigación desarrollada en esta tesis tuvo por objetivo identificar cómo la interacción entre procesos físicos (dilución por ingreso de agua, concentración por evapotranspiración) y biológicos (nitrificación, desnitrificación) afectan la dinámica del NO_3^- -N y otros solutos en un suelo caracterizado por el elevado contenido de finos (limo y arcilla), bajo diferentes condiciones de afectación en superficie y humedad del perfil. Los objetivos específicos se orientaron al diseño de estrategias de muestreo espacio/temporales que capturen los procesos fundamentales que afectan las concentraciones de NO_3^- -N en el subsuelo.

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

interés.

Para la extracción de la solución del suelo se utilizaron dispositivos específicos (lisímetros de succión). Las muestras recolectadas en los lisímetros fueron analizadas in-situ para ciertos parámetros fisicoquímicos y luego trasladadas al laboratorio para determinaciones analíticas de los elementos de interés (NO_3^- -N, cloruro (Cl^-) y dureza total). Finalmente, se realizaron simulaciones del flujo de agua y transporte de Cl^- y NO_3^- -N en la ZNS en una configuración 1D y 2D mediante el software HYDRUS 1D (Simunek et al., 2005) e HYDRUS 2D/3D (Simunek, 2006). La interpretación de las observaciones de campo y el trabajo de modelación permitieron identificar el rol relativo de los procesos específicos que afectan la distribución de agua en el perfil, la dinámica del nitrato debido a procesos de mezcla, dilución, dispersión física por transporte, consumo por vegetación y procesos biológicos, y las dificultades asociadas a los cambios estructurales de los suelos finos en los procesos mencionados anteriormente bajo diferentes escenarios de condiciones hidro-ambientales.

1.4. Marco de la tesis

La presente tesis surge del proyecto marco titulado “*Impacto de los sistemas intensivos de producción de carne vacuna sobre la calidad del agua subterránea con énfasis en la presencia de nitratos*” llevado a cabo en conjunto entre la Universidad Nacional del Litoral (UNL) y la Universidad Nacional de Rosario (UNR) cuyos fondos fueron otorgados a través de la convocatoria 2008 de Proyectos Federales de Innovación Productiva (PFIP) dependiente del Ministerio de Ciencia, Tecnología e Innovación Productiva de la Nación (Mincyt).

1.5. Antecedentes

El surgimiento del ferrocarril a vapor en 1830 como medio de transporte, el maíz como commodity utilizado en el alimento del ganado y la invención del vagón refrigerado permitieron que Gustavo Swift, nombre que hoy lleva una de las cadenas de productos de carne más grandes del mundo, diera origen al sistema de engorde a corral hoy denominado feedlot (Hubbs, 2010). En Argentina, sin embargo, la instalación generalizada de FL comienza en la década de los noventa acentuándose a partir de 1992 con el segundo año del programa económico implementado en el país denominado Convertibilidad.

No obstante el surgimiento temprano de la actividad, los estudios relacionados a su caracterización e impacto en el medioambiente surgieron mucho más tarde cuando la actividad se expandió sensiblemente para atender la creciente demanda mundial de alimentos. Así, la producción de carne en FL ha tenido lugar durante décadas sin que se hayan tomado grandes recaudos con respecto a la afectación de suelos y aguas.

En los 60' se expande rápidamente la literatura relacionada al manejo de residuos provenientes de FLs, no sólo de ganado vacuno sino también porcino, de tambos y otros emprendimientos donde hubiera concentración de animales. De ello da cuenta un reporte de la Agencia de Protección del Medio Ambiente de EE.UU. (EPA por sus siglas en inglés) del año 1972 (USEPA, 1972), que compila más de seiscientas citas bibliográficas entre artículos científicos, tesis, artículos de divulgación e informes técnicos de organismos gubernamentales de EE.UU.

En una de las primeras publicaciones, [Miner et al. \(1966\)](#) ya destacaban el creciente interés en estudiar los contaminantes contenidos en el escurrimiento superficial como consecuencia del crecimiento del número de animales criados en condiciones de encierro, destacando las dificultades de su monitoreo debido a la intermitencia del escurrimiento. En cambio, otros autores como [Tiarks et al. \(1974\)](#) se concentraron en investigar el efecto de los residuos de FLs en las propiedades y el comportamiento de suelos, en este caso arenosos.

Uno de los temas que despertó el temprano interés de la comunidad científico-técnica fue el potencial impacto de los FLs sobre la calidad del recurso hídrico subterráneo por su uso como fuente para provisión de agua. El énfasis fue principalmente en la presencia de nitratos, como puede observarse en los trabajos de [Stewart et al. \(1967\)](#), [Mielke and Mazurak \(1976\)](#), [Lorimor et al. \(1972\)](#) y [Cooté and Hore \(1979\)](#). Si bien en años posteriores, los estudios se enfocaron a temas más específicos como por ejemplo los procesos fisicoquímicos y biológicos que afectan los contaminantes generados en FLs y su transporte en suelos y aguas, la afectación de las aguas subterráneas por la presencia de nitratos, tanto a nivel puntual como regional continuó siendo motivo de investigación ([Maule et al., 2000](#); [Harter et al., 2002](#); [Saâdi and Maslouhi, 2003](#); [Vaillant et al., 2009](#); [Beck et al., 2010](#)).

En la década del 70^o surgieron los estudios de caracterización de la superficie del suelo de un FL. En un trabajo pionero, [Mielke et al. \(1974\)](#) determinaron que el perfil de suelo dentro de los corrales experimenta modificaciones físico-químicas, identificando diferentes capas de acuerdo a su grado de afectación: 1) una capa de estiércol muy permeable en seco y alto contenido de materia orgánica; 2) una capa intermedia compuesta por la mezcla entre el suelo y el estiércol cuya característica principal es la impermeabilidad extrema en húmedo; y 3) una última capa de suelo propiamente dicho, con efectos de compactación por el pisoteo de los animales. La [Figura 1.4](#) muestra la variación de densidad aparente, contenido de agua y concentración de nitratos en el perfil de suelo debajo de un corral, comparando estos dos últimos con las condiciones encontradas en suelos con pasturas y cultivos, respectivamente. Debajo de los corrales, el contenido volumétrico de agua tiende a mantenerse constante por las alteraciones físicas de las capas superiores producto del pisoteo de los animales, mientras que fuera de ellos el contenido de agua será variable de acuerdo al régimen de lluvia y/o aplicación de riego, si lo hubiere. La distribución vertical de la concentración de nitratos difiere según se monitoreen las zonas altas o bajas del feedlot, o se monitoree el perfil de suelo debajo de cultivos. Este resultado muestra la heterogeneidad de condiciones que pueden encontrarse, y que deben tenerse en cuenta a la hora de elegir sitios de monitoreo adecuados de acuerdo a los objetivos que motiven el estudio.

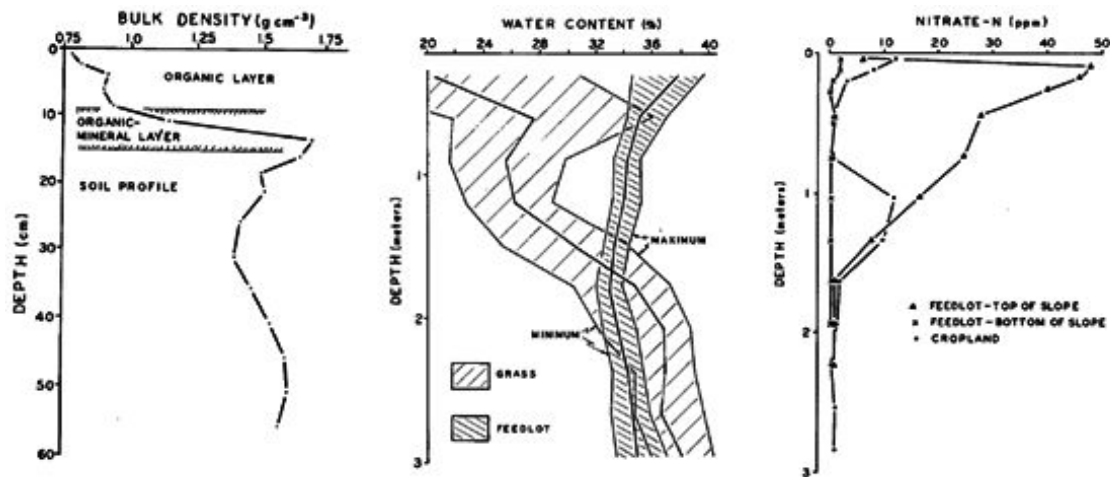


Figura 1.4.: Características del perfil del suelo debajo de un corral de un FL. Izquierda: identificación de capas y densidad aparente. Centro: contenido volumétrico de agua dentro del FL y en suelo cubierto por vegetación. Derecha: concentración de nitratos en dos sitios del feedlot en dirección de la pendiente y en suelo cubierto por cultivos (extraído de [Mielke et al., 1974](#)).

En igual sentido, [Elliott et al. \(1976\)](#) estudiaron la distribución de especies de nitrógeno (amonio, nitrato) y nitrógeno total dentro de un corral de engorde y un campo de maíz, cuyo suelo franco limoso en superficie cambia a arenoso a partir de los 91 cm de profundidad. Los autores indicaron que la concentración de nitratos fue elevada en los primeros 15 cm del perfil, existiendo además una variación estacional por el incremento de su concentración en los meses cálidos debido a procesos de nitrificación. Debajo de los 15 cm, la concentración de nitratos se redujo notablemente asociada posiblemente a procesos de desnitrificación. Un comportamiento similar fue observado para el ion amonio dentro del FL, mientras que su concentración en el campo de maíz fue siempre baja.

Además del impacto sobre las aguas subterráneas de los residuos de FLs y la caracterización del suelo y agua debajo de los corrales, una importante cantidad de estudios se abocaron a la problemática derivada del uso del estiércol generado en FLs como fertilizante orgánico en campos cultivados. Como se expresó anteriormente, esta práctica es ampliamente difundida como método de disposición de los grandes volúmenes de residuos sólidos producidos en estos establecimientos ([Eghball and Power, 1994](#); [DeLuca and DeLuca, 1997](#); [Eghball, 2000](#); [Larney and Had, 2007](#)).

En referencia a la fertilización de cultivos con estiércol, [Smith et al. \(1980\)](#) evaluaron el comportamiento de un suelo franco arcilloso sembrado con sorgo, concluyendo que el incremento de la aplicación de estiércol en superficie ocasionó el aumento de la concentración de las especies inorgánicas de nitrógeno, sin embargo la relación C/N y el comportamiento de las especies orgánicas de nitrógeno en superficie y en el perfil de suelo se mantuvieron estables durante los último 8 años que duró la experiencia. Contrariamente, la aplicación de estiércol en superficie provocó el incremento de la concentración de nitratos.

Del mismo modo, [Dormaar and Sommerfeldt \(1986\)](#) examinaron el impacto de los constituyentes químicos del estiércol sobre el horizonte superficial del suelo después de 10 años de uso continuo del mismo como fertilizante orgánico, observando que el aumento de la aplicación de estiércol sobre el suelo contribuyó al incremento de especies constituyentes del suelo.

Otros estudios se focalizaron en las pérdidas de nitrógeno por escorrentía superficial proveniente

de suelos fertilizados con estiércol (*Smith et al.*, 2001), la aplicación de fertilizantes orgánicos e inorgánicos sobre suelos cultivados bajo riego (*Maeda et al.*, 2003), el incremento de sales en perfiles verticales de suelos de textura fina producto de la acumulación continua de estiércol (*Hao and Chang*, 2003; *Li-Xian et al.*, 2007) y la existencia de grandes pérdidas de nitrógeno de suelos fertilizados por escorrentía superficial por eventos de precipitación (*Olson et al.*, 2005). Los resultados de estos estudios indicaron que la aplicación de estiércol incrementa la pérdida de sólidos y amonio (NH_4^+) comparado con situaciones en las cuales se utilizó fertilización inorgánica, principalmente en suelo franco arcilloso limoso.

Los suelos de granulometría fina presentan condiciones particulares que impactan en el flujo de agua y el movimiento de solutos. La generación de grietas originadas por la alternancia de períodos de humedecimiento/secado conforman caminos de flujo secundarios que facilitan el transporte de agua y solutos. Pueden mencionarse los trabajos de *Flury et al.* (1994), *Ulén and Persson* (1999) y *Greve et al.* (2010), o el de *Jarvis* (2007), quien en su detallada revisión de todas las contribuciones referidas al flujo de agua en condiciones de no-equilibrio y al transporte de solutos a través de los macroporos del suelo, destaca los principios, factores que lo controlan y las consecuencias para la calidad del agua.

Contribuciones científicas recientes en este tipo de suelos han mostrado resultados contradictorios, resaltando el rol importante de la dinámica del nitrato en el subsuelo con presencia de materiales de granulometría fina. *Vaillant et al.* (2009) estudiaron la acumulación de nutrientes en el suelo de corrales de FLs, concluyendo que las altas concentraciones de amonio encontradas en superficie decrecieron rápidamente con la profundidad, con un rápido decrecimiento de nitrógeno orgánico a los 25 cm y valores bajos de concentraciones de nitrato a lo largo del perfil. Estos resultados contrastan con los presentados por *Sher et al.* (2012) quienes estudiaron la diversidad y abundancia de microorganismos nitrificadores presentes en los residuos depositados en una laguna de retención de estiércol y concluyeron que éstos se encontraron en los primeros 50 cm de profundidad en concordancia con las mayores concentraciones de amonio. Del mismo modo, *Baram et al.* (2012b) demostraron gran migración de nitratos en cercanía de lagunas de decantación de tambos debido a vías preferenciales que facilitan el proceso de infiltración en suelos de granulometría fina.

En Argentina, las contribuciones científicas referentes a la problemática ambiental derivada de la actividad de FLs en general, o a casos de estudio particular, son más recientes y escasas. De acuerdo a la bibliografía recopilada, aparecen a partir del año 2000, siendo las primeras de carácter técnico-descriptivo (*Pordomingo*, 2003). Más tarde, *Andriulo et al.* (2003) llevaron a cabo estudios de caracterización y análisis del impacto generado por estos establecimientos en el sur de la provincia de Santa Fe después de 11 años de producción continuada, donde la salinización y la acumulación de nitrógeno en forma de NO_3^- en el agua subterránea y NH_4^+ en el perfil de suelo fueron los efectos preponderantes.

Trabajos más recientes estudiaron las características físicas de la capa de estiércol dentro de los corrales con el objeto de reconocer los cambios en la escorrentía superficial, la infiltración y los flujos verticales de agua en un suelo arenoso de la Pampa argentina, adoptando el ion Cl^- como trazador natural (*García et al.*, 2012, 2013). En su trabajo *Sainato et al.* (2010) y *Sainato et al.* (2012) utilizaron la tomografía de resistividad eléctrica como herramienta de detección de contaminación en tambos y FLs. Del mismo modo, *Molina et al.* (2014a) y *Molina et al.* (2014b), utilizaron

tomografía de resistividad eléctrica como herramienta de apoyo para la definición de la distribución de nitratos en suelos y aguas subterráneas en corrales de un FL del noroeste de la Provincia de Buenos Aires, considerando diferentes tiempos de confinamiento de los animales e investigando hasta 3 m de profundidad. Estos autores encontraron que los sitios con menor resistividad eléctrica que los suelos del entorno estaban potencialmente asociados a diferentes niveles de salinización del suelo.

La mayor parte de la bibliografía hasta aquí citada se refiere a resultados derivados de experiencias de campo en torno a diferentes aspectos relacionados a la problemática ambiental de los FLs en suelos y agua subterránea. Independientemente de esta problemática, los modelos matemáticos son hoy una herramienta indispensable para el estudio de procesos de flujo y transporte en la ZNS. Una de las primeras herramientas para la simulación numérica a escala de lote se remonta a 1979-1980 con el desarrollo del modelo CREAMS ([Knisel et al., 1980](#)) elaborado por el Departamento de Agricultura de Estados Unidos (USDA) para el control de fuentes no puntuales de contaminación. Este modelo fue luego implementado y probado por [Jamieson and Clausen \(1988\)](#). Otros, como el NTRM [Nitrogen Tillage - Residue Management model] creado por [Shaffer \(1985\)](#) aborda la interacción suelo-planta con el propósito de establecer estrategias de manejo sobre campos sembrados combinando ecuaciones de procesos básicos para flujo de agua, transporte de solutos, crecimiento de vegetación, efectos de labranza, interacción del clima, transformación de nutrientes, procesos químicos del suelo y temperatura. Del mismo modo, el NLEAP [Nitrate Leaching and Economic Analysis Package] desarrollado por [Pierce \(1991\)](#), es un modelo a escala de campo que determina el potencial de lavado de nitratos en áreas con prácticas agrícolas.

Recientemente, [Šimunek et al. \(2008\)](#) presentaron una detallada revisión de la historia del desarrollo de modelos de transporte de la ZNS. Los autores describen el avance en la incorporación de procesos, aplicaciones específicas y paquetes desarrollados por los principales grupos de investigación de Estados Unidos. El desarrollo abarca tanto modelos numéricos como soluciones analíticas para la resolución de la ecuación de flujo y la ecuación de transporte en ZNS y ZS. Entre ellos se pueden nombrar SWMS_2D ([Šimunek and Vogel, 1994](#)), HYDRUS 1D ([Šimunek et al., 2005](#)), HYDRUS 2D/3D ([Šimunek, 2006](#)), y HP1 ([Jacques and Šimunek, 2005](#)), nombre del paquete computacional incorporado a HYDRUS que incluye el código geoquímico PHREEQC ([Parkhurst et al., 1999](#)). HYDRUS 1D es una de las herramientas numéricas más utilizadas para la modelación de flujo y transporte de solutos y calor a través de la ZNS. Se trata de un software de acceso libre, con una interface de usuario muy amigable. Su versión comercial para la modelación multidimensional es HYDRUS 2D/3D.

De igual manera, el modelo SUTRA ([Voss and Provost, 1984](#)) en sus diferentes versiones, desarrollado por el Servicio Geológico de EE.UU. (USGS por sus siglas en inglés), ha tenido una amplia difusión y uso para simular flujo saturado/no saturado de densidad variable, con transporte de solutos y energía. Hoy se encuentra disponible una interface gráfica de pre-pos-procesamiento, SutraGUI ([Winston and Voss, 2004](#)), que si bien es de libre acceso, su uso requiere disponer de un software comercial para el manejo de sistemas de información geográfica.

Muchas de las aplicaciones de modelos matemáticos fueron realizadas con fines predictivos y evaluación de escenarios de manejo una vez que son calibrados satisfactoriamente acorde a la información disponible. En menor medida, fueron utilizados como herramienta de validación de procesos que

afectan la transformación y transporte de nitrato y otros constituyentes químicos detectados a partir de información de campo y laboratorio.

Algunas de las contribuciones científicas en relación al uso de modelos numéricos para simulación de transporte de nitratos se vinculan con la identificación de posibles controles en la dinámica del nitrato en la ZNS ([Mantovi et al., 2006](#)), o la evaluación de surcos de siembra luego de la aplicación periódica de fertilizantes y riego ([Crevoisier et al., 2008](#); [Ramos et al., 2011](#)).

El comportamiento de no equilibrio del flujo de agua en la ZNS debido a la heterogeneidad vinculada a la presencia de macroporosidad, ha sido reconocido por [Lawes et al. \(1882\)](#), [Flury et al. \(1994\)](#), [Moreno and Tsang \(1994\)](#), [Ogawa et al. \(2002\)](#), [Köhne and Gerke \(2005\)](#), entre muchos otros. Dicha heterogeneidad resulta en desvíos del comportamiento de equilibrio y el tratamiento matemático clásico del flujo de agua y transporte de solutos ([Jarvis, 2007](#)). A raíz de ello, los modelos han evolucionado conceptual y matemáticamente en un intento por reproducir este fenómeno mediante enfoques alternativos. Comúnmente se basan en suponer la existencia de zonas móviles (conductivas) y zonas inmóviles (no conductivas, de almacenamiento) en el seno del medio poroso ([Gerke and van Genuchten, 1993](#)). Uno de los enfoques o modelos conceptuales resultantes es el llamado MIM (Mobile-Immobile Water), entre otros, cuya aplicabilidad y performance en ZNS ha sido investigada por varios autores ([Larsson and Jarvis, 1999](#); [Clothier et al., 2008](#)). Además, [Jacques et al. \(2002\)](#) utilizaron el modelo HYDRUS bajo condiciones naturales de precipitación y enfoques alternativos para simulaciones de transporte de solutos, encontrando que el modelo MIM brinda mejores resultados que el modelo ADE (Advection-Dispersion-Equation o Ecuación de Advección-Dispersión). Experiencias de laboratorio en muestras de suelo sin disturbar complementadas con simulaciones numéricas llevadas a cabo por [Köhne et al. \(2004\)](#) bajo diferentes estadios de humedad, demostraron la bondad del modelo MIM para ajustar el transporte de bromuro bajo irrigación controlada en superficie.

1.6. Contenido de la tesis

La presente tesis está conformada por 7 capítulos cuyo contenido se detalla a continuación. En el Capítulo 1 se realizó una introducción al tema, destacando el crecimiento de la actividad de FL en la Argentina. Se analizó la problemática originada en la generación de efluentes sólidos y líquidos provenientes de esa actividad y la consecuente afectación de suelos y aguas. Se definieron la motivación y objetivos de la tesis, y se revisó el estado del arte acerca del tema motivo de estudio.

En el Capítulo 2 se introducen conceptos teóricos necesarios para la comprensión del desarrollo de la tesis. Se repasan conceptos de la física del suelo, del movimiento del agua y del transporte de solutos en el suelo, planteando las ecuaciones de gobierno para su cuantificación. Del conjunto de compuestos encontrados en la solución del suelo proveniente de la infiltración de efluentes de los FLs, se pone énfasis en el Cl^- y el NO_3^- -N, y se describen los procesos de mineralización y posibles transformaciones que afectan el movimiento de NO_3^- -N a través del perfil del suelo.

En el Capítulo 3 se describe la metodología empleada, el área de estudio y las diferentes etapas de las tareas de campo desarrolladas: reconocimiento del área, elección de los sitios de monitoreo, instrumentación de los sitios y estrategia para la obtención de datos de campo a través de las campañas de medición.

En el Capítulo 4 se presentan, analizan e interpretan los resultados de campo obtenidos respecto a variables meteorológicas, potencial matricial y componentes fisicoquímicas de la solución del suelo. De la interpretación de datos de campo se formulan hipótesis acerca de los posibles mecanismos que influyen el movimiento del agua y su impacto en el transporte de solutos. Dichas hipótesis son validadas mediante modelación matemática en los capítulos siguientes.

En el Capítulo 5 se describen los resultados de las simulaciones unidimensionales del flujo y transporte en los tres sitios monitoreados, destacando el enfoque de modelación elegido para el transporte. Además se analiza la sensibilidad de los resultados numéricos a los parámetros de transporte.

En el Capítulo 6 se presentan los resultados de las simulaciones bidimensionales diseñadas a los fines de destacar algunos procesos cuya representación no puede realizarse correctamente mediante un enfoque unidimensional.

Finalmente, el Capítulo 7 presenta las conclusiones de la tesis.

2. El agua y los solutos en el suelo

El presente capítulo tiene por objetivo repasar algunos conceptos clásicos de la física y la dinámica del agua del suelo, así como también las ecuaciones de flujo y transporte de solutos en medios porosos no saturados que son resueltas por el modelo HYDRUS 1D/2D, herramienta numérica utilizada en esta tesis. Asimismo, se aborda el ciclo del nitrógeno en el suelo y el uso del ion Cl^- como trazador pasivo. Si bien los conceptos que se incluyen son de carácter general, brindan un marco teórico de referencia para comprender tanto los resultados del análisis de las distintas variables y procesos observados en campo, como así también los resultados de las simulaciones numéricas realizadas.

2.1. Terminología

Dependiendo de la disciplina científico-técnica de que se trate, existen diferentes definiciones de suelo. A los fines de esta tesis, se adopta la perspectiva de las ciencias ambientales, que consideran al suelo como un sistema natural sometido a interacciones dinámicas con la atmósfera y con los estratos ubicados debajo de él, que tiene influencia sobre el clima del planeta y el ciclo hidrológico y sirve de soporte para el crecimiento de una gran variedad de organismos (Hillel, 1998). Además, juega un rol ambiental muy importante como reactor bio-físico-químico, descomponiendo residuos que son reciclados en nutrientes para la regeneración continua de la vida en la tierra.

El suelo, que forma parte de la zona no saturada, constituye un medio extremadamente complejo, compuesto por una mezcla heterogénea de material sólido, líquido y gaseoso en la cual el área interfacial por unidad de volumen puede ser muy grande. La naturaleza dispersa del suelo y, en consecuencia su actividad interfacial, da lugar a fenómenos como la adsorción de agua y sustancias químicas, el intercambio iónico, la capilaridad, la expansión y contracción de arcillas, entre otros (Jury and Horton, 2004). Además de los materiales inertes, el suelo está habitado por una diversidad de comunidades de organismos vivos.

La fase sólida forma la matriz del suelo; está constituida por partículas minerales que varían en su composición química, tamaño, forma y orientación, y por sustancias amorfas como la materia orgánica, que suele estar adherida a los granos minerales para formar agregados. La estructura de la matriz del suelo determina las características geométricas del espacio de poros a través del cual se mueven el agua y los solutos. La fase líquida constituye el agua en el suelo, la que siempre presenta solutos en solución, por ende es más apropiado referirse a ella como la solución del suelo (Hillel, 1998). Finalmente, la fase gaseosa conforma la atmósfera del suelo.

El término zona no saturada-ZNS, cuyo esquema de la misma se muestra en la Figura 2.1a, se refiere a la zona en la que el espacio de poros está ocupado por al menos dos fases, aire y agua (Scanlon et al., 1997) (ver Figura 2.1). Nielsen et al. (1986) utilizan el concepto de potencial para

definirla como la porción del terreno donde el potencial de presión es negativo, es decir que es menor que el del agua libre situada en una posición con igual energía potencial.

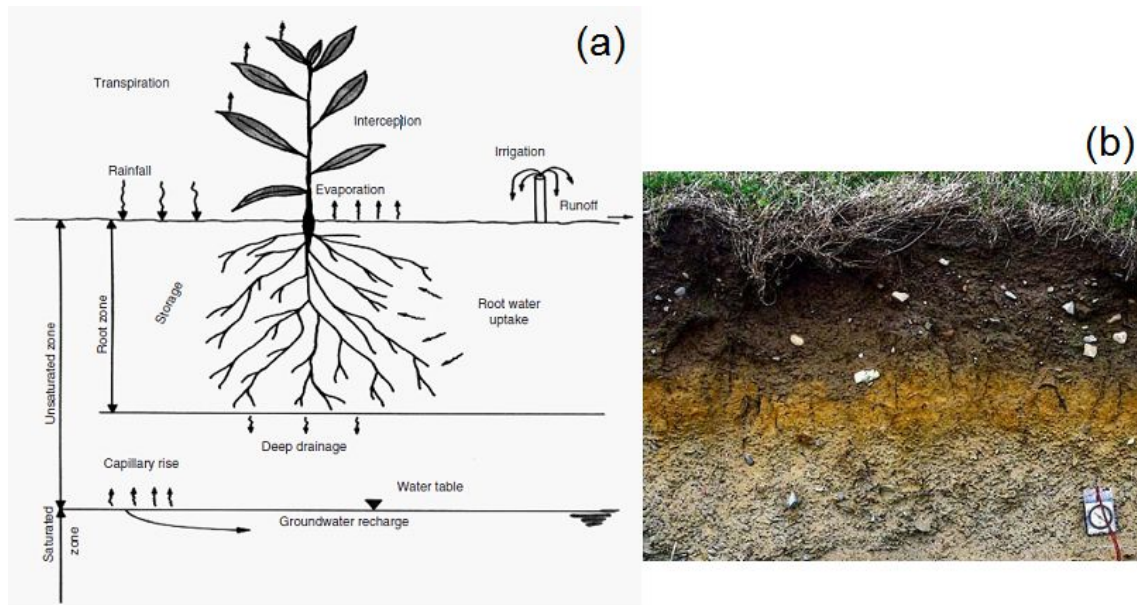


Figura 2.1.: (a) Esquema de la ZNS del suelo y procesos asociados ([Simunek et al., 2005](#)), (b) fotografía de un perfil de suelo donde crece vegetación en superficie, raíces en profundidad y se identifican horizontes.

2.2. Potencial del agua en el suelo y su relación con el contenido volumétrico de agua

En gran medida, los procesos fisicoquímicos que ocurren en el suelo están determinados por el agua presente, siendo el contenido de agua y el estado energético en el cual se encuentra, sus dos características más importantes.

El contenido de agua en el suelo puede expresarse de varias maneras. Una de ellas es el contenido volumétrico de agua, θ , definido como la razón entre el volumen de agua y el volumen total ($L^3 L^{-3}$). La segunda definición se refiere al contenido gravimétrico de agua, θ_g , expresado en base másica, y definido como el cociente entre la masa de agua y la masa de sólidos. Ambas definiciones se relacionan mediante la expresión:

$$\theta = \theta_g \frac{\rho_b}{\rho_w} \quad (2.1)$$

Donde ρ_b es la densidad aparente del suelo ($M L^{-3}$) y ρ_w la densidad del agua ($M L^{-3}$) ([Hillel, 1998](#)). Por lo tanto es posible convertir rápidamente la cantidad de agua de una base volumétrica a una base másica, o viceversa. De aquí en adelante se utilizará el término contenido de agua para referirse a su definición volumétrica.

El problema de utilizar únicamente las definiciones anteriores como indicador de la cantidad de agua en el suelo es que no es posible comparar dos suelos entre sí debido a la influencia de la

textura del mismo sobre esta variable. Un suelo arenoso puede tener menor θ que uno arcilloso, sin embargo las velocidades de flujo en uno y otro suelo pueden ser justamente lo contrario. Por ello es más conveniente hablar del estado energético del agua, el que caracteriza los efectos de las fuerzas ejercidas sobre el agua por su entorno, y por lo tanto expresa su disponibilidad. Caracterizar el estado energético también permite determinar si el agua fluye de un punto a otro, ya que el agua en el suelo tenderá a desplazarse desde puntos de mayor energía potencial a puntos de menor energía potencial.

La física clásica reconoce dos formas fundamentales de energía: cinética y potencial. Dado que el movimiento del agua en el suelo es muy lento, su energía cinética se considera despreciable. En cambio, su energía potencial es fundamental para determinar el estado y el movimiento del agua en el suelo. De ahora en más, y como es habitual en las ciencias del suelo, en lugar de referirse al estado energético del agua simplemente se referirá a energía potencial del agua en el suelo, o simplemente potencial.

La solución del suelo está sujeta a un conjunto de fuerzas que resultan de la atracción mutua entre la matriz del suelo y el agua, de la presencia de solutos en solución, así como también de la acción de los gases del suelo y de la acción de la gravedad. Cada una de estas fuerzas da origen a una componente del potencial total ψ_t , igual a la suma algebraica de las mismas expresada como:

$$\psi_t = \psi_n + \psi_o + \psi_p + \psi_g + \dots \quad (2.2)$$

donde ψ_n es el potencial neumático, ψ_o es el potencial osmótico, ψ_g es el potencial gravitatorio y ψ_p es el potencial de presión o potencial matricial. La primera componente es debida a la diferencia de presión del aire del suelo respecto a la presión atmosférica. Dado que la presión del aire en el suelo es casi constante y cercana a la atmosférica, esta componente es generalmente ignorada. Por otro lado, el potencial osmótico es originado por la presencia de solutos en solución. Este fenómeno no afecta significativamente el flujo de agua en el suelo ([Hillel, 1998](#)), sin embargo puede adquirir importancia en la interacción entre el suelo y las raíces de las plantas y en procesos que involucran difusión de vapor. A los fines de este estudio, interesan el potencial gravitatorio y el potencial de presión.

El agua del suelo se encuentra bajo la influencia de la fuerza de gravedad que ocasiona su movimiento vertical hacia las capas más profundas del suelo. El potencial gravitatorio es el resultado de esta fuerza, y su valor en cualquier punto del suelo se determina por la elevación de dicho punto respecto a un nivel de referencia arbitrario. En la práctica, este nivel de referencia puede ubicarse en la superficie del suelo o en el nivel freático.

El potencial de presión constituye una propiedad dinámica del suelo. El agua en el suelo puede encontrarse tanto a una presión igual a la hidrostática, mayor que la atmosférica, o a una presión menor que la atmosférica o subpresión, también llamada tensión o succión. En el primer caso su potencial de presión se considera positivo, en el segundo se considera negativo, y se lo denomina potencial matricial, anteriormente conocido como potencial capilar ([Hillel, 1998](#)). El potencial matricial (potencial mátrico) resulta de las fuerzas de adhesión y cohesión entre el agua, la matriz del suelo y el aire, cuyo efecto es retener el agua en el suelo y bajar su potencial con respecto al

agua libre.

Se desprende que en suelos saturados, el potencial matricial es cero, sin embargo, en la práctica los suelos saturados tienen un pequeño valor de potencial negativo. En cambio, cuanto más seco está el suelo, más bajo es el potencial matricial negativo y mayor es la presión (negativa) o succión que habría que aplicar para extraer el agua del suelo.

Ambos potenciales, el de presión y el gravitatorio comúnmente se expresan como energía por unidad de peso (energía en términos de altura de agua). De esta manera los potenciales quedan expresados en unidades de longitud de la siguiente manera:

$$H = h + z \tag{2.3}$$

siendo H el potencial hidráulico total, h el potencial de presión y z el potencial gravitatorio.

El potencial hidráulico total es la fuerza impulsora del movimiento del agua. Su componente de presión o matricial h se relaciona con el contenido de agua a través de la curva de retención o curva característica, que es propia de cada horizonte. La [Figura 2.2](#) muestra una curva característica para un suelo hipotético, donde pueden identificarse diferentes regiones y valores específicos de las variables que caracterizan el proceso de deshumedecimiento del suelo.

El máximo contenido de agua θ_s es igual a la porosidad total ϕ . Si se produce una ligera disminución de la presión matricial, el contenido de agua no disminuye hasta que se alcance un valor umbral conocido como tensión o presión de entrada de aire, h_A . Matemáticamente, este valor se expresa como el máximo valor de h para el que $d\theta/dh = 0$ ([Koorevaar et al., 1983](#)). La región de la curva comprendida entre $h = 0$ y $h = h_A$ se denomina región de entrada de aire ([Jury and Horton, 2004](#)). En suelos de textura gruesa el valor de h_A está relativamente bien definido y es físicamente realista. Sin embargo, su definición es cuestionada en suelos constituidos por materiales más finos debido a que, en contraposición a los suelos de textura más gruesa, la distribución del tamaño de poro es más amplia ([Nielsen et al., 1986](#)). De acuerdo a [van Genuchten and Nielsen \(1985\)](#), h_A se considera un parámetro empírico, aproximadamente igual a la inversa de la presión de entrada de aire. Los mismos autores sostienen que θ_s también es un parámetro de ajuste y su valor debe considerarse en el contexto del modelo elegido para describir la curva de retención.

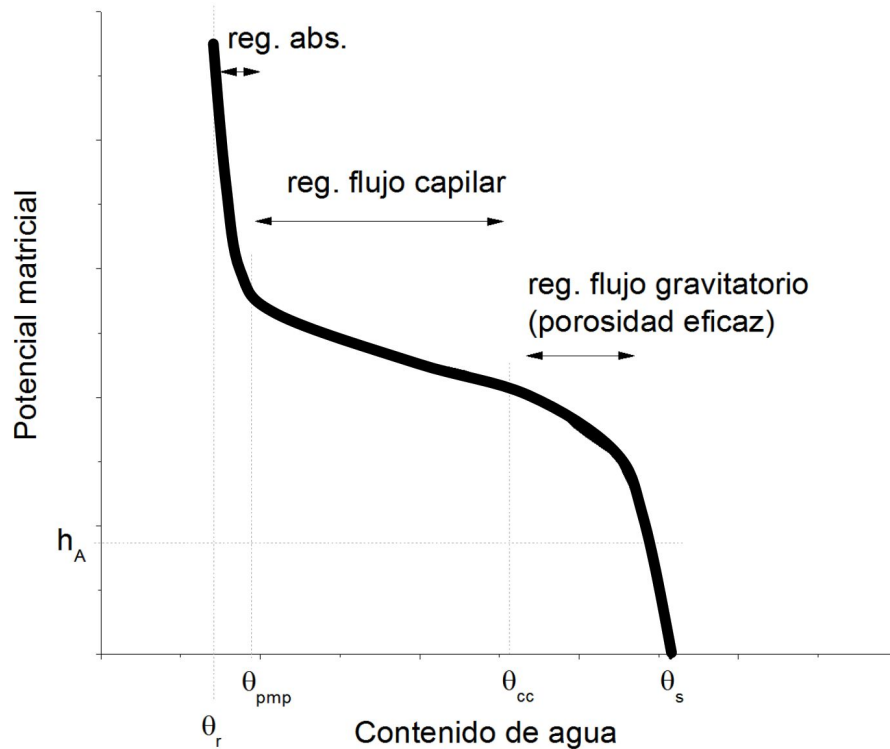


Figura 2.2.: Curva de retención para un suelo hipotético.

Cuando la tensión supera el valor de h_A , el suelo comienza a drenar por flujo gravitatorio hasta alcanzar la capacidad de campo θ_{cc} . Para suelos arenosos, la tensión que corresponde a la capacidad de campo es $h_{cc} = 0,1$ bar (100 cm) (Porta Casanellas et al., 1998) mientras que para suelos de textura fina suele adoptarse arbitrariamente un valor de 0,3 bar (300 cm). A partir de θ_{cc} , el proceso de deshumedecimiento es controlado por los fenómenos capilares, hasta que se alcanza el punto de marchitez permanente, θ_{pmp} , definido como el punto a partir del cual las plantas ya no pueden extraer agua del suelo y se marchitan. Este valor se ha definido arbitrariamente como el contenido de agua correspondiente a una tensión de 15 bar o 15000 cm, aunque depende del tipo de suelo. Más allá del punto de marchitez permanente, el agua se encuentra fuertemente adsorbida a la matriz sólida del suelo debido a la doble capa de cationes intercambiables. Este fenómeno es particularmente importante sobre las partículas más finas.

Por último, en la curva de retención se identifica el contenido de agua residual, θ_r , que determina la máxima cantidad de agua que puede llegar a contribuir al flujo. Se define como el valor asintótico de θ cuando $\frac{d\theta}{dh} \rightarrow 0$. Al igual que θ_s , constituye un parámetro de ajuste que debe ser considerado en el contexto del modelo utilizado (van Genuchten and Nielsen, 1985).

La Figura 2.3 muestra una curva de retención típica donde se aprecia el marcado efecto de la textura y la estructura del suelo medida a través de la fracción arena, limo y arcilla. Es necesario señalar que la relación $h(\theta)$ no es unívoca, es decir que la curva obtenida en el proceso de secado no coincide con la determinada en el proceso de humedecimiento del suelo, debido al efecto de histéresis. Las causas de los fenómenos de histéresis son varias, una de ellas es la falta de uniformidad en la geometría de los poros individuales, que se manifiesta en el llamado “cuello de botella”, el ángulo del menisco formado entre la partícula de suelo y el líquido que fluye por él depende de la dirección en la que este líquido se desplaza (Porta Casanellas et al., 1998). Otros factores que contribuyen a la histéresis es

el aire atrapado dentro de los agregados del suelo entre períodos de humedecimiento/secado, y los fenómenos de expansión-contracción de los suelos. No obstante, este efecto es más pronunciado en suelos de textura gruesa a potenciales altos. Dadas las características texturales del suelo estudiado y la complejidad para la modelación, este efecto no será tenido en cuenta en este trabajo.

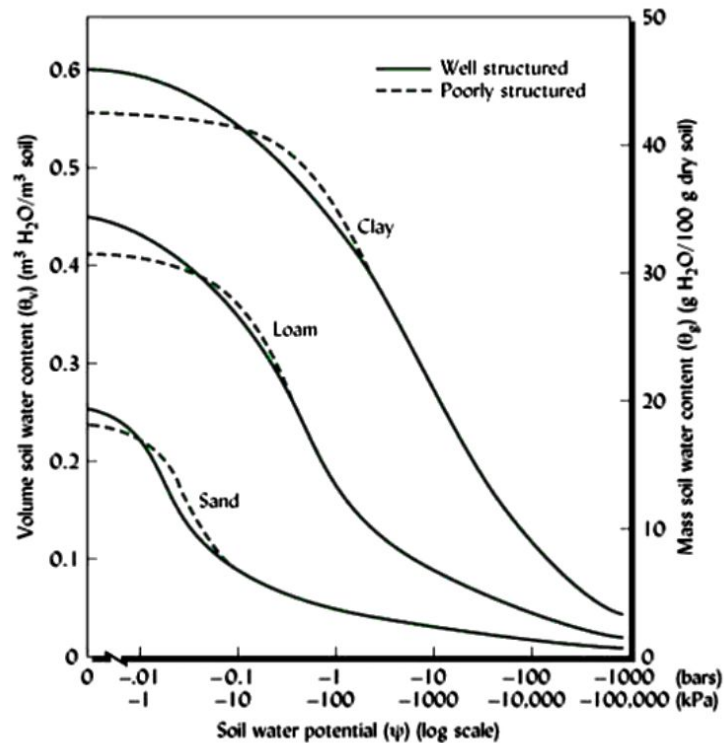


Figura 2.3.: Curva de retención típica para diferentes texturas del suelo. Fuente: <http://goo.gl/Lmtlev>

2.2.1. Modelos para describir las curvas de retención

El contenido de agua y el potencial están relacionados por una función de tipo potencial, para la cual se han propuesto varios modelos o formulaciones empíricas. Los más conocidos son los modelos de *Brooks and Corey* (1964) y *van Genuchten* (1980). El modelo de Brooks y Corey, muy utilizado por su sencillez, se describe como:

$$\frac{\theta - \theta_r}{\phi - \theta_r} = \left(\frac{h_A}{h} \right)^\lambda \tag{2.4}$$

Donde λ es el índice de distribución de poros y los demás parámetros y variables fueron definidos anteriormente. Uno de los inconvenientes de esta simple formulación es que describe sólo la porción de la curva para tensiones menores que la presión de entrada de aire h_A . Para subsanar esta limitación surgieron modelos alternativos, de los cuales el más difundido es el de van Genuchten

(van Genuchten, 1980), que tiene la forma:

$$\theta(h) = \begin{cases} \theta_r + \frac{\theta_s - \theta_r}{[1 + |\alpha h|^n]^m}, & h < 0 \\ \theta_r, & h \geq 0 \end{cases} \quad (2.5)$$

donde n y m son parámetros empíricos, y usualmente se asume que $m = 1 - 1/n$, mientras que el parámetro α es la inversa de la presión de entrada de aire y sus unidades son $[\text{cm}^{-1}]$.

2.2.2. Modelos para describir la conductividad hidráulica

A diferencia de los medios porosos saturados, la conductividad hidráulica en medios porosos no saturados es función del potencial, y por lo tanto del contenido de agua, por lo que se la denomina conductividad hidráulica no saturada. La conductividad es afectada tanto por propiedades del suelo como por propiedades del fluido tal como se observa en la Figura 2.4. La porosidad total, la distribución del tamaño de poros y la continuidad de los poros modifican la conductividad al igual que la viscosidad y la densidad del fluido.

La conductividad hidráulica es una función no lineal del contenido de agua, y varía con la textura del suelo. Al igual que con la curva de retención, se han propuesto varios modelos para su representación matemática. El más simple de los modelos disponibles es el de Gardner (1958), de tipo exponencial:

$$K(h) = K_s e^{(bh)} \quad (2.6)$$

siendo $K(h)$ la conductividad hidráulica no saturada $[\text{LT}^{-1}]$, K_s la conductividad hidráulica saturada $[\text{LT}^{-1}]$ y b una constante empírica positiva que depende del tipo de suelo. Si bien esta ecuación, y muchas otras, son válidas solo para un cierto rango de h , en la práctica es frecuentemente utilizada en soluciones analíticas debido a su simplicidad. Además, brinda una aproximación preliminar a las propiedades hidráulicas del medio. Muchos modelos para la conductividad hidráulica no saturada fueron derivados usando la distribución de tamaño de poros, entre ellos el de Burdine et al. (1953) y Mualem (1976), en combinación con varias funciones para la curva de retención. Burdine et al. (1953) desarrollaron su ecuación considerando el suelo como un conjunto de tubos capilares de diferente radio, resultando:

$$K(Se) = K_s \cdot Se^l \frac{\left[\int_0^{Se} \frac{dSe}{h(Se)} \right]}{\left[\int_0^1 \frac{dSe}{h^2(Se)} \right]} \quad (2.7)$$

Donde l es un parámetro de conductividad de poros (adimensional), Se es la saturación efectiva y $h(Se)$ es la relación de la curva de retención. El modelo de Mualem (1976) es ligeramente diferente

ya que supuso que el suelo está formado por dos grupos de tubos capilares conectados en serie:

$$K(S_e) = K_s \cdot S_e^l \frac{\left[\int_0^{S_e} \frac{dS_e}{h(S_e)} \right]^2}{\left[\int_0^1 \frac{dS_e}{h^2(S_e)} \right]^2} \quad (2.8)$$

El modelo de van Genuchten (Ecuación 2.5) es generalmente acoplado al modelo de Mualem (Ecuación 2.8) para obtener la siguiente expresión:

$$K(h) = K_s S_e^l \left[1 - \left(1 - S_e^{1/m} \right)^m \right]^2 \quad (2.9)$$

$$S_e = \frac{(\theta - \theta_r)}{(\theta_s - \theta_r)} \quad (2.10)$$

Mualem (1976) estimó un valor de $l = 0,5$ para la mayoría de los suelos y es lo que se asume habitualmente.

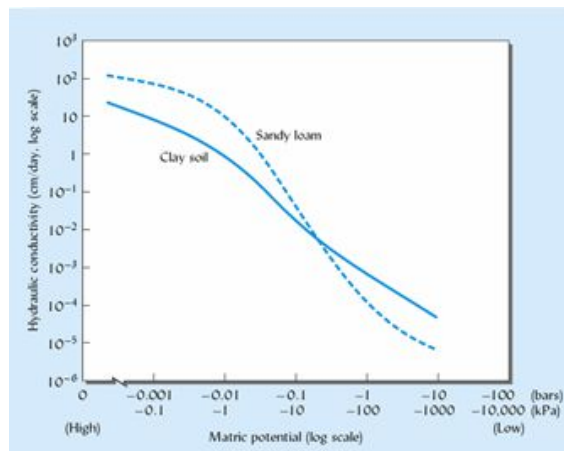


Figura 2.4.: Relación entre la conductividad hidráulica del suelo y el potencial matricial influenciada por la textura del suelo. (<http://alturl.com/kckru>)

2.3. Ecuación de flujo

A medida que el agua fluye a través del perfil de suelo, se suceden procesos de secado y humedecimiento que dan lugar a la variación espacio-temporal del potencial matricial y el contenido de agua. La descripción matemática del flujo no saturado surge de combinar la ecuación de continuidad con la ecuación de Buckingham-Darcy. El resultado es la conocida ecuación de Richards (Richards, 1931). Se omiten aquí los detalles de su derivación ya que pueden encontrarse en libros de texto clásicos sobre el tema (Koorevaar et al., 1983; Hillel, 1998; Jury and Horton, 2004; Radcliffe and

2.3 Ecuación de flujo

(Simunek, 2010). Sólo se pone énfasis en las ecuaciones fundamentales y complementarias que son resueltas por la herramienta numérica utilizada en esta tesis.

La ley de Buckingham-Darcy surge de la modificación de la ley de Darcy propuesta por Buckingham para extender su aplicabilidad a flujo no saturado. La misma se apoya en los siguientes supuestos: 1. La fuerza impulsora del agua en un suelo isotérmico, rígido y no saturado, que no contenga membranas de soluto y en el que el potencial de presión de aire es cero, es la suma del potencial matricial y el gravitatorio. 2. La conductividad hidráulica de un suelo no saturado es una función del contenido de agua o del potencial matricial.

Para flujo vertical, la ecuación de Buckingham-Darcy se expresa como:

$$J_w = -K(h) \frac{\partial H}{\partial z} = -K(h) \frac{\partial (h+z)}{\partial z} = -K(h) \left(\frac{\partial h}{\partial z} + \frac{\partial z}{\partial z} \right) = -K(h) \left(\frac{\partial h}{\partial z} + 1 \right) \quad (2.11)$$

donde H es el potencial hidráulico total (L), $K(h)$ es la conductividad hidráulica no saturada ($L T^{-1}$), y J_w es el flujo por unidad de área por unidad de tiempo ($L^3 T^{-1} L^{-2}$) (Jury and Horton, 2004). La ecuación anterior muestra que, a diferencia del flujo saturado, el flujo no saturado es proporcional a la conductividad hidráulica no saturada, que no es constante y además es función del potencial matricial. Para su tratamiento matemático se recurre a alguno de los modelos disponibles presentados en la Sección 2.2.2, siendo el de Mualem uno de los más utilizados (Mualem, 1976).

La ecuación de continuidad, desarrollada para un volumen elemental representativo de suelo y no a escala de poros, resulta:

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = - \left(\frac{\partial J_x}{\partial x} + \frac{\partial J_y}{\partial y} + \frac{\partial J_z}{\partial z} \right) \quad (2.12)$$

Donde q_x , q_y y q_z son las componentes del flujo q en las direcciones x , y y z , respectivamente. Combinando las ecuaciones 2.11 y 2.12 se obtiene:

$$\frac{\partial \theta}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial x} \left[K(h) \frac{\partial H}{\partial x} \right] + \frac{\partial}{\partial y} \left[K(h) \frac{\partial H}{\partial y} \right] + \frac{\partial}{\partial z} \left[K(h) \frac{\partial H}{\partial z} \right] \quad (2.13)$$

Esta ecuación, y sus formulaciones alternativas, es conocida como la ecuación de Richards (Richards, 1931). Considerando que el flujo en el suelo ocurre predominantemente en dirección vertical, y que el potencial total es la suma del potencial matricial y el gravitatorio, la Ecuación 2.13 puede reescribirse como:

$$\frac{\partial \theta(h)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[K(h) \frac{\partial h}{\partial z} + K(h) \right] \quad (2.14)$$

donde $\theta(h)$ es el contenido volumétrico de agua dependiente del potencial matricial h [L], ambas variables en el espacio y en el tiempo, z es la profundidad medida positiva hacia arriba desde la

superficie freática [L], y t es el tiempo [T].

La Ecuación 2.14 no puede resolverse en la forma escrita dada su dependencia de dos variables, θ y h , situación que es resuelta recurriendo a alguno de los modelos de las curvas características mencionados anteriormente, y reescribiendo la Ecuación 2.14 o bien en función de θ o bien en función de h .

Asimismo, la Ecuación 2.14 puede modificarse introduciendo un término sumidero S para representar el consumo de agua de la vegetación, de la forma:

$$\frac{\partial \theta(h)}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[K(h) \frac{\partial h}{\partial z} + K(h) \right] - S(h) \quad (2.15)$$

donde $S(h)$ representa el volumen de agua removido por unidad de volumen de suelo por unidad de tiempo debido a las raíces de las plantas [$L^3 L^{-3} T^{-1}$]. Esta ecuación es resuelta por HYDRUS 1D para simular el flujo en la ZNS.

A fin de comprender el significado de algunos parámetros utilizados por el modelo cuyo valor se explicita en el Capítulo 5, es necesario brindar una explicación fisico-matemática de los mismos.

Es posible plantear diferentes formulaciones para la función $S(h)$. Feddes et al. (1974) propusieron la siguiente expresión:

$$S(h) = \alpha(h) S_p \quad (2.16)$$

siendo $\alpha(h)$ una función de respuesta al estrés hídrico que varía entre 0 y 1, y S_p la tasa potencial de extracción de agua [T^{-1}].

De acuerdo a la función de la Figura 2.5 aplicada a S , el volumen consumido por las plantas es cero cerca de la saturación, esto es, en algún punto arbitrario h_1 . Para $h < h_4$, el potencial que representa el punto de marchitez permanente, el volumen consumido también se asume igual a cero mientras que alcanza un valor óptimo entre h_2 y h_3 . Para valores de potencial matricial entre h_3 y h_4 (o entre h_1 y h_2), el volumen consumido se incrementa (o decrece) linealmente con h . De la Ecuación 2.16 surge que S_p es igual al volumen consumido por la vegetación en épocas libres de estrés hídrico cuando $\alpha(h) = 1$.

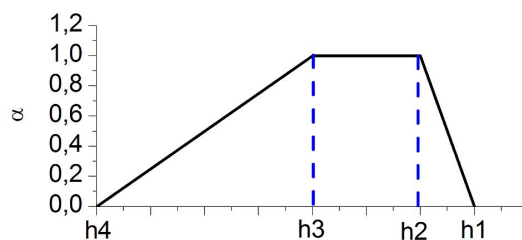


Figura 2.5.: Esquema de la función de respuesta al estrés hídrico $\alpha(h)$ (Feddes et al. (1974)). Adaptado de Simunek et al. (2005)).

Si la tasa de extracción de agua está uniformemente distribuida en la zona de raíces, S_p puede estimarse como (Simunek et al., 2005):

$$S_p = \frac{1}{L_R} \cdot T_p \quad (2.17)$$

Donde T_p es la transpiración potencial [$L T^{-1}$] y L_R es la longitud de la zona radicular [L]. La ecuación anterior puede generalizarse considerando una distribución de raíces no uniforme de manera que:

$$S_p = b(z) T_p \quad (2.18)$$

donde $b(z)$ es una distribución normalizada de la extracción de agua [L^{-1}]. La Figura 2.6 muestra un esquema de la distribución de la extracción potencial de agua en la zona radicular. Una discusión más detallada de la función $S(h)$ puede consultarse en (Simunek et al., 2005).

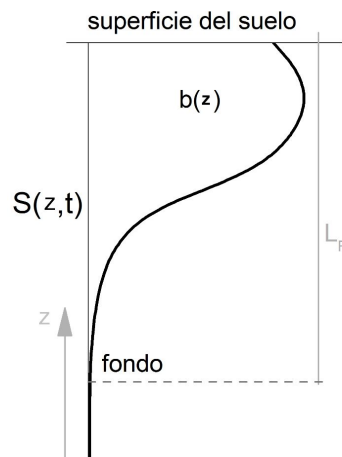


Figura 2.6.: Esquema de la función de distribución de la extracción de agua de la vegetación, $b(z)$, en la zona radicular (Adaptado de (Simunek et al., 2005))

Finalmente, el término de transpiración potencial T_p [$L T^{-1}$] está asociado a la vegetación, y en HYDRUS 1D se calcula utilizando el índice de área foliar LAI, por sus siglas en inglés, propuesto por (Allen et al., 1989) y la fracción de cobertura de superficie-SCF, mediante:

$$LAI = -\frac{1}{a_i} \cdot \ln(1 - SCF) \quad (2.19)$$

$$SCF = [e^{-a_i \cdot LAI}] - 1 \quad (2.20)$$

$$T_p = ET_p (1 - e^{-a_i \cdot LAI}) = ET_p \cdot SCF \quad (2.21)$$

donde a_i representa un índice de extinción de luz, cuyo valor suele fijarse en 0,463, y ET_p [L T⁻¹] es la evapotranspiración potencial.

2.4. Ecuación de transporte

El transporte de solutos es tal vez uno de los temas más complejos de la física del suelo puesto que incluye el movimiento de agua y compuestos químicos, reacciones químicas y transformaciones biológicas. La concentración de un compuesto en solución puede predecirse resolviendo una ecuación de conservación que expresa matemáticamente el principio de conservación de la masa de dicho compuesto.

A pesar de que los compuestos pueden existir en las tres fases: líquida, sólida y gaseosa, el desarrollo de la ecuación de conservación o ecuación de transporte que se realiza a continuación asume que los compuestos se hallan disueltos en la fase líquida, sin considerar las fases sólida y gaseosa.

En un medio granular o de porosidad simple, el transporte de solutos es gobernado por la ecuación de advección-dispersión, ADE por sus siglas en inglés (*Simunek and Van Genuchten, 1995*). La derivación de esta ecuación es análoga a la derivación de la ecuación de flujo (2.14). Para simplificar el planteo siguiente, se considera sólo la dirección vertical, con z positivo hacia arriba. Se asume además que la concentración total de soluto corresponde a la fase disuelta no considerando la fase sorbida.

La ecuación de conservación unidimensional en dirección vertical para un soluto disuelto se expresa como (*Hillel, 1998*):

$$\frac{\partial \theta c}{\partial t} = \frac{\partial J}{\partial z} - S_s \quad (2.22)$$

donde c es la concentración (ML⁻³), J es la tasa de flujo másico a la cual el soluto fluye a través de una sección transversal (ML⁻²T⁻¹), y S_s es un término fuente/sumidero (ML⁻³T⁻¹). El flujo J es la suma de las componentes que representan los mecanismos de transporte físico que afectan el movimiento del soluto: advección, difusión y dispersión hidrodinámica, y se expresa como:

$$J = J_a + J_d + J_h \quad (2.23)$$

donde J_a es el flujo advectivo, J_d es el flujo difusivo y J_h el flujo dispersivo.

La componente J_a es causada por el flujo de Darcy q , y se define como:

$$J_a = q \cdot c \quad (2.24)$$

donde se sobreentiende que q está dado por la componente vertical q_z definido en la sección 2.3. En realidad la velocidad del flujo advectivo no es q , que representa una velocidad macroscópica, sino la velocidad v que representa una velocidad promedio del agua en los poros a escala microscópica. Ambas se relacionan por:

$$v = \frac{q}{\theta} \quad (2.25)$$

El flujo difusivo J_d es producido por el movimiento de las moléculas de fluido en respuesta a diferencias de concentración. La difusión química en agua libre se describe mediante la primera ley de Fick ([Freeze and Cherry, 1979](#)). Sin embargo, en el suelo la reducción de las secciones de paso del fluido y la tortuosidad del medio ralentizan el proceso de la difusión; en consecuencia el coeficiente de difusión de un soluto en agua libre debe ser reducido teniendo en cuenta un factor de tortuosidad. El flujo difusivo queda entonces expresado como ([Radcliffe and Simunek, 2010](#)):

$$J_d = -\theta D^w \frac{\partial c}{\partial z} \quad (2.26)$$

Donde D^w es el coeficiente de difusión efectivo en suelos ($L^2 T^{-1}$) teniendo en cuenta la tortuosidad.

Las variaciones microscópicas y macroscópicas de la velocidad del flujo v contribuyen a la dispersión hidrodinámica ([Freeze and Cherry, 1979](#)). La [Figura 2.7](#) ilustra las causas que contribuyen a la dispersión hidrodinámica: no todos los poros tienen igual tamaño, las líneas de flujo poseen diferentes longitudes entre dos puntos dados, y dentro de cada poro se produce fricción en el contacto con el material sólido.

Dado que el efecto de la dispersión hidrodinámica es la mezcla del soluto, similar al proceso de la difusión, matemáticamente el flujo dispersivo se presenta mediante una expresión similar a la primera ley de Fick de la forma:

$$J_h = -\theta D^h \frac{\partial c}{\partial z} \quad (2.27)$$

Donde D^h es el coeficiente de dispersión hidrodinámica ($L^2 T^{-1}$), relacionado a la velocidad v de la forma:

$$D^h = D_L \cdot v \quad (2.28)$$

Donde el coeficiente de proporcionalidad es la dispersividad del medio (L), cuyo valor es fuertemente dependiente de la escala de medición.

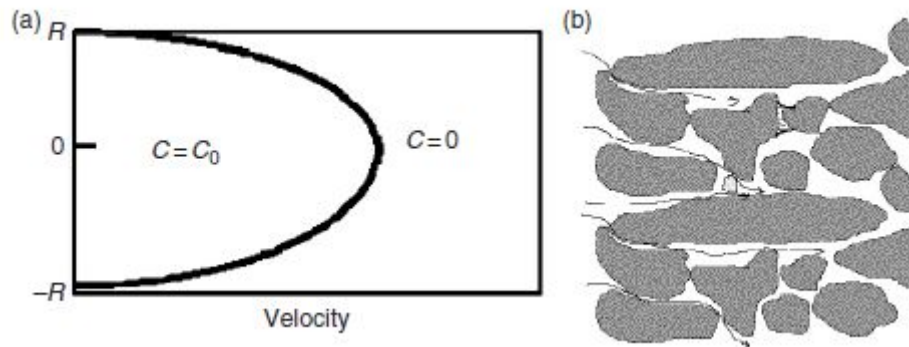


Figura 2.7.: (a) Distribución de velocidades en un capilar simple, (b) Causas de la dispersión hidrodinámica: diferencia en el tamaño de poros, diferencias en la longitud de caminos de flujo/mezcla entre poros y diferencias en la velocidad dentro de un mismo poro (tomado de [Delleur, 2006](#))

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

El flujo uniforme en suelos granulares y el flujo preferencial en medios estructurados puede describirse mediante los modelos alternativos que se muestran en la [Figura 2.8](#): porosidad simple, porosidad dual, permeabilidad dual, porosidad múltiple, y/o permeabilidad múltiple ([Gerke and van Genuchten, 1993](#); [Simunek et al., 2005](#); [Greve et al., 2010](#)). Los modelos de porosidad simple asumen que existe un sistema de poros único, accesible tanto para el agua como para los solutos; los modelos de porosidad y permeabilidad dual asumen que el medio poroso consiste de dos regiones que interactúan entre sí: una asociada a macroporos, espacios inter-agregados, etc, denominada zona móvil, y otra asociada a la matriz porosa, denominada zona inmóvil. La [Figura 2.8](#) muestra los diferentes modelos conceptuales disponibles para flujo de agua y transporte de solutos, todos ellos implementados en el software HYDRUS 1D ([Simunek et al., 2005](#)).

El modelo conceptual, MIM (por sus siglas en inglés) en la [Figura 2.8b](#), asume que el flujo de agua se asemeja al resultante de modelos de flujo uniforme, mientras que para el transporte el soluto se divide en una zona móvil y otra inmóvil, permitiendo que los solutos se muevan por advección y dispersión sólo en la zona móvil, y por difusión entre ambas zonas.

A continuación se presenta un desarrollo simplificado de la ecuación de transporte de solutos basada en el modelo conceptual MIM; de ahora en más la ecuación así desarrollada se referirá como modelo MIM. Más detalles sobre este tema pueden encontrarse en [Simunek et al. \(2005\)](#).

Considerando dos regiones de flujo, el contenido de agua se define como ([van Genuchten and](#)

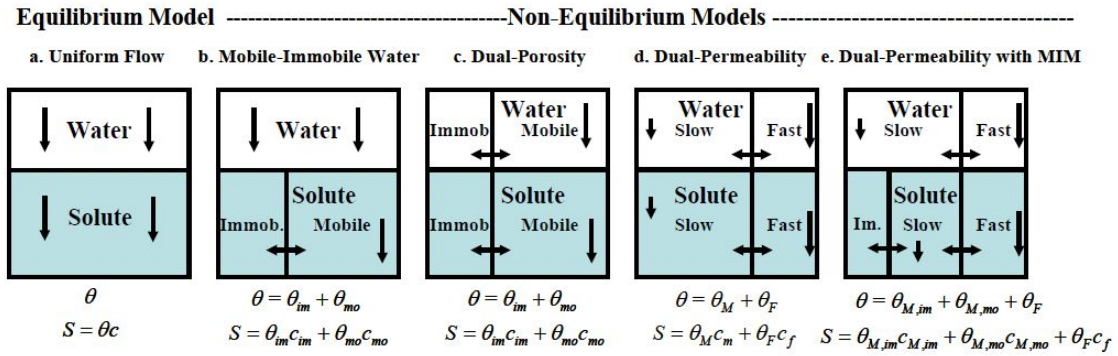


Figura 2.8.: Modelos conceptuales de flujo y transporte de solutos utilizados por HYDRUS 1D (extraído de *Simunek et al.* (2005)).

Wierenga, (1976):

$$\theta = \theta_m + \theta_{im} \tag{2.29}$$

donde θ_m representa el contenido volumétrico de agua en la zona móvil [$L^3 L^{-3}$] y θ_{im} el contenido volumétrico de agua en la zona inmóvil [$L^3 L^{-3}$]. Las ecuaciones que describen el transporte de solutos en la zona móvil e inmóvil fueron descritas por *van Genuchten and Wierenga* (1976) (Ecuación 2.30). El transporte de solutos entre las dos regiones de la fase líquida se modela a través de un proceso de primer orden cuya formulación matemática está dada por la Ecuación 2.31.

$$\frac{\partial \theta_m c_m}{\partial t} + \frac{\partial \theta_{im} c_{im}}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left[\theta_m D^w \frac{\partial \theta_m}{\partial z} \right] - \frac{\partial q c_m}{\partial z} - \phi \tag{2.30}$$

$$\frac{\partial \theta_{im} c_{im}}{\partial t} = \omega (c_m - c_{im}) \tag{2.31}$$

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

El término ϕ de la Ecuación 2.30 puede representar gran cantidad de reacciones químicas o biológicas que conducen a la ganancia o pérdida del compuesto que se transporta por el suelo. Estas reacciones son comúnmente expresadas usando tasas de reacción de primer orden y cero orden:

$$\phi = \rho_b s \mu_s + \theta c \mu_w + a g \mu_g - \rho_b \gamma_s - \theta \gamma_w - a \gamma_g \tag{2.32}$$

donde μ_s , μ_w y μ_g son las constantes de degradación de primer orden [T⁻¹] y γ_s [T⁻¹], γ_w [ML⁻³T⁻¹] y γ_g [ML⁻³T⁻¹] las constantes de producción de cero orden para la fase sólida, líquida y gaseosa, respectivamente. Si el soluto se transporta en fase líquida, la [Ecuación 2.32](#) se reduce a:

$$\phi = \theta c \mu_w - \theta \gamma_w \quad (2.33)$$

donde c es la concentración del soluto en el agua [ML⁻³].

En orden a resolver la [Ecuación 2.30](#), es necesario conocer el contenido de agua θ_{im} y el flujo volumétrico q . Este último se obtiene de la solución de la ecuación de Richards mientras que el θ_{im} es un valor prefijado, constante si se adopta el modelo MIM.

En realidad, D^w está relacionado con la dispersividad longitudinal, D_L [L], la difusión molecular D_w y un factor de tortuosidad τ_w [-] de la siguiente manera:

$$\theta D^w = D_L |q| + \theta D_w \tau_w \quad (2.34)$$

Existen fórmulas alternativas para evaluar el factor de tortuosidad, una de ellas es la de [Millington and Quirk \(1961\)](#), que tiene la forma:

$$\tau_w = \frac{\theta^{7/3}}{\theta_s^2} \quad (2.35)$$

Este enfoque de no equilibrio-MIM ha sido empleado por investigadores como [van Genuchten and Wierenga \(1976\)](#), y luego por [Van Dam et al. \(1990\)](#) y [Ventrella et al. \(2000\)](#), quienes modelaron el transporte de bromuro y sales en suelos arenosos y de textura fina, respectivamente, mostrando una mejora sustancial en los resultados de la modelación basada en el concepto de MIM en comparación con el enfoque clásico basado en el modelo de porosidad simple y la ecuación ADE.

El perfil de suelo estudiado presenta un alto contenido de finos. La bibliografía consultada referida a este tipo de suelos ([Gerke and van Genuchten, 1993](#); [Flury et al., 1994](#); [Imhoff et al., 2010](#); [Baram et al., 2012b](#)) ha demostrado que los mismos son susceptibles a generar caminos preferenciales de flujo. Por lo tanto, en esta tesis se adoptó el enfoque de no equilibrio-MIM para la simulación del transporte de las especies químicas seleccionadas.

2.5. Componentes de las excretas animales

Para identificar los elementos y potenciales contaminantes que pueden incorporarse al suelo en el entorno de un FL, y comprender sus transformaciones y movimiento a través del perfil, es necesario conocer la composición de los residuos, sean líquidos o sólidos, que se generan en los corrales y sus alrededores. Estos residuos están íntimamente relacionados con los productos alimenticios y sanitarios que reciben los animales durante el período de engorde.

Los efluentes líquidos generados por el arrastre de los residuos depositados en los corrales luego de eventos de precipitación, están compuestos por materia orgánica disuelta incluyendo microorganismos y otros compuestos disueltos como nutrientes, sales, hormonas, antibióticos, metales pesados, entre otros (*García et al.*, 2012).

El ganado en un FL requiere de raciones alimentarias que provean una buena nutrición, una alta concentración energética y alta digestibilidad al animal, además de una elevada densidad de nutrientes para ayudarlo a desarrollar su máximo potencial genético, en forma rápida y eficiente. En términos generales, la dieta contiene forrajes (heno y ensilaje), granos, minerales y otros aditivos, dieta que puede variar de acuerdo al período de crecimiento/engorde del animal. La cebada, el sorgo, el trigo, el centeno, el maíz y la avena constituyen alternativas de granos. La melaza y cierto tipo de grasas se utilizan como fuentes de energía. Dentro del grupo de aditivos se encuentran hormonas promotoras del crecimiento, manipuladores de rumen, antibióticos, buffer para control de pH ruminal, entre otros. En la *Tabla 2.1* se muestran tres ejemplos de dietas de alta energía que incluyen distintas proporciones y componentes de los citados anteriormente. Estos componentes pueden variar en la etapa de terminación antes de la faena.

Tabla 2.1.: Ejemplos de dietas de alta energía (Fuente. Sitio Argentino de Producción animal: <http://www.produccion-animal.com.ar/>. Fecha de consulta: 06-12-2014).

Ingredientes	Dieta A	Dieta B	Dieta C
Maíz	78,18	68	66
Ens. Maíz	12	8	8
Melasa	0,75	-	-
H. soja	6,5	5,8	-
Soja Integral	-	16	24
Urea	0,63	-	-
Calcio	1,26	1,5	1,5
Sal	0,3	0,5	0,5
Cloruro de potasio	0,23	-	-
Azufre	0,0202	0,0202	0,0202
Vit/min	0,1	-	-
Monensina Sódica	0,02	0,02	0,02
Tilosina	0,01	0,01	0,01
Total	100%	100%	100%

De la información brindada por personal del establecimiento estudiado se construyó la *Tabla 2.2* que muestra los porcentajes de los componentes de la ración alimentaria brindada al ganado en proceso de engorde.

Tabla 2.2.: Porcentaje de los componentes de la ración nutricional del ganado en el periodo de engorde (Fuente: Personal del establecimiento) (1 tolva=3000 kg).

Componente	Kg/tolva	%
Maíz ensilado picado	900	29,2
Expeller de girasol	400	13
Maíz quebrado	1700	55,1
Urea	9	0,3
Terminador	75	2,4

Se aclara que el componente denominado terminador constituye una premezcla mineral especialmente formulada para bovinos en la etapa de terminación, cuya composición nutricional es la siguiente: Calcio 25,9%, Cloro 12,1%, Sodio 8%, Manganeso 1943 ppm, Zinc 1493 ppm, Ionoforo 1042 ppm, Cobre 342 ppm, Exipientes C.s.p 100.

Además de la ración, los animales reciben diferentes tratamientos sanitarios cuyas componentes pueden ser trazadas en aguas y suelos. Por ende, una amplia variedad de compuestos en diferentes concentraciones serán excretados por el animal en forma de estiércol y orina. Uno de los componentes más importantes de los residuos animales es el nitrógeno, dado que entre el 70 y el 80 % del nitrógeno suministrado en el alimento es excretado como proteína bacteriana, proteína de alimento no digerido y urea a través de la orina (Satter and Roffler, 1975). Este elevado porcentaje constituye una fuente potencial de contaminación debido a su permanencia sobre el suelo y por ello, los procesos y reacciones que lo afectan conforman un tema de interés de estudio.

2.5.1. Cloruros

Como se mencionó anteriormente, la presencia de nitratos en suelos y aguas derivados o bien de la propia actividad de FLs o bien de la aplicación de estiércol como fertilizante orgánico, ha sido largamente estudiada en sus diversos aspectos por su potencial impacto en las aguas subterráneas destinadas a consumo humano. Sin embargo, existen otros componentes del agua en el suelo cuyo transporte también ha sido investigado, por ejemplo el cloruro.

En secciones anteriores se describieron los componentes tanto de la dieta como del estiércol animal, constituyendo las sales y los cloruros en particular uno de ellos. Dado que es un anión monovalente, similar al nitrato en términos de movilidad y solubilidad, el cloruro ha sido frecuentemente utilizado como trazador del flujo de agua e indicador del máximo movimiento potencial del nitrato en suelos (Tyler and Thomas, 1977; Schuh et al., 1997; Derby and Knighton, 2001; Saso et al., 2012). A pesar de su calidad de trazador pasivo, Kanwar et al. (1997) reportaron que existe una mínima reacción de Cl^- con los coloides y microbios del suelo. Asimismo han habido algunos estudios de campo en los cuales se ha cuantificado el transporte de Cl^- a largo plazo (Dyck et al., 2003) y los mecanismos involucrados en su evolución, en este caso utilizando modelación numérica (Roth et al., 1991; Van Wesenbeeck and Kachanoski, 1994).

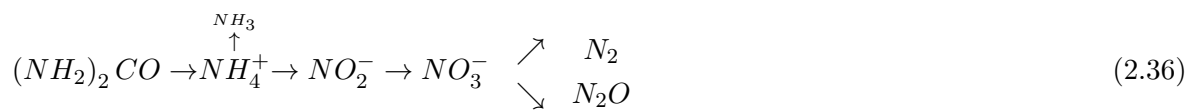
Por su comportamiento fisicoquímico ha sido utilizado como trazador pasivo para determinar parámetros del flujo y transporte de solutos, que luego sirven de base para simulaciones de otros compuestos más complejos. Los trabajos de Wierenga and van Genuchten (1989), Gelhar et al. (1992), Broermann et al. (1997), por nombrar solo unos pocos, son ejemplo de ello.

En esta tesis, se utilizó la simulación del transporte de cloruros a fin de lograr una primera interpretación de los procesos identificados a partir del análisis de un número discreto de muestras de la solución del suelo, acotar el valor de los parámetros de flujo y transporte luego utilizados en la simulación del transporte de nitratos, y explorar la sensibilidad del modelo a los parámetros de transporte.

2.5.2. Transformaciones del nitrógeno a partir de las deyecciones animales

La degradación de las deyecciones animales tiene lugar por dos procesos principales: (a) la ruptura física provocada por el pisoteo de los animales y la acción de la lluvia, y (b) la degradación biológica.

La urea es uno de los componentes de las deyecciones del ganado y fuente de nitrógeno. La Ecuación 2.36 ilustra el ciclo completo de reacciones que se suceden, desde la hidrólisis de la urea hasta la desnitrificación (Tillotson et al., 1980). Además, a partir de las deyecciones se producen grandes pérdidas de dióxido de carbono - CO₂ y amoníaco - NH₃, siendo la volatilización del amoníaco el camino principal de pérdida de nitrógeno dependiendo del pH, mientras que el dióxido de carbono se libera debido a la respiración microbiana.



La hidrólisis o mineralización de la urea (Ecuación 2.37) va acompañada de la elevación localizada del pH, sin embargo cuando el proceso de nitrificación procede, el pH se reduce. Además, la mineralización del nitrógeno orgánico y su conversión a NH₄⁺ por acción microbiana es un proceso muy rápido, del orden de horas, siempre que la temperatura ambiente sea favorable (Reddy et al., 1984).



La composición del sustrato (deyecciones), la temperatura, el pH del suelo, el estado de humedad y la aireación del perfil gobiernan el proceso de reacción y determinan las tasas de mineralización. En pH alcalino, se ve favorecida la presencia de formas acuosas de amoníaco (NH_{3(aq)}) incrementando las tasas de volatilización, mientras que en condiciones ácidas a neutras prevalece el ion amonio (NH₄⁺). En condiciones anaeróbicas del suelo estos compuestos de amonio podrían acumularse ya que los procesos de nitrificación no son favorecidos.

La degradación biológica convierte los compuestos orgánicos de nitrógeno contenidos en las heces (aminoácidos, proteínas, ácidos nucleídos) a formas inorgánicas (NH₄⁺, NO₂⁻, NO₃⁻) antes de ser utilizados por los microorganismos (NO₃⁻ como fuente de O₂ en condiciones anaeróbicas) o la vegetación (NO₃⁻ como nutriente).

Los procesos de mineralización e inmovilización son regulados por la relación C/N. Los ciclos de humedecimiento-deshumedecimiento tienen un profundo efecto sobre las tasas de mineralización. Así, la mayor parte del NH₄⁺ presente es oxidado a NO₃⁻ a través del proceso de nitrificación. El proceso de nitrificación ocurre en una reacción de oxidación biológica de dos etapas (Reddy et al.,

1984), como se muestra en la Ecuación 2.38:



Además de la fuente de oxígeno que debe estar disponible, este proceso se ve influenciado por la temperatura del suelo, el pH, la alcalinidad del agua y la concentración de amonio. Este es un proceso que acidifica el medio debido a la liberación de 2 moles de H^+ por cada mol de NH_4^+ oxidado. Después de 3 o 4 semanas, el NO_3^- es el mayor componente del proceso de degradación de la orina animal (Ball et al., 1979). La forma habitual de representar este fenómeno es a través de reacciones de primer orden con constantes que dependen de los factores ambientales (temperatura, contenido de agua en el suelo).

La carga positiva que presenta el NH_4^+ lo convierte en un elemento susceptible a la adsorción sobre la superficie de partículas cargadas negativamente como las arcillas y la materia orgánica. Este proceso constituye una reserva de nitrógeno en el suelo que puede provocar la liberación de otros componentes como el potasio debido a fenómenos de intercambio. El potasio - K^+ presenta un tamaño similar al NH_4^+ , esta situación genera una competencia entre ambos elementos. Luego, eventos de deshumedecimiento del suelo producen una fijación efectiva del amonio provocando una liberación muy lenta hacia la solución del suelo. En el proceso de desnitrificación, el NO_3^- es convertido a N_2 y N_2O a través de microorganismos desnitrificantes que tienen la capacidad de tomar el NO_3^- o NO_2^- como fuentes aceptores de electrones en lugar del O_2 , siempre que haya una fuente de carbono orgánico como fuente dadora de electrones. Este proceso se ve favorecido cuando el suelo se encuentra en saturación, debido a que el transporte de oxígeno se ve limitado (Reddy et al., 1984). La temperatura juega un papel fundamental siendo este proceso más activo a $25^\circ C$ o a temperaturas superiores. Estudios experimentales han demostrado que el proceso de desnitrificación se lleva a cabo en reacciones de orden cero y primer orden (Ecuación 2.39).



Debido a los procesos de conversión biológica mencionados, el NO_3^- es el compuesto mayoritario en suelos agrícolas y es fácilmente captado por las plantas en su etapa de crecimiento. Los microorganismos del suelo incorporan los productos de conversión (NH_4^+ , NO_2^- , NO_3^-) a través del proceso de inmovilización, el cual comprende el pasaje de formas inorgánicas de nitrógeno a formas orgánicas del tejido microbiano. Este proceso se lleva a cabo siempre que existan fuentes de carbono fácilmente aprovechables.

La única condición que puede afectar el transporte de este anión es el decrecimiento del potencial redox (ORP), producto de la escasa disponibilidad de oxígeno; valores de ORP < 300 mV pueden restringir la formación de NO_3^- , mientras que para valores < -250 mV, el nitrato no alcanzaría concentraciones apreciables (Essington, 2004). Sin embargo, el exceso de nitrato en el suelo es susceptible a la lixiviación, proceso que se ve favorecido por su afinidad con el agua y su baja tasa de adsorción en las partículas sólidas. Los ciclos de humedecimiento pueden provocar importantes

2.5 Componentes de las excretas animales

desplazamientos del nitrato, el que se transportará con la solución del suelo siguiendo el gradiente hidráulico o tomará caminos de flujo preferencial originados por las grietas producidas por la contracción de las arcillas, pudiendo impactar directamente niveles más profundos.

3. Metodología

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

Para la extracción de la solución del suelo se utilizaron dispositivos específicos (lisímetros de succión). Las muestras recolectadas en los lisímetros fueron analizadas in-situ para ciertos parámetros fisicoquímicos y luego trasladadas al laboratorio para determinaciones analíticas de los elementos de interés (NO_3^- -N y cloruro (Cl^-)). Finalmente, se realizaron simulaciones del flujo de agua y transporte de Cl^- y NO_3^- -N en la ZNS en una configuración 1D y 2D mediante el modelo HYDRUS 1D (Simunek et al., 2005) e HYDRUS 2D/3D (Simunek, 2006). Las observaciones de campo y el trabajo de modelación permitieron identificar el rol relativo de los procesos específicos que afectan la distribución de agua en el perfil, la dinámica del nitrato debido a procesos de mezcla, dilución, dispersión física por transporte, consumo por vegetación y procesos biológicos y las dificultades asociadas a los cambios estructurales de los suelos finos en los procesos mencionados anteriormente bajo diferentes escenarios de condiciones hidro-ambientales.

En este capítulo se describen las características principales del sitio de estudio, que surgen del análisis de los antecedentes disponibles y de los resultados obtenidos durante el desarrollo de la tesis. Además se exponen las tareas de campo realizadas desde agosto de 2011 hasta marzo de 2014, las que cubrieron tres etapas. La primera tuvo como finalidad reconocer el establecimiento y su entorno, definir las direcciones principales del flujo superficial mediante un relevamiento topográfico y el análisis detallado de la topografía dentro del establecimiento y en sus alrededores. Como resultado de esta tarea se identificó el sitio más apropiado para el estudio de detalle desde el punto de vista del potencial impacto de la actividad del FL y de los procesos fisicoquímicos que podrían afectar el movimiento del agua y solutos a través del suelo. En dicho sitio se instaló el instrumental de campo en tres puntos seleccionados. Se realizó también una calicata de 1,3 m de profundidad con la asistencia de un profesional edafólogo para la descripción detallada del perfil de suelo y la extracción de muestras para determinaciones de las propiedades físicas en laboratorio de los diferentes horizontes del suelo. La segunda etapa de las tareas de campo consistió en la instalación, prueba y puesta a punto del instrumental para el monitoreo de las variables relacionadas al flujo de agua y la extracción de muestras de la solución del suelo. Finalmente, una vez definida la estrategia de medición y muestreo, la tercera etapa consistió en la realización de 24 campañas de medición para la obtención de datos almacenados en los dispositivos de almacenamiento (dataloggers), extracción de muestras de agua, determinación in-situ de parámetros fisicoquímicos mediante sondas multiparamétricas y posterior traslado a laboratorio para el análisis de variables de interés. A continuación

se describen en detalle cada una de las tareas desarrolladas mientras que en el capítulo siguiente se presentan los resultados de campo alcanzados.

3.1. Área de estudio e instrumentación experimental

3.1.1. Ubicación geográfica

La localidad de San Justo, cabecera del departamento homónimo, está ubicada 100 km al norte de la ciudad de Santa Fe en el centro-este de la provincia de Santa Fe. Esta ciudad es conocida por su fuerte impronta agrícola-ganadera. Su relación con el río Salado, límite oeste del departamento, su topografía suavemente ondulada jerarquizada por algunos tributarios del río Salado, y la aptitud de sus suelos, han permitido que con el paso del tiempo la actividad agrícola se expandiera desplazando a la actividad ganadera por la cual la zona fue históricamente conocida. Esto ocasionó la migración de la ganadería extensiva hacia la intensiva, esto es, el engorde de ganado a corral en FLs. En los alrededores de San Justo existen al menos dos FLs. Uno de ellos, con una capacidad de encierre de 9.000 cabezas, se encuentra ubicado a 5 km al norte de dicha localidad ($30^{\circ} 47' 21''$ S, $60^{\circ} 35' 37''$ O). La [Figura 3.1](#) muestra la ubicación del mismo. El establecimiento se mantiene en operación desde hace 13 años y cuenta con una superficie total de 20 hectáreas, de las cuales 11,4 están divididas en 33 corrales de engorde. La superficie restante es ocupada por un galpón para almacenamiento de granos y maquinarias, caminos de circulación, tanques australianos para almacenamiento de agua, un depósito de estiércol en pila y un sector de contención de efluentes caracterizado por dos lagunas excavadas sin impermeabilización. Dentro del establecimiento la cota topográfica varía desde aproximadamente 55 m a 46 m, descendiendo a 37 m próximo a los bañados del río Salado. Los campos adyacentes a los corrales hasta los bañados del río, son utilizados para el cultivo de maíz que provee de alimento al ganado.



Figura 3.1.: Ubicación geográfica y principales rasgos geomorfológicos del entorno del sitio de estudio.

3.1.2. Geomorfología y suelos

A nivel regional la zona de estudio se localiza en un área simbolizada con el número 10 en el mapa de suelos de la [Figura 3.2](#), cuya unidad geomorfológica se describe como “Pampa llana santafesina”.

3.1 Área de estudio e instrumentación experimental

Se caracteriza por un relieve en planos altos extendidos, suavemente ondulados, con gradientes menores al 1 %. Como se observa en la [Figura 3.1](#), entre los planos altos y los bañados del río Salado, se presenta un sector con un relieve algo más pronunciado y gradientes que alcanzan el 3%, constituyendo una franja de transición entre los mismos.

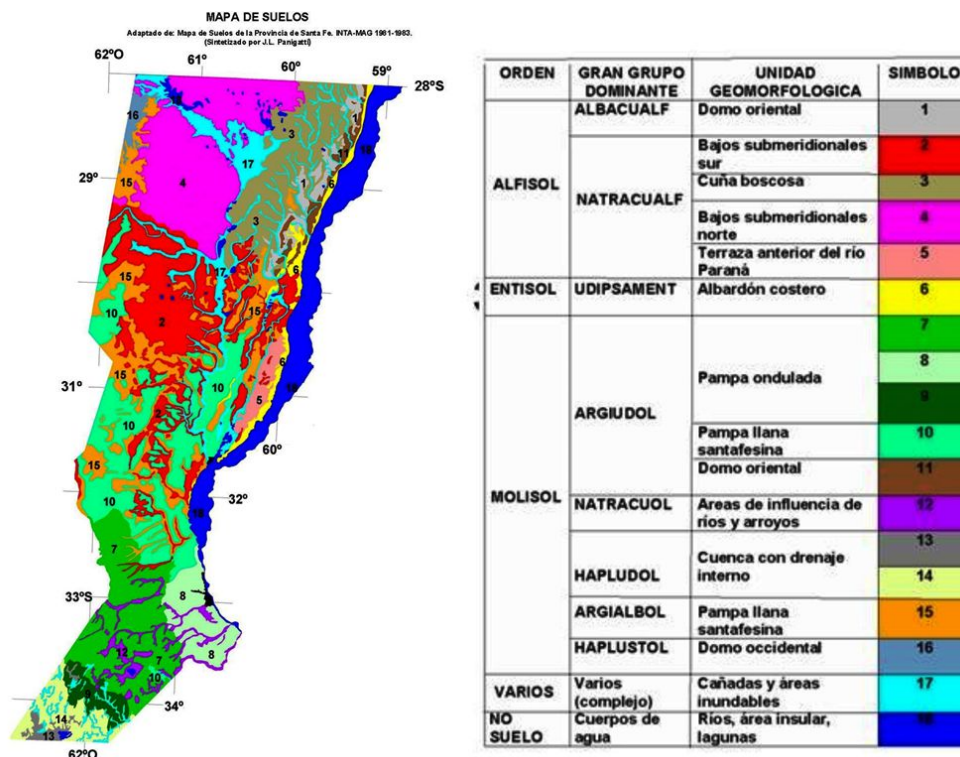


Figura 3.2.: Mapa de suelos de la provincia de Santa Fe (tomado de: <http://goo.gl/QHVchF>).

La región presenta buen drenaje y presencia de cubetas en los planos altos, marcando un relieve poco acentuado en zonas altas donde predominan los argiudoles típicos en más de un 70% de la carta de suelos de San Justo y argiudoles ácuicos en el porcentaje restante. El gran grupo Natracualf se destaca en las zonas deprimidas cercanas al río Salado ([INTA](#), [1992](#)).

El establecimiento se sitúa sobre un Argiudol típico de la Serie Rincón de Ávila (RDA), que constituye las lomas interfluviales de los pequeños tributarios del río Salado. Este suelo, bien drenado, es medianamente profundo y susceptible a ser erosionado por estar ubicado generalmente en pendientes superiores al 1%. Posee valores elevados de Na^+ intercambiable, lo que estaría marcando la influencia de importantes cursos de agua con sales disueltas en su génesis. Su textura franco-limosa en superficie y arcillo-limosa en profundidad, con una proporción de arena que varía entre 10-15%, denota la influencia de los cursos de agua antes mencionados ([INTA](#), [1992](#)).

3.1.3. Climatología e hidrología

El clima de la zona es templado a sub-húmedo, con una temperatura media máxima de 26°C y una temperatura media mínima de 12°C ([INTA](#), [1992](#)). Basado en la serie de precipitación anual 1920-2013, provista por el Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria-INTA, Estación San Justo, mostrada en la [Figura 3.3](#), la precipitación media anual es de 1060 mm. Sin embargo la media anual para el período 1920-1970 resulta 975 mm mientras que para el período 1971-2013 resulta

1160 mm. Esto muestra un incremento de la precipitación anual del orden de 20 % en las últimas décadas, situación que se ha observado en vastas regiones de la Mesopotamia y Litoral argentinos. Entre 1956 y 1991, el aumento en las precipitaciones medias anuales fue de más de un 10 % en amplias zonas y hasta más de 30% en otras (*Castaneda and Barros, 1994*; *García and Giacosa, 1999*). Consecuentemente, este cambio en las precipitaciones medias anuales también se observó en los caudales de los grandes ríos.

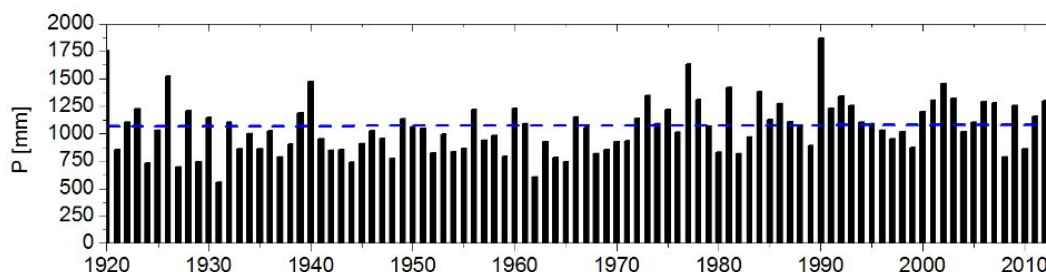


Figura 3.3.: Registro histórico de precipitaciones anuales. Serie 1920-2013. Línea a trazos: media anual (Fuente: INTA San Justo)

Los meses de junio a agosto son los más secos mientras que en el periodo enero/abril se registra el 48% de la precipitación anual (*Figura 3.4*). Al igual que la media anual, la media mensual difiere según el período considerado. En la figura se observa que salvo en los meses más secos, la media mensual se incrementó en las últimas cuatro décadas, con aumentos significativos en febrero y abril.

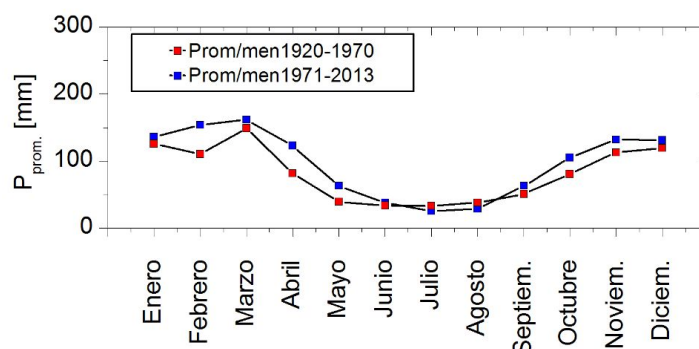


Figura 3.4.: Promedio mensual de precipitación de la localidad de San Justo, provincia de Santa Fe.

El establecimiento se encuentra dentro de la cuenca hidrográfica del río Salado, el cual nace en la provincia de Salta y desemboca en el río Paraná previa unión con el río Coronda al sur de la ciudad de Santa Fe. Como se observa en la *Figura 3.1*, el FL se sitúa a 4 km de la margen izquierda del río. Sobre el puente de la Ruta Provincial N° 2 (RP2) que cruza el cauce principal del río, y cuya traza se muestra en la misma figura, se encuentra una estación hidrométrica automática correspondiente a la red de estaciones del Sistema de Alerta contra inundaciones del río Salado, perteneciente al Ministerio de Aguas, Servicios Públicos y Medio Ambiente de la provincia de Santa Fe (MASPyMA). La pendiente topográfica revela un escurrimiento superficial en dirección al río, que se jerarquiza en canales de escurrimiento en los valles de las ondulaciones que presenta la zona. De igual manera, el flujo subterráneo regional tiene dirección general este-oeste (*INTA, 1992*), acompañando la pendiente topográfica, siendo el río Salado el nivel de base. Debido a las

ondulaciones del terreno, la profundidad a la superficie freática en la zona es variable. Si bien varía estacionalmente, en el predio del establecimiento, la profundidad a la freática fluctuó alrededor de los 6 m durante el estudio.

3.2. Relevamientos de campo

3.2.1. Reconocimiento, relevamiento topográfico y elección de los sitios de monitoreo

El establecimiento se encuentra situado sobre una zona de transición entre los planos elevados y la llanura de inundación del río Salado. Primeramente se realizó el reconocimiento in-situ del sitio y todo su entorno, incluyendo el propio establecimiento, los campos adyacentes y la zona cercana al río. Luego se realizó un relevamiento topo-altimétrico de detalle mediante un equipo de posicionamiento global (GPS) con corrección diferencial (Leica ® - RTK) . Paralelamente, se digitalizó la carta topográfica IGM-San Justo, hoy denominado IGN (Instituto Geográfico Nacional) y se generó el modelo digital del terreno (MDT) alrededor del establecimiento, donde se identificó con precisión el área de mayor afectación del flujo superficial de agua y estiércol. Los resultados del relevamiento topo-altimétrico se muestran en la [Figura 3.5](#).

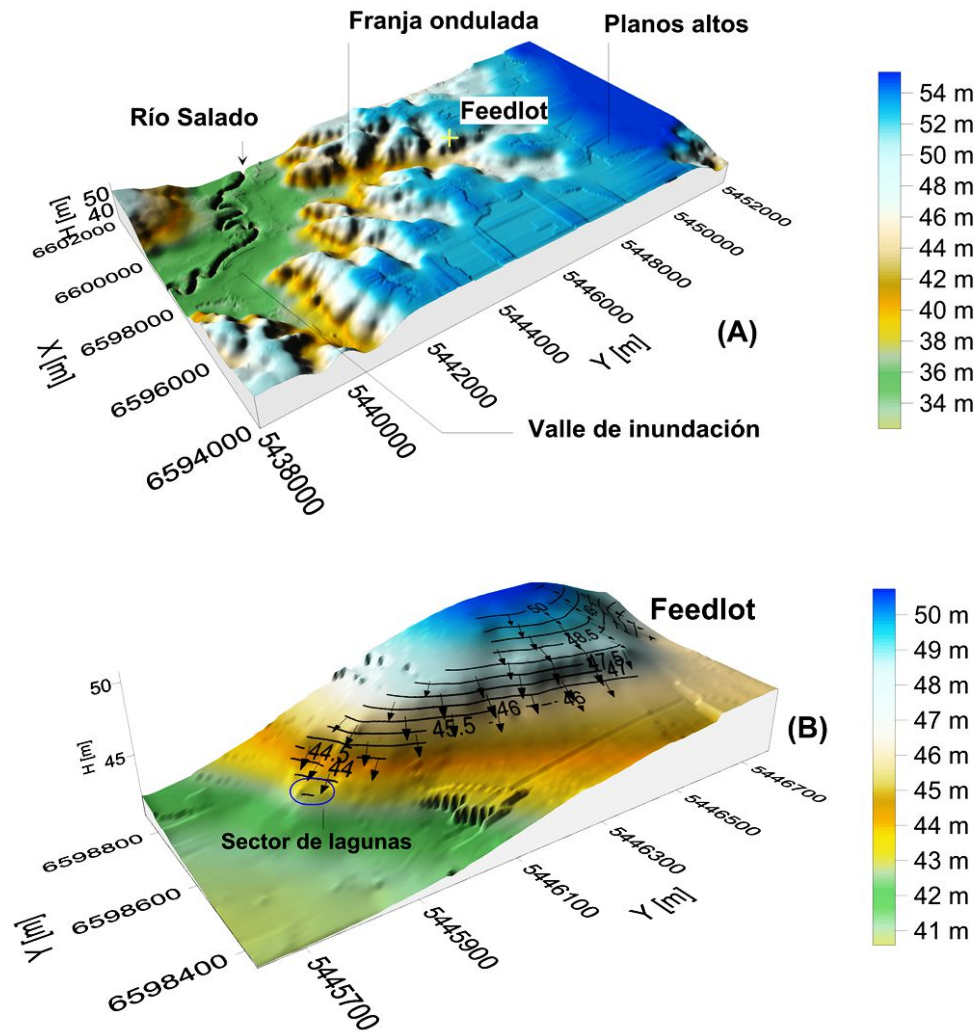


Figura 3.5.: (A) MDT correspondiente a la digitalización de la carta topográfica San Justo. Hoja 3160-14-2. Esc: 1:50000, (B) MDT a escala de detalle [La escala vertical ha sido exagerada para resaltar los rasgos de la topografía].

A partir del reconocimiento in-situ y del relevamiento topo-almétrico realizado, se seleccionó el sector más adecuado para llevar adelante la investigación. Este se localiza alrededor de las dos lagunas de retención de efluentes del establecimiento situadas en el sitio de menor cota topográfica, de alrededor de 41 m. Por ende, es el que resulta más vulnerable desde el punto de vista ambiental dado que recibe periódicamente el escurrimiento superficial del lavado de los corrales aledaños y los desbordes de las lagunas en épocas de precipitaciones abundantes ocasionados por el mantenimiento y manejo deficientes de las mismas.

En la [Figura 3.6](#) se muestra un detalle del sector identificado. A su alrededor se seleccionaron e instrumentaron tres sitios/puntos de monitoreo denominados plot A, plot B y plot C, donde se registraron variables relacionadas al flujo de agua y se extrajeron muestras de la solución del suelo para su análisis in-situ y el laboratorio.

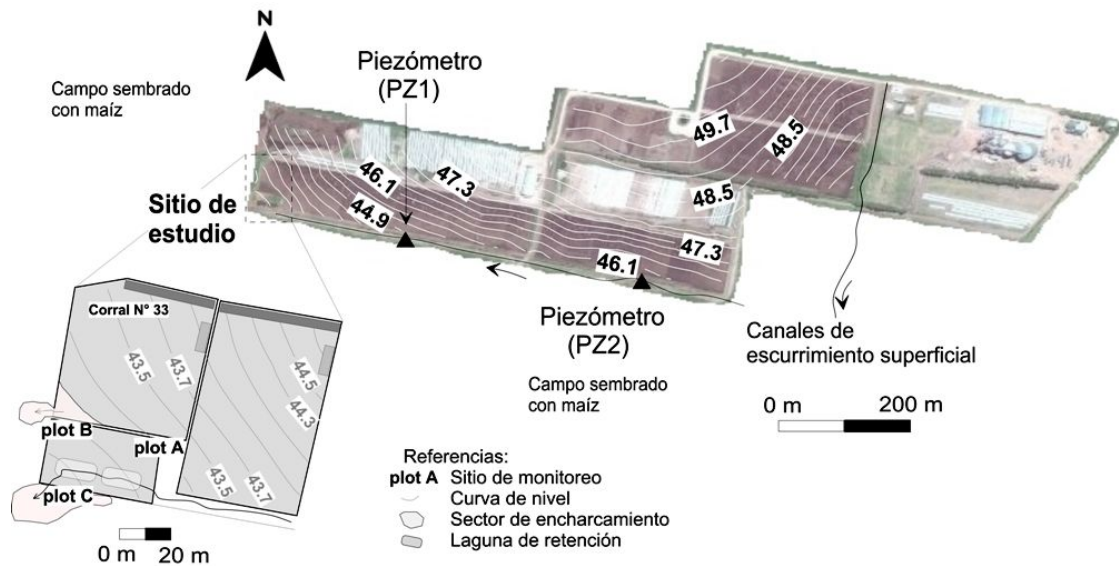


Figura 3.6.: Topografía de detalle del sector de estudio - Ubicación del plot A, plot B y plot C alrededor de las lagunas de retención.

El plot A, entre el sistema de lagunas y el corral de engorde N°33 (ver [Figura 3.6](#)), está situado sobre un suelo bien desarrollado que presenta crecimiento de vegetación natural en la superficie. Es el más elevado de los tres sitios, por ello es el que presenta condiciones menos perturbadas respecto a las condiciones naturales fuera del establecimiento. Debido a una pequeña diferencia topográfica con el entorno, este sitio no suele estar afectado por el flujo superficial de agua de lavado de los corrales después de cada evento de precipitación; sólo en aquellas lluvias que superan aproximadamente 100 mm se observa depositación de material de lavado sobre la superficie, entendiéndose por ello que hubo en el momento de la lluvia una lámina de agua en superficie. El plot B fue ubicado en la esquina topográficamente más deprimida del corral de engorde N°33 pero fuera de él ([Figura 3.6](#)), donde se observó de forma sistemática el encharcamiento del sector debido a la acumulación de agua y estiércol provenientes de la línea de corrales. Este sitio constituyó claramente un punto de afectación directa al suelo, como se documenta fotográficamente en la [Figura 3.7](#).

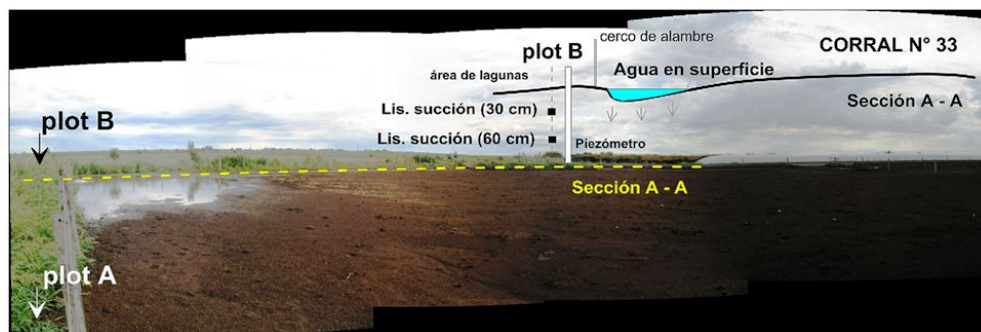


Figura 3.7.: Ubicación del plot B donde se observa encharcamiento adyacente en superficie y la permanencia de condiciones saturadas.

El plot C está ubicado en dirección de la pendiente aguas abajo de la salida del sistema de lagunas, con el propósito de capturar el impacto de los flujos de agua y efluentes en general, producto del desborde de las mismas. Este sitio presentó un acceso dificultoso debido al gran volumen de material

sólido que se depositó en superficie después de cada evento de precipitación. Al igual que el plot B, este sitio presentó frecuentemente condiciones de saturación, que se prolongaron por varios días después de cada precipitación.

Por último, en cercanías del sector elegido se identificaron dos piezómetros ya existentes, denominados PZ1 y PZ2 a los fines de este estudio, y cuya ubicación se muestra en la (Figura 3.6). Los mismos alcanzan una profundidad de 13 m, estando entubados con tubos de PVC de 4" hasta los 12 m de profundidad dejando descubierto el último metro de perforación. Estos piezómetros se utilizaron para el monitoreo de la superficie freática en el entorno del sitio.

3.2.2. Horizontes del suelo

Una vez seleccionados los puntos a monitorear, se realizó una calicata de 1,3 m de profundidad en el punto medio entre el plot B y el plot C, con la asistencia de un licenciado en edafología para la descripción detallada de los horizontes. Esta descripción fue esencial en la elección de las profundidades a las cuales colocar los diferentes sensores. Además de la descripción, se extrajeron muestras disturbadas de cada horizonte para determinar las características texturales (% arena, % limo y % arcilla), y muestras sin disturbar mediante la introducción de cilindros metálicos de 10 cm de diámetro y 10 cm de altura para la determinación de la densidad aparente de cada horizonte.

La forma de identificar las propiedades de los diferentes horizontes del suelo está definida por la taxonomía de suelos. En función de ello, primeramente se pueden caracterizar por su posición en el perfil, encontrando horizontes superiores, medios e inferiores. Luego a cada uno se le asigna una letra que se corresponde con sus propiedades texturales y estructurales, de acuerdo a una nomenclatura definida (*Natural Resources Conservation Service*, 2010).

A los horizontes superiores (órgano minerales, eluviales) se los designa con la letra A, a los horizontes medios (iluviales) con la letra B y a los horizontes inferiores con la letra C. A los horizontes orgánicos con acumulación de materia orgánica se los denomina con la letra O. Ciertas particularidades como por ejemplo el alto contenido de arcilla en el horizonte B, se la distingue con la letra minúscula "t" (textural), mientras que si es un horizonte perturbado (arado) como lo puede ser el A, se lo designa además con la letra minúscula "p". La letra "c" como subíndice indica la presencia de concreciones o nódulos y el subíndice "k" la presencia de carbonato de calcio. Existen también rasgos texturales o estructurales dentro de un mismo horizonte que pueden ser diferenciados, para ello se utilizan los números en orden descendente (Bt1, Bt2, Bt3...). Es posible también que el perfil de suelo presente horizontes de transición que aparecen cuando el límite entre los horizontes inmediatos es difuso. A estos horizontes se los denomina con la combinación de dos letras que refieren a los horizontes intervinientes, colocando siempre primero la letra del horizonte predominante, por ejemplo BA.

A continuación se describen las características texturales y estructurales de cada horizonte encontrado en la calicata:

1. Horizonte AO entre 0-5 cm, compuesto de material orgánico en gran proporción, producido por el lavado de los corrales del feedlot a través del escurrimiento superficial provocado por las precipitaciones, pardo negruzco en húmedo, estructura migajosa y textura Franco liviana.
2. Horizonte Ap entre 5-26 cm, pardo grisáceo (10YR 5/2) en seco, pardo grisáceo muy oscuro en húmedo (10YR 3/2); franco limoso; estructura en bloques subangulares finos y moderados;

- duro y friable; ligeramente plástico y adhesivo; con presencia de importante cantidad de raíces, límite claro y suave. Presencia de compactación leve entre 17 y 26 cm.
3. Horizonte B1 (BA) de 26-37 cm, pardo grisáceo oscuro (10YR 4,5/2) en seco, pardo grisáceo muy oscuro en húmedo (10YR 3/2); franco arcilloso limoso liviano; estructura en bloques subangulares medios a finos y moderados; duro y friable; ligeramente plástico a plástico y ligeramente adhesivo; raíces comunes; límite claro y suave.
 4. Horizonte B21t (Bt1) entre 37-55 cm, pardo oscuro (7,5YR 3,5/2) en seco y pardo grisáceo muy oscuro (7,5YR 4/2) en húmedo. Arcilloso limoso, con estructura en prismas angulares medios y fuertes, que rompen en bloques angulares; presencia de estructuras cuneiformes; gran cantidad de slickensides¹ y barnices arcillo-húmicos. Extremadamente duro y muy firme. Muy plástico y muy adhesivo. Buena presencia de raíces que pasan por las grietas. Límite gradual y suave.
 5. Horizonte B22t (Bt2) entre 55-84 cm, pardo (7,5YR 5/4) en seco y pardo a pardo oscuro (7,5YR 4/2) en húmedo, franco arcilloso limoso, con estructura en prismas angulares medios que rompen en bloques angulares medios moderados a fuertes: muy duro a extremadamente duro y firme a muy firme. Muy plástico y adhesivo, presencia importante de barnices arcillo-húmicos. Presencia de raíces finas en cantidad importante. Límite difuso y ondulado.
 6. Horizonte B3 (B/C) entre 84-106 cm, pardo claro (7,5YR 6/4) en seco, pardo (7,5YR 4,5/4) en húmedo. Franco arcillo limoso; bloques subangulares medios, moderados; duro y firme; plástico y adhesivo. Barnices húmicos en regular a buena cantidad. Raíces finas presentes. Concreciones de CO₃Ca escasas en la masa. Ligeramente gradual y suave.
 7. Horizonte C1 entre 106-130 cm, rosado (7,5YR 7,5/4) en seco, pardo en húmedo (7,5YR 5/4). Franco limoso; estructura masiva; ligeramente duro y friable; ligeramente plástico y ligeramente adhesivo; raíces escasas; carbonato en masa, en cantidad escasa a media. Límite abrupto y suave y luego un CCa (Cck2) desde los 130 cm, rosado (7,5YR 7,5/4) en seco, pardo en húmedo (7,5YR 6,5/4). Franco limoso; estructura masiva; ligeramente duro y friable; plástico a ligeramente plástico y adhesivo a ligeramente adhesivo; raíces escasas; carbonato en masa, en cantidad media.

3.3. Instrumentación experimental de los sitios elegidos

Cada uno de los sitios A, B y C constituye un arreglo de instrumentos 1D, y agrupados de a dos o de a tres, un arreglo 2D/3D, respectivamente, a los fines de analizar procesos en diferentes dimensiones espaciales.

El plot A se instrumentó primero, en el cual se instaló el siguiente equipamiento:

¹Se denomina así a la presencia de caras de fricción con superficies pulidas y acanaladas que generalmente tienen dimensiones superiores a 5 cm. Se producen cuando una masa de suelo se desliza más allá de otra. Algunas caras de fricción se producen en el límite inferior de una superficie de deslizamiento, donde una masa de suelo se mueve hacia abajo en una pendiente relativamente pronunciada. Las caras de fricción son consecuencia directa de la hinchazón de los minerales de arcilla y la fractura en forma de cizalla. Son muy comunes en arcillas expansibles que sufren cambios marcados en el contenido de humedad ([Natural Resources Conservation Service, 2010](#)).

3.3 Instrumentación experimental de los sitios elegidos

1. Pluviógrafo a canchilones adaptado a un registrador automático Odyssey® (ver Figura 3.8) que capturó el vuelco de cada cangilón durante los eventos de precipitación. De esta manera fue posible obtener el monto total precipitado y la intensidad de cada precipitación.
2. Sensores de potencial matricial Watermark® a 30, 60 y 100 cm de profundidad conectados a un registrador Wachdog® de 4 canales (ver Figura 3.8) configurado para almacenar un dato de potencial matricial de cada sensor cada 1 hora. El rango de medición de estos sensores va de 0 KPa correspondiente a un suelo saturado a 200 KPa para un suelo sin capacidad de drenar agua.
3. Sensores de temperatura de suelo (ver Figura 3.8) a 10 y 75 cm de profundidad conectados a un registrador Wachdog® configurado para almacenar el dato de temperatura con un paso horario. El rango de medición de estos sensores va de -20°C a 70°C, con una precisión de $\pm 0,6^\circ$.
4. Lisímetros de succión (Suction cups) a 30, 60, 75 y 100 cm de profundidad para extraer la solución del suelo. Estos equipos fueron ensamblados íntegramente en el Centro de Estudios Hidroambientales (CENEHA). Constan de una cápsula porosa en el extremo inferior cuya presión de entrada de aire es de 0,5/1 bar (Soilmoisture Inc. US), un cuerpo tubular de PVC de longitud variable según la profundidad de instalación y un tapón de goma en el extremo superior con dos válvulas que permiten aplicar depresión y extraer la solución del suelo almacenada dentro del dispositivo. El rango de succión conseguido varió entre 0 KPa y 80 KPa y dependió del grado de saturación del suelo (Figura 3.9) .



Figura 3.8.: Sensores. Izquierda: Registrador automático de lluvia ODYSSEY®. Centro: Sensores tipo Watermark® conectados al datalogger Wachdog 400®. Derecha: Sensor de temperatura de suelo.



Figura 3.9.: Lisímetros de succión y bomba manual de succión para activar lisímetros.

3.3 Instrumentación experimental de los sitios elegidos

El plot B se instrumentó en segundo lugar, donde se instalaron:

1. Lisímetros de succión a 30 y 60 cm de profundidad.
2. Piezómetro de 1,23 m de profundidad y 0,36 m de brocal. El tubo de PVC se ranuró 60 cm desde el fondo del mismo. En este sitio no se instalaron sensores de potencial matricial debido a las condiciones de saturación que presentaba el sitio luego de los eventos de precipitación. El encharcamiento provocado por el almacenamiento de agua y estiércol sobre el punto más deprimido del corral N° 33 adyacente mantuvo esta condición por periodos prolongados.

El plot C fue el último en instrumentarse, donde se instalaron:

1. Lisímetros de succión a 30, 60, 75 y 100 cm de profundidad.
2. Piezómetro de 1,20 m profundidad para registrar las variaciones de niveles de agua colgada ocasionales cuando se producen los desbordes de las lagunas. Este sitio presentó las mismas condiciones que el plot B debido al flujo subsuperficial continuo de agua desde las lagunas.

Para el registro del nivel freático se instaló un registrador automático Odyssey® en el piezómetro PZ1, configurado para almacenar un dato de nivel cada 4 horas.

En la [Figura 3.10](#) se muestran fotografías tomadas durante la instalación de los instrumentos de campo y las campañas de monitoreo posteriores.



Figura 3.10.: Izquierda-arriba: Pluviógrafo a canchilones con registrador de datos ODYSSEY incorporado. Derecha-arriba: Lisímetros de succión y sensores de potencial matricial junto al registrador ODYSSEY en el interior de gabinete de protección en plot A. Izquierda-abajo: Piezómetro PZ1. Derecha-abajo: Lisímetros de succión en plot C junto al piezómetro para registro de niveles colgados en forma temporaria.

3.4. Muestreo de la solución del suelo

La elección de la técnica de extracción de agua del suelo fue el resultado de una revisión exhaustiva de las metodologías disponibles, analizando sus ventajas/desventajas en función de los objetivos perseguidos: seguir la dinámica del nitrato en solución, el cual por su afinidad con el agua y no con la matriz porosa, fue factible de identificar en el agua del suelo.

Existe una variedad de técnicas para el muestreo in-situ de la solución del suelo, las cuales han sido presentadas en detalle por [Weihermüller et al. \(2007\)](#). A continuación, se realiza una breve descripción de las técnicas más utilizadas en trabajos de investigación relacionados al movimiento de solutos en suelos.

En general, la elección de la técnica adecuada obedece al grado de perturbación de las condiciones de suelo permitido, el soluto de interés bajo estudio, y la frecuencia de muestreo requerida. Entre las técnicas más utilizadas se encuentran los lisímetros por gravedad ([Johnson et al., 1995](#)), las cápsulas de succión (porous cups) y los platos de succión (porous plates), los filtros capilares (capillary wicks), y más recientemente las cajas de resina (resin boxes and DGT diffusive gradients thin films).

Los lisímetros por gravedad son estructuras que contienen grandes volúmenes de suelo disturbado y que se instalan en el suelo ([Figura 3.11](#)). Debido a su tamaño provocan grandes perturbaciones en el suelo, en el movimiento de agua a través del mismo y por consiguiente en las cantidades de soluto ([Johnson et al., 1995](#); [Troxler et al., 1998](#)). El agua que logra atravesar el perfil se colecta en un recipiente colector que luego es extraída para su análisis. En suelos arenosos, los lisímetros por gravedad presentan un mejor funcionamiento ya que el flujo de agua a través del suelo es más rápido, sin embargo en suelos finos esta técnica ofrece dificultades debido a que el agua se mueve con cierta lentitud ([Meissner et al., 2000](#); [Zotarelli et al., 2007](#)).

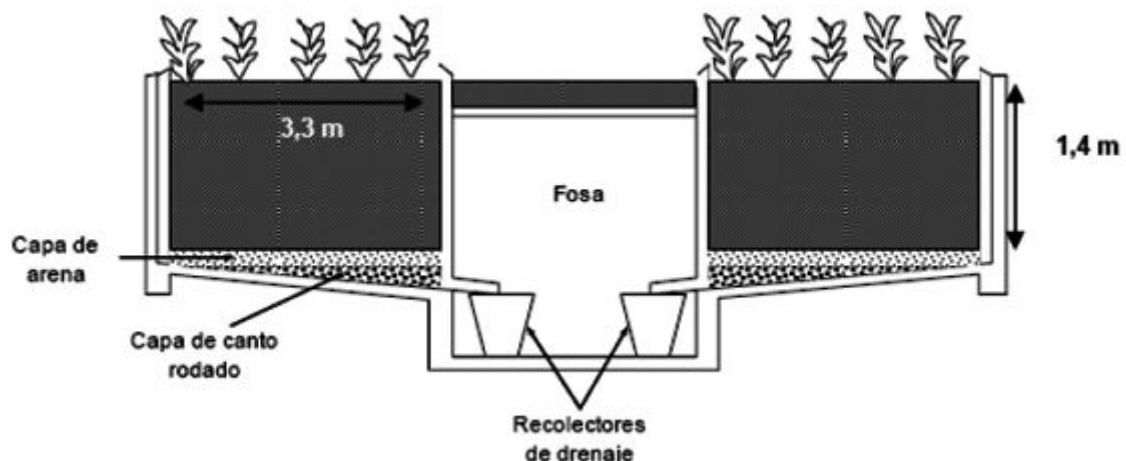


Figura 3.11.: Ejemplo de un tipo de lisímetro por gravedad con fosa de acceso central y recipientes colectores. Fuente: [Hang et al. \(2010\)](#)

Las cápsulas de succión o lisímetros de succión refieren justamente a la cápsula porosa presente en el extremo inferior del dispositivo que es utilizada para la extracción de la solución del suelo con fines analíticos. El dispositivo, mostrado en la [Figura 3.9](#) y la [Figura 3.12A](#) consta de una cápsula

porosa en un extremo inferior, un cuerpo colector de PVC y un tapón de goma al cual lo atraviesan dos manguera; una de ellas, usada para ejercer vacío y la otra para la operación de extracción de la muestra de la solución del suelo. La extracción de la muestra se efectúa ejerciendo vacío (presión negativa) dentro del tubo colector mediante una bomba. La tensión de trabajo varía entre 65 y 85 KPa. En la actualidad se ha diversificado el tipo de material con que se construyen las cápsulas para evitar ciertas interferencias de índole química que suceden cuando la solución del suelo pasa a través de los poros de la cápsula (Sánchez-Pérez, 1994).

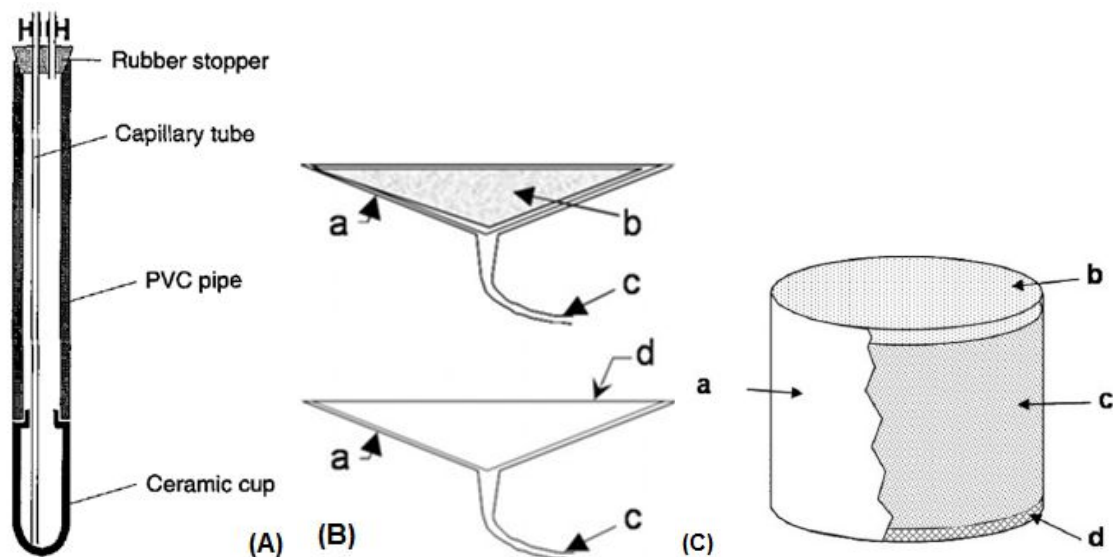


Figura 3.12.: (A) Ejemplo de un lisímetro de succión (suction cup), (B) Ejemplo de un plato de succión, (C) Ejemplo de una caja de resina

Comparada con otras técnicas de muestreo, su instalación es muy simple y solo requiere de un buen contacto entre la superficie de la cápsula y la matriz del suelo. La operación del dispositivo se resume a ejercer succión dentro del tubo, la cual puede ser continua (aplicada por un controlador automático de succión) o discontinua (aplicación de un determinado grado de succión a un tiempo dado). Esta última es usada para indicar la presencia de solutos en un punto específico en el tiempo. Sus ventajas radican en la fácil instalación, mínima perturbación al flujo natural de agua y su reducido mantenimiento.

Los platos de succión constituidos por un cuerpo cerámico poroso dispuesto sobre una estructura colectoras, se instalan debajo del suelo ejecutando una excavación (Tyler and Thomas, 1977). Un ejemplo de dicho dispositivo se muestra en la Figura 3.9B. Es posible aplicar succión al cuerpo colector, sin embargo son utilizados comúnmente sin succión y se los suele denominar muestreadores pasivos. La gran desventaja de este sistema es la formación de una región saturada por encima del plato poroso lo que resulta en sobreestimaciones del flujo de agua y la alteración de la concentración de solutos (Flury et al., 1999).

Las cajas de resina (Figura 3.9C) actúan adsorbiendo los solutos de la solución del suelo que atraviesa las mallas de resina por procesos de intercambio. La extracción posterior en laboratorio permite estimar el flujo de solutos. Sin embargo con esta técnica no puede ser evaluada la concentración de solutos. Su desventaja radica en el costo elevado. Del mismo modo que los platos de succión, estas deben ser instaladas debajo del suelo por lo que se originan perturbaciones importantes si se

quiere muestrear en condiciones naturales. Por otra parte, el dispositivo requiere su remoción del suelo para su envío a laboratorio a los efectos de determinar el flujo de solutos. La extracción del dispositivo disturba el suelo en forma importante comprometiendo así la representatividad de la instalación de una nueva cápsula para continuar el monitoreo puntual.

Una técnica sencilla es la extracción de muestras de suelo que luego son tratadas en laboratorio para extraer la solución mediante un lavado con agentes químicos, sin embargo esta técnica requiere la perforación sistemática del sitio durante el tiempo que transcurre la investigación.

Además de la perturbación física del suelo, otro aspecto importante a tener en cuenta en la selección de la técnica de monitoreo es el grado de interferencia de la misma sobre la concentración del soluto de interés. Si bien los lisímetros por gravedad y técnicas que emplean resinas específicas para iones demostraron poca influencia sobre una variedad de metales y nutrientes ([Zhang and Davison, 2001](#); [Fones et al., 2001](#); [Gimpel et al., 2003](#)), los materiales de construcción de los lisímetros de succión (generalmente cerámica) y la aplicación de presión negativa para la obtención de la muestra pueden alterar tanto la concentración de soluto así como también las condiciones ambientales dentro del cuerpo del dispositivo colector de agua (por ejemplo presión parcial de CO₂ del aire).

En su completa revisión sobre las técnicas disponibles para la extracción de muestras, [Weihermüller et al. \(2007\)](#) detallan que la solución de agua del suelo extraída mediante cápsulas de succión podría modificar su pH entre 0,3-0,5 puntos debido al cambio en la presión parcial de CO₂ del aire del suelo, ya que este juega un papel importante en el equilibrio del sistema carbonado (H₂CO₃, HCO₃⁻, CO₃²⁻) ([Suarez, 1986, 1987](#); [Kaupenjohann and David, 1996](#)). Por otro lado el pH de la muestra puede reducir su valor debido a la oxidación de NH₄⁺, Fe²⁺ y Mn²⁺. Estos cambios de pH deben ser tenidos en cuenta como fuente potencial de error en la interpretación de resultados químicos de muestras obtenidas mediante estas técnicas.

Desde los años 60's, un amplio número de trabajos de investigación se focalizó en estudiar la capacidad de los lisímetros de succión en proveer muestras representativas tanto de sales (Cl⁻) como así también de especies de nutrientes (nitrógeno y fósforo).

[Jolivet and L'Hiver \(1979\)](#) encontraron que los valores de concentraciones de la solución extraída se acercaban a aquellos de la solución del suelo para valores de conductividad eléctrica-CE y concentraciones de potasio, cloruros y nitratos. Sin embargo los resultados indicaron que las cápsulas porosas no son inertes (alteración de concentración) para la determinación de bicarbonato, calcio y fosfato.

La literatura consultada permite concluir que la utilización de cápsulas de succión para la obtención de muestras representativas de solución es adecuada para determinaciones de nitratos y nitritos, con resultados indicando no alteración o mínima alteración de las concentraciones ([Wagner, 1962](#); [Hansen and Harris, 1975](#); [Nagpal, 1982](#); [Sánchez-Pérez, 1994](#)).

En resumen, la selección de la técnica de cápsulas de succión en el trabajo de tesis estuvo basada principalmente en los siguientes criterios: a) preservar la estructura y la dinámica del flujo de agua del suelo (mínima perturbación), b) obtención de muestras de agua frecuentes durante periodos lluviosos, c) representatividad de la solución del suelo para CE, cloruros, y nitratos, y d) accesibilidad de costo en relación a presupuestos disponibles. En particular, se siguieron sugerencias de trabajos anteriores en relación al tipo específico de cápsulas optándose por la marca SOILMOSTURE Inc.

(USA) por su confiabilidad para la determinación de nitrato en suelos homogéneos y con moderado contenido de material acriloso (Poss *et al.*, 1995). El criterio de selección satisface los objetivos de la tesis presentados en el punto 1.3.

Si bien la técnica de extracción de muestras limitó las posibilidades de muestreo a episodios lluviosos, se cumplió con la premisa del estudio, cual fue tratar de no alterar las condiciones de flujo del entorno de cada sitio de monitoreo y mantenerlo en condiciones completamente naturales.

3.5. Relevamiento de especies vegetales

Durante las experiencias de campo se monitorearon las especies vegetales que naturalmente crecían en el sitio, registrando su crecimiento y altura a los fines de definir ciertos parámetros referidos al consumo de agua por la vegetación necesarios para la modelación, según se explica en el próximo capítulo. La especie dominante fue el Sorgo Halepense (*Sorghum Halepensis*). Se estimó un rango del parámetro SCF o fracción cubierta de la superficie, entre 0,5 y 0,8, para una altura de vegetación entre 25 cm y 120 cm, respectivamente.

Se observó un desarrollo de raíces muy denso entre la superficie del suelo y los 20 cm de profundidad, como se muestra en la Figura 3.13. A mayor profundidad, la distribución de raíces se vio reducida a causa de la textura y estructura particular del horizonte B; sin embargo en la calicata excavada se observaron pequeñas raíces que lograban pasar por este último espesor, incluso hasta un metro de profundidad.



Figura 3.13.: Ejemplar de Sorgo Halepense extraído para cuantificar la longitud de sus raíces en el periodo de mayor altura alcanzada por la planta (18-02-2013).

3.6. Estrategia para la adquisición de datos de campo

La tercera etapa de las tareas de campo fue la realización de las campañas de medición propiamente dichas. Durante la investigación se realizaron 24 campañas que sumaron un total de 45 días, en los

que se extrajeron 181 muestras de agua de las cuales 160 correspondieron a muestras de la solución del suelo.

Cada campaña se realizó durante o inmediatamente después de cada evento de precipitación significativa, esto es aproximadamente mayor a 50 mm. Este umbral de precipitación se explica en el siguiente capítulo. Durante el primer día en el campo se descargaron los dataloggers de lluvia, de potencial matricial, de temperatura de suelo, y de nivel freático en PZ1. Luego se procedió a activar los lisímetros provocando una depresión/succión dentro del cuerpo tubular. Esta operación se realizó mediante una bomba de vacío manual (Figura 3.9), construida en el CENEHA. El grado de depresión alcanzado varió entre 30 y 80 KPa y fue dependiente del grado de saturación y de la textura del suelo, lo cual condicionó el tiempo de extracción (Sánchez-Pérez, 1994). Una vez provocada la depresión dentro del lisímetro, se debió esperar que el sistema suelo-lisímetro adquiriera una presión de equilibrio que se consigue cuando la solución del suelo ingresa al cuerpo del lisímetro a través de los poros de la cápsula porosa. Luego, pasadas 24 hs, se conectó una jeringa a una de las válvulas localizadas en el tapón de goma de la parte superior del lisímetro y se extrajo el agua almacenada. En cada campaña, la operación de puesta en succión y espera para obtener la solución del suelo se repitió cada 24 hs hasta que no ingresara más agua al lisímetro o bien hasta que la escasa cantidad de muestra recolectada hacía inviable el análisis fisicoquímico de acuerdo a los estándares establecidos (Rice and Association, 2012). Las muestras de agua fueron analizadas in-situ mediante una sonda multiparamétrica (90MLV-TPS ®) con la cual se registró la conductividad eléctrica de la solución (CE) [$S\ cm^{-1}$], el pH, los sólidos disueltos totales (TDS) [$mg\ l^{-1}$], la temperatura (T) [$^{\circ}C$] y el oxígeno disuelto (OD) [%Sat]. Posteriormente, las muestras fueron refrigeradas y analizadas con una sonda multiparamétrica (MP-TROLL9000 ®) acoplada a un sensor selectivo para nitratos (NO_3^- -N), cuyo rango de medición óptimo fue de 0 a 14 ppm. En varias oportunidades la muestra debió ser diluida para conseguir una lectura de nitratos acorde al rango de medición del sensor.

En el Laboratorio de Química y Ambiente de la Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas (FICH) se determinó nuevamente la concentración de nitratos mediante espectroscopía UV-visible con un equipo marca BIO-TRAZA ®, modelo 752, bajo la técnica 4500 NO_3^- -B, la concentración de cloruros (Cl^-) por titulación mediante el método argentométrico de Mohr, bajo la técnica 4500 Cl^- -B, y la dureza total de la solución (DT) mediante el método titrimétrico con EDTA, bajo la técnica 2340-C. Todas las determinaciones se realizaron bajo el procedimiento propuesto por (Rice and Association, 2012).

4. Caracterización del perfil del suelo: propiedades físicas y parámetros físico-químicos de su solución

El presente capítulo describe los resultados obtenidos de cada una de las actividades de campo y laboratorio ejecutadas durante el trabajo de tesis. Se realiza una detallada descripción de las propiedades físicas de los horizontes del suelo y su relación con el movimiento del agua/solutos a través del perfil. Seguidamente se describen e interpretan los registros espacio-temporales del potencial matricial del suelo, indicador del contenido de agua, directamente relacionado al flujo. Finalmente, se analiza la composición química de la solución del suelo a los fines de identificar los diferentes procesos hidrológicos y fisicoquímicos que afectan su composición en los diferentes sitios de monitoreo.

4.1. Propiedades físicas del perfil del suelo

Como se mencionó en el Capítulo 3, entre los plot B y C se realizó una calicata de 1,3 m de profundidad donde se describieron 7 horizontes, en los que se extrajeron muestras disturbadas y no disturbadas para su posterior análisis. La Figura 4.1A documenta la tarea de campo realizada. En laboratorio se determinó la textura mediante la técnica propuesta por Bouyoucos (1927), la densidad aparente (ρ_b) mediante el método del cilindro (ASTM D7263-09, Standard Test Methods for Laboratory Determination of Density (Unit Weight) of Soil Specimens, ASTM International, West Conshohocken, PA, 2009, www.astm.org), utilizando cilindros de acero de 10 cm de diámetro y 10 cm de altura, la densidad real (ρ_s) por el método del picnómetro (ASTM D854-14, Standard Test Methods for Specific Gravity of Soil Solids by Water Pycnometer, ASTM International, West Conshohocken, PA, 2014, www.astm.org), la porosidad (ϕ), el contenido de agua a capacidad de campo (θ_{cc}) y el agua residual, aquí caracterizada como el agua en el punto de marchitez (θ_{pmp}).

La textura, ρ_b y ρ_s fueron determinadas en el Laboratorio de Sedimentología (Figura 4.1B) y en el Laboratorio de Química y Ambiente de la FICH, mientras que los ensayos para la determinación del θ_{cc} (o CC) y el θ_{pmp} (o PMP) fueron realizados por el edafólogo Fabio Tomatis en el laboratorio La Quinta de la localidad de San Justo mediante el uso de fórmulas propias calibradas para la región de estudio. La porosidad fue calculada mediante la expresión $\phi = \rho_s - \rho_b / \rho_s$.

En base a los resultados de laboratorio, y en acuerdo con la bibliografía específica (INTA, 1992), el perfil de suelo se clasificó como Argiudol Típico, cuyos horizontes identificados se presentan en la Tabla 4.1. Por debajo de la profundidad excavada, y hasta los 2 m, se encuentra el horizonte Cck2 cuyas características fueron extraídas de INTA (1992).



Figura 4.1.: A) Excavación y recolección de muestras de suelo para la determinación de las propiedades texturales de los horizontes. B) Determinación en laboratorio de las propiedades texturales de cada horizonte mediante el método de Bouyoucos (1927).

El perfil exhibió un porcentaje de arena superior al 10% en los primeros horizontes, disminuyendo drásticamente a partir de los 37 cm de profundidad presentando un valor promedio de 5,7% entre los 37 y 200 cm.

Tabla 4.1.: Propiedades texturales de los horizontes identificados

Horizonte	Profundidad (cm)	Arena	Limo	Arcilla	ρ_b (g cm ⁻³)	ρ_s	ϕ (%)	θ_{cc} (%)	θ_{pmp} (%)
O	0 - 5	15,3	36,6	48,1	0,65	-	-	28,0	14,0
Ap	5 - 26	17,7	55,1	27,2	1,45	2,56	43,6	27,5	13,6
BA	26 - 37	13	51,3	35,7	1,51	2,47	39,0	30,2	15,8
Bt1	37 - 55	4,9	39,5	55,5	1,54	2,55	39,7	35,3	19,6
Bt2	55 - 84	5,5	36,5	58,0	1,58	2,54	37,9	34,5	19,2
BC	84 - 106	6,1	44,1	49,8	1,50	2,56	41,4	32,2	17,8
C1	106 - 130	5,4	46,6	48,0	1,44	2,39	39,9	29,9	16,1
Cck2	130 - 200	6,5	56,9	36,6	1,44	2,50	42,6	29,9	16,1

El contenido de limo registró valores superiores al 50 % entre los 5 y 37 cm de profundidad, llegando a 56,9 % entre 130 y 200 cm en el horizonte Cck2, que representaría el material loésico típico de la llanura pampeana (Figura 4.2). La fracción de arcilla fue mínima en el horizonte eluvial Ap, alcanzando su máximo valor entre los 37 y 84 cm en el horizonte Bt2 donde además, se observan los valores más elevados respecto al almacenamiento de agua a capacidad de campo y punto de marchitez, resaltados en negrita en la Tabla 4.1. Una característica importante del perfil es que desde los 37 cm de profundidad hacia abajo la suma de los porcentajes de limo y arcilla se mantuvo en el orden del 95%, lo que pone en evidencia la presencia de un suelo pesado y denso. Esta característica también se manifiesta en la densidad aparente, cuya magnitud fue en aumento con la profundidad entre la superficie y los 84 cm, asociada directamente al incremento de la fracción arcilla del perfil. Sin embargo, tal como se aprecia en la Figura 4.2, se mantuvo constante en alrededor de 1,5 g cm⁻³ a mayor profundidad, en consonancia con el leve aumento del porcentaje de arena.

De la exploración in-situ del perfil, se observó que entre los 37 y 84 cm el suelo se torna casi

impenetrable al acceso con herramientas en seco, con valores de porosidad promedio en el orden de 38,8%. De manera inversa, es en este espesor donde el suelo presentó mayor contenido de agua tanto a CC como en el PMP, lo que demuestra su enorme capacidad de retener agua.

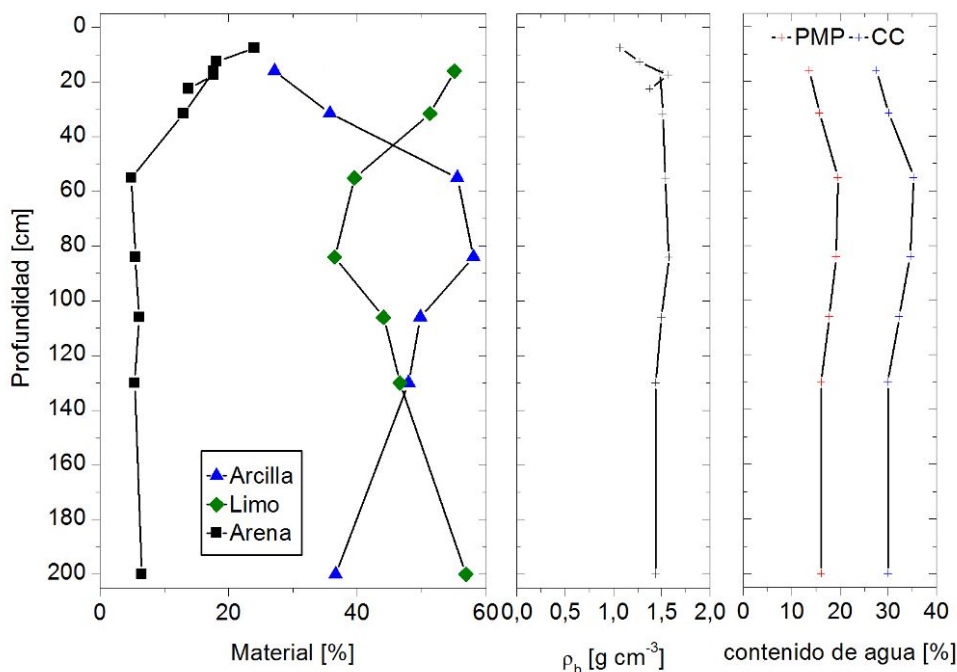


Figura 4.2.: Composición textural del perfil de suelo, densidad aparente y contenido de agua a capacidad de campo y punto de marchitez permanente.

Cabe señalar que el horizonte Bt2 es particularmente relevante para la dinámica del flujo de agua debido a su elevado contenido de arcilla, que puede limitar el desarrollo de raíces y el movimiento de agua/solutos dentro de la matriz del suelo entre los horizontes superiores e inferiores del perfil. Sin embargo, en este tipo de texturas pueden generarse grietas y fisuras que favorecen el desarrollo de vías de flujo preferente.

4.2. Condiciones climáticas

Como se explica más adelante, el estado energético del agua en el suelo medido a través de su potencial, está directamente influenciado por forzantes meteorológicos como la precipitación y la temperatura, además de la estructura, la textura del suelo y el estado de la vegetación. En consecuencia, es necesario caracterizar las variables meteorológicas para luego comprender la respuesta del suelo ante cada evento de precipitación. Como se aprecia en la [Figura 4.3](#) superior, el periodo de monitoreo comprendió casi tres estaciones lluviosas, con lluvias diarias de variada intensidad registradas en el pluviógrafo instalado en el FL. Si se compara la serie de precipitación mensual con la precipitación media mensual de la serie normal 1984-2013 ([Figura 4.3](#) inferior), se observa que en el años 2012 solo los meses de febrero, marzo, agosto, octubre y diciembre se posicionaron por encima de la media de los últimos treinta años en un 41,2%, 32,6%, 57%, 143% y 36%, respectivamente, mientras que en 2013 sólo el mes de mayo y noviembre superaron la media en 83,7% y 206%, respectivamente.

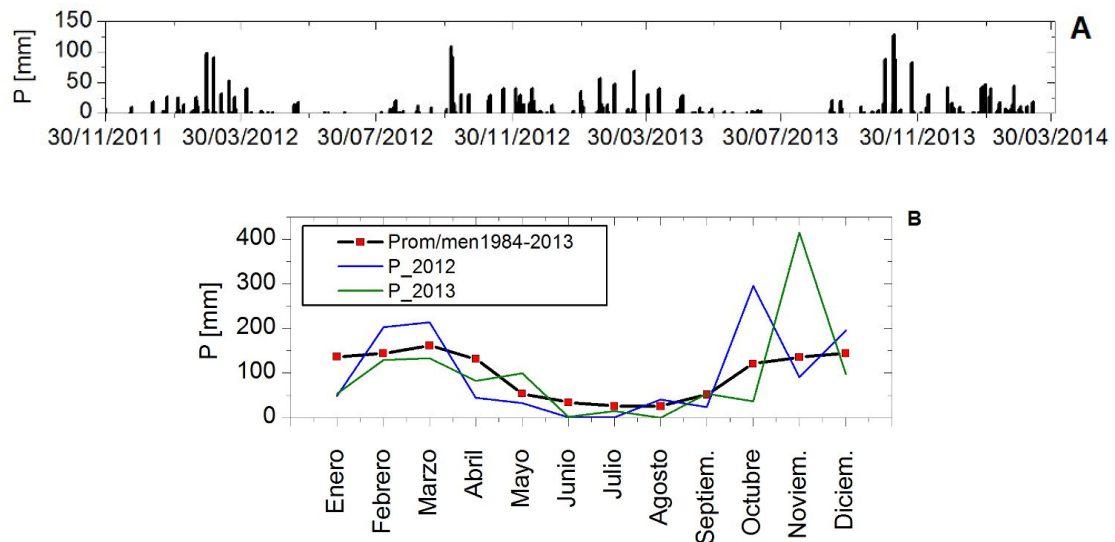


Figura 4.3.: Precipitación (P) mensual y diaria observada en el área de estudio. A) Registro diario. B) Comparación entre el promedio mensual de precipitación de los últimos 30 años (1984-2013) y las correspondientes a los años 2012 y 2013.

4.3. Potencial matricial del suelo

Como se explicó anteriormente, dado que las condiciones en el plot B y C eran frecuentemente cercanas a la saturación, sólo se registró el potencial matricial del suelo (PM) en el plot A a 30 cm, 60 cm y 100 cm de profundidad. El sensor colocado en esta última profundidad se instaló el 29-08-2012, 274 días después de los dos primeros, situación que se evidencia en la [Figura 4.4](#), que presenta los valores de PM (en valor absoluto) registrados durante todo el período investigado. En la misma figura se incluyen los registros diarios de temperatura del suelo (T_s) y precipitación (P) a fin de facilitar la identificación de los patrones temporales de la dinámica del flujo de agua en el perfil. Los resultados indicaron una respuesta coherente de los tres sensores, consistente con las condiciones meteorológicas y la profundidad a la que se encuentran. Los valores observados de PM iguales a 200 KPa se corresponden con el valor límite de registro del sensor.

El registro de PM revela la dependencia de esta variable de los fenómenos meteorológicos que actúan sobre la superficie del terreno. Asimismo se evidencia la influencia de las características texturales y estructurales a diferentes profundidades, con patrones similares (aunque magnitudes diferentes) a 30 y 60 cm, y una clara diferencia a 100 cm de profundidad. Inmediatamente después de la instalación de los sensores más superficiales¹, se observan fuertes oscilaciones, entre 0 y 200 KPa, indicativo de la búsqueda de equilibrio entre los sensores y el suelo, debido al bajo contenido de humedad antecedente que presentaba el perfil y que continuó hasta el mes de enero de 2012, como se observa en la [Figura 4.4](#). Las lluvias de noviembre - diciembre de 2011 y enero de 2012 estuvieron por debajo de lo normal, aumentando notablemente durante febrero y marzo de 2012, causando el rápido humedecimiento del perfil. El PM a 30 cm y 60 cm alcanzó valores cercanos a cero, indicando saturación de ese espesor, condiciones estas que paulatinamente desaparecieron con

¹La instalación de los sensores Watermark® precisa realizarse en estado de saturación, debiendo someterlos a un ciclo de humedecimiento y secado continuo por 48 hs antes de su ubicación en campo, según lo aconseja el fabricante: Spectrum Technologies, Inc.

el arribo de la estación seca hacia principios del mes de abril.

Como se aprecia en la [Figura 4.4](#), durante esta estación cesan las precipitaciones, la temperatura de la superficie del suelo (T_s) disminuye en consonancia con la disminución de la temperatura del aire, y la tasa de evaporación/evapotranspiración se reduce debido a que la vegetación superficial ya se ha marchitado. Si bien se observa un marcado descenso en los valores de PM, el suelo logra conservar un cierto tenor de humedad con una tensión de 100 KPa para los 30 cm y 160 KPa para los 60 cm de profundidad.

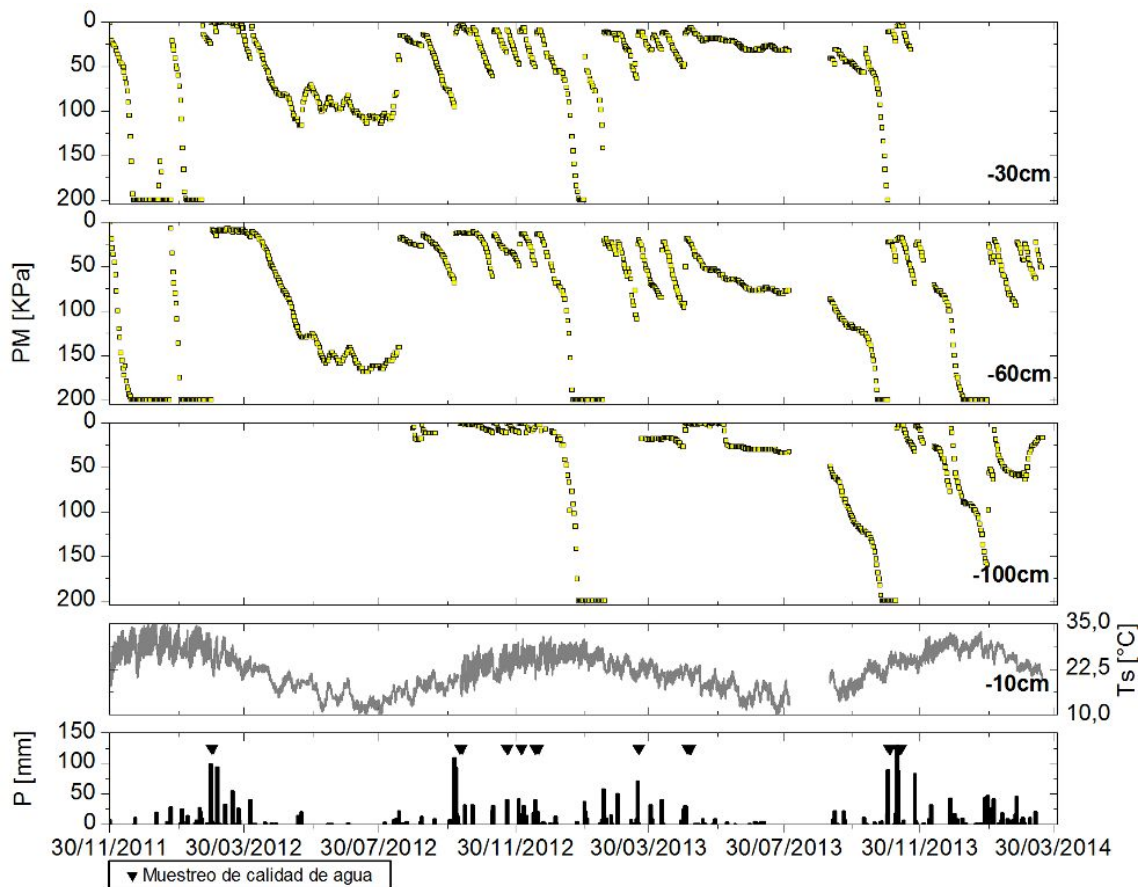


Figura 4.4.: Plot A: Potencial matricial (en valor absoluto) del suelo a 30, 60 y 100 cm de profundidad (arriba), temperatura del suelo a 10 cm de profundidad (centro) y precipitación (abajo).

La respuesta a las primeras lluvias de agosto de 2012 se observa claramente en la figura. El PM registrado reduce rápidamente su magnitud, poniendo de manifiesto nuevamente el estado de saturación provocado por las precipitaciones sucedidas entre el 12-08-2012 y el 24-08-2012 que sumaron un total de 39 mm, suficiente para humedecer el suelo, al menos hasta los 60 cm. La instalación del sensor a 100 cm el 29-08-2012 mostró también condiciones de saturación. En este periodo lluvioso, que comienza en agosto/septiembre de 2012 y se extiende hasta abril de 2013, el PM mostró una rápida respuesta del suelo a la precipitación, seguida de un secado constante favorecido por las altas temperaturas del verano y la extracción de agua por la vegetación, conformando una sucesión de eventos de humedecimiento/secado hasta finales de abril de 2013. Notablemente, el sensor a 100 cm indica que ese horizonte se mantuvo humedecido, sin las fluctuaciones reportadas por los sensores menos profundos.

A partir del mes de mayo de 2013 comienza un proceso sostenido de secado del suelo, primero a una tasa reducida, proceso que se aceleró a partir del 01-09-2013. Las primeras lluvias de la estación lluviosa 2013/2014 no fueron suficientes para producir una reducción de PM, esto es el humedecimiento del perfil, hasta que sobrevinieron tres eventos de precipitación de entre 80 y 120 mm cada uno que revirtieron el proceso de secado y llevaron el suelo hasta la saturación en las tres profundidades observadas.

Notablemente, los sensores a 60 cm y 100 cm respondieron de manera similar al sensor de la capa superficial, con marcadas fluctuaciones. También es de hacer notar la diferencia de respuesta del sensor a 100 cm con respecto a la estación lluviosa anterior en la que se mantuvo siempre cercano a saturación. El sensor a 30 cm dejó de registrar debido a que las tareas de limpieza llevadas a cabo por personal del FL alrededor de las laguna cortó el cable de conexión al datalogger.

Los procesos de humedecimiento y secado controlaron el estado de humedad del suelo en torno a los 60 cm mientras que a 100 cm el PM indica una extraordinaria capacidad de retención de agua que solo se ve afectada cuando sobrevienen periodos de pérdida extrema de humedad, coincidentes con el verano. No obstante, es posible observar también la influencia de la vegetación. El sorgo de halepo comienza a brotar a partir de setiembre/octubre de cada año y finaliza su ciclo en el invierno (Figura 4.5). Por ello, las primeras lluvias después del invierno encontraron el suelo desnudo en el sitio de monitoreo, favoreciendo la humectación del perfil, retrasada con la profundidad.



Figura 4.5.: Izquierda: plot A con vegetación en estado de madurez - campaña del día 19-02-2013. Derecha: plot A con vegetación en estado de marchitez - campaña del día 03-07-2013.

La dinámica observada en los valores de PM a 100 cm durante los periodos de secado extremo sugieren la posibilidad de agrietamiento de los horizontes superiores y el posterior movimiento de agua utilizando caminos preferenciales. Es factible también que luego de la estación seca, y de acuerdo al elevado contenido de finos de los horizontes por encima y en los 100 cm, la rápida respuesta del sensor pueda ser debida a los elevados gradientes de potencial matricial que facilitaron el movimiento vertical del agua, situación que no se vio en estaciones anteriores, mostrando la dinámica cambiante a la que se haya sometido el suelo.

A los fines de tipificar el comportamiento del suelo estudiado durante los períodos de secado, se construyó la Figura 4.6, que muestra el aumento temporal del PM para todos los períodos de secado identificados en los registros a 30, 60 y 100 cm de profundidad. La pendiente de las curvas es indicativa de la tasa de secado del suelo. Todas las curvas se graficaron independientemente de la fecha en la que se produjeron, es decir, todas comienzan en el tiempo cero, día en que comienza el

secado del suelo, y finalizan en el tiempo en que se revierte el proceso producto de la llegada de un frente de humedad al sensor provocado por una precipitación, resultando así en tiempos diferentes de secado para cada una de ellas. En este sentido se destaca que los períodos más prolongados de secado no siempre ocurren durante el invierno (cuando las precipitaciones presentan menor intensidad y duración), sino que una combinación de escasa precipitación y muy altas temperaturas durante el verano, puede producir un comportamiento similar, como se aprecia a 30 cm con las curvas marcadas con las fechas 06-04-2012 (comienzo de la estación seca) y 22-12-2012 (comienzo del verano). Estos dos períodos de secado del suelo también se manifiestan a 60 cm. A 100 cm estos no pudieron registrarse por la instalación tardía del sensor.

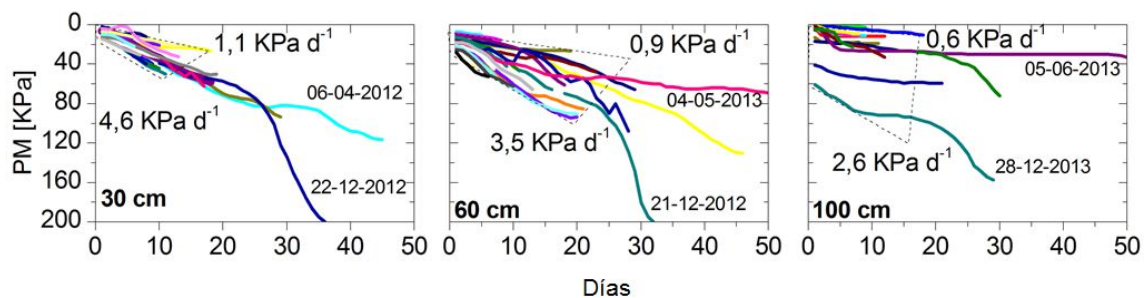


Figura 4.6.: Tasas de secado del suelo a distintas profundidades.

Para cada profundidad se trazaron rectas envolventes de las curvas de secado, como lo ilustran las líneas punteadas de la [Figura 4.6](#). Se aprecia que la tasa de variación del potencial, dada por la pendiente de las rectas envolventes, fluctuó entre 1,1 y 4,6 KPa d⁻¹ a 30 cm, entre 0,9 y 3,5 KPa d⁻¹ a 60 cm y entre 0,6 y 2,6 KPa d⁻¹ a 100 cm, correspondientes a una pérdida promedio de agua de 0,005 cm³cm⁻³d⁻¹, 0,0025 cm³cm⁻³d⁻¹ y 0,0015 cm³ cm⁻³d⁻¹, respectivamente, si se utiliza la expresión de Van Genuchten ([Ecuación 2.5](#)) con los parámetros anteriormente mencionados.

El análisis de la [Figura 4.6](#) vuelve a poner en evidencia los rasgos del comportamiento hidrodinámico del agua en el suelo ya descritos. El suelo se comporta de manera similar a 30 y 60 cm, aunque se observa mayor variabilidad a 60 cm, posiblemente por efecto de la textura/estructura del suelo. La tasa de secado disminuye su magnitud con la profundidad. Es evidente la retención de agua a mayor profundidad como lo evidencian las curvas de muy baja pendiente, casi horizontales al final de los períodos de secado, a 100 cm.

4.4. Composición físico-química de la solución del suelo

En el gráfico de precipitación de la [Figura 4.4](#) se han marcado los nueve eventos de precipitación que fueron monitoreados en campo. El número de muestras y la profundidad a la que pudieron extraerse fue variable dependiendo de las condiciones de potencial matricial antecedentes al evento de precipitación y al monto precipitado. En algunos casos, el muestreo fue sólo de un día, mientras que en otros como del 18 al 21 de diciembre 2012, 4 al 7 de mayo de 2013 y 10 al 13 de noviembre de 2013 se pudieron recolectar muestras durante cuatro días consecutivos. Mediante el procedimiento explicado en el Capítulo 3, se extrajeron y analizaron in situ y en laboratorio 160 muestras,

distribuidas por plot y profundidad según se muestra en la [Tabla 4.2](#). En el plot A se observa la disminución del número de muestras con la profundidad, debido a la mayor succión registrada a 100 cm. Por el contrario, en el plot B y C la obtención de muestras fue menos dificultosa casi en todo el perfil debido a las condiciones de cuasi saturación, lo que favoreció el rápido ingreso de agua a los lisímetros una vez que eran puestos en succión. El plot C se instrumentó en último término, por ello el número de muestras es menor. La [Figura 4.7](#) muestra la operación de extracción de la solución del suelo con la jeringa.

Tabla 4.2.: Número de muestras extraídas distribuidas por sitio de monitoreo y profundidad.

Profundidad [cm]	plot A	plot B	plot C	total
30	19	23	10	52
60	14	25	11	50
75	13	-	7	20
100	9	16	13	28
total	54	64	42	160



Figura 4.7.: Extracción de la solución del suelo con jeringa en el plot B después de 24 hs. de aplicación de succión al lisímetro.

El análisis de la solución del suelo se focalizó en identificar: 1) diferencias en la variación de parámetros con la profundidad entre los plots A, B, C en relación a procesos hidrológicos superficiales y lavado de material de corrales asociado, 2) cambios estacionales de los parámetros, y 3) cambios en la distribución de los parámetros físico-químicos en respuesta a eventos puntuales de precipitación.

Las diferencias en la composición físico-química de la solución del suelo extraída en cada sitio de monitoreo a diferentes profundidades se presentan en la [Figura 4.8](#). En cada uno de los gráficos que componen la figura se presenta el conjunto de datos obtenidos para cada variable y profundidad en formato de caja cuyo centro representa el valor medio, los límites de la caja el desvío estandar y las cruces el valor mínimo y máximo observado. Este abordaje estadístico permite relacionar el grado de afectación que producen tanto el encharcamiento de agua de lavado de corrales como el desborde de líquidos residuales de lagunas de retención sobre el suelo de los sitios de monitoreo.

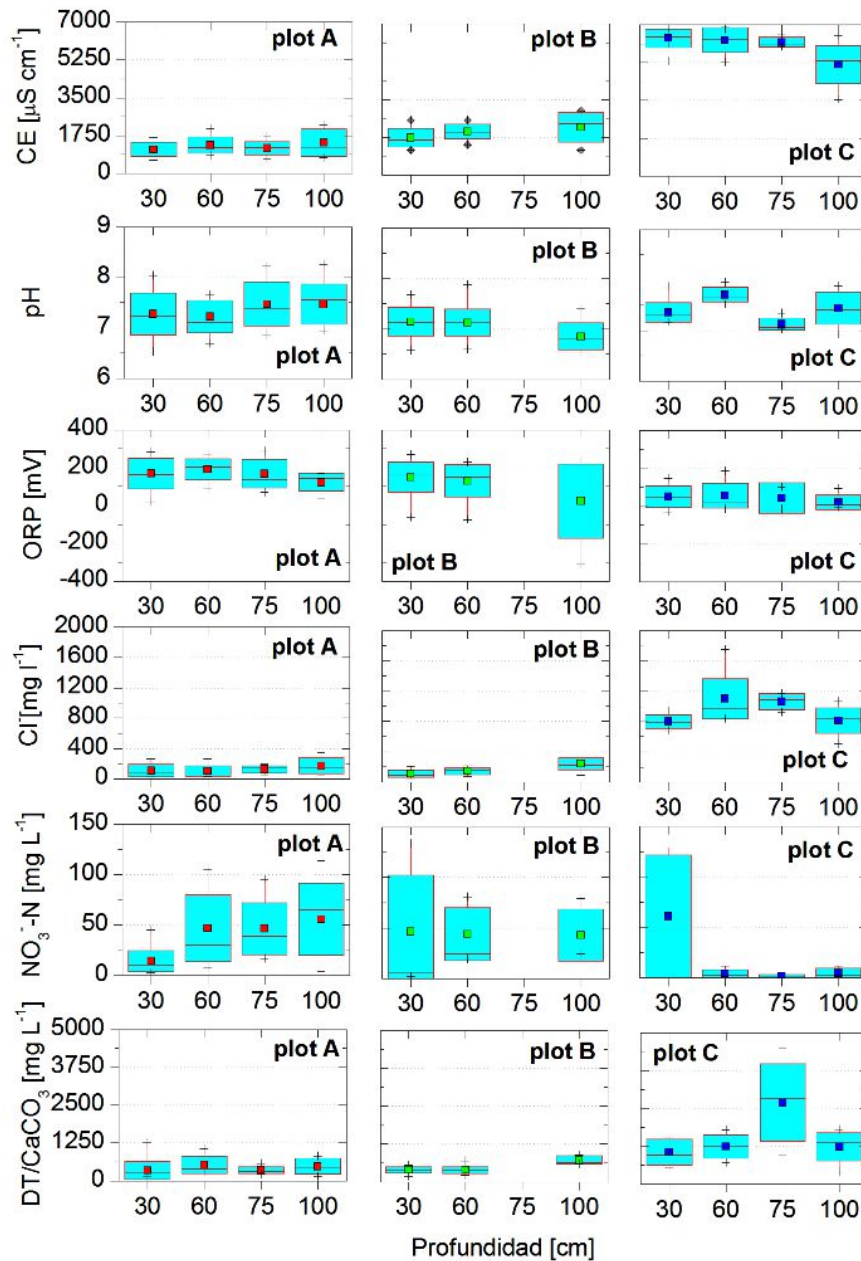


Figura 4.8.: Comparación de las variables básicas de calidad de la solución del suelo de cada sitio de monitoreo.

4.4.1. Variación espacial de los parámetros físico-químicos y su relación con condiciones ambientales del suelo

En el plot A la conductividad eléctrica-CE mostró valores medios por debajo de 1500 S cm^{-1} para todas las profundidades, con una dispersión mayor a 100 cm respecto de las otras profundidades (Figura 4.8). En el plot B, los valores de CE presentaron una tendencia ascendente con la profundidad con valores medios de 1700 y 2200 S cm^{-1} . Por el contrario, los valores observados en el plot C indicaron un descenso con la profundidad, pero con valores medios en el rango de 5100 a 6350 S cm^{-1} .

El pH en el plot A mostró cierta dispersión de los datos que se relaciona claramente con la dinámica

temporal de un suelo no saturado afectado por forzantes meteorológicos. En cambio, el pH del plot B y C presentó una dispersión menor, lo que indicaría la permanencia de condiciones de humedad cuasi-constantes, en este caso cercanas a la saturación. Son variados los procesos y/o factores que pueden afectar el pH del suelo incluyendo los pequeños cambios producidos por la técnica de extracción de la solución del suelo elegida. Por ello, los valores de pH, potencial redox (ORP) y dureza total (DT) son comentados en forma general. En el plot A no es posible identificar procesos químicos o reacciones predominantes que marquen un claro cambio del pH con la profundidad, sin embargo es posible identificar un aumento del valor entre 75 y 100 cm de profundidad. Un comportamiento más heterogéneo aún se observa en el plot C, mientras que en el plot B tiende a disminuir con la profundidad por debajo de la neutralidad en términos de media y desvío.

El potencial redox de la solución del suelo, el cual determina su capacidad reductora u oxidante, se encuentra estrechamente relacionado con la aireación del perfil y el pH; ambos condicionantes de la actividad microbiana. No obstante, el contenido de materia orgánica del suelo conforma el principal agente reductor. Valores positivos del potencial de ORP podrían indicar condiciones oxidantes como la observada en el plot A para todas las profundidades, asegurando nuevamente la no saturación del perfil del suelo. La reducción del pH con la profundidad en el plot B arrojó valores medios de ORP cercanos a cero y hasta negativos, con mínimos del orden de -300 mV en algunas de las campañas. Esta condición lo posicionan como un ambiente reductor que está íntimamente relacionado a los encharcamientos constantes en superficie y el aporte de materia orgánica en abundancia. El plot C se mantuvo con valores medios de ORP que fluctuaron entre 0 y 100 mV. Del conocimiento de la dinámica del sitio, es posible inferir el comportamiento similar en relación al ORP para los plots B y C, con una dispersión menor en este último.

En términos medios, tanto la concentración de Cl^- como de NO_3^- -N mostró un aumento con la profundidad en el plot A. El comportamiento particular del Cl^- en este perfil estaría indicando un flujo vertical predominante que se observa también en el plot B aunque con menor dispersión en todas las profundidades comparado con el plot A. En el plot A, el nitrato mostró mayor variabilidad a partir de los 60 cm y por debajo de esta profundidad, mientras que en el plot B la mayor variabilidad se produjo a los 30 cm. Un comportamiento similar presentó el plot C, reduciendo la concentración de NO_3^- -N a valores menores de 20 mg l^{-1} por debajo de los 30 cm de profundidad. Si se relaciona el comportamiento del NO_3^- -N con el ORP, los datos indican que las condiciones reductoras observadas tanto en el plot B como en el plot C no favorecen los procesos de nitrificación en profundidad debido a la existencia de condiciones saturadas. Contrariamente, en la superficie, la alternancia entre estadios de saturación y secado impulsan la oxidación de amonio y el aumento de la concentración de nitratos.

En el plot A, la DT ($[\text{Ca}^{+2}] + [\text{Mg}^{+2}]$) evaluada como concentración de CaCO_3 , mostró un comportamiento homogéneo con la profundidad en términos de media y desvío, con máximos de 1250 mg l^{-1} a 30 cm y 1068 mg l^{-1} a 60 cm. En el plot B se observa una tendencia al aumento con la profundidad, sin embargo en términos de media y desvío el comportamiento fue similar al del plot A. No obstante, del mismo modo que el Cl^- y la CE, la DT en el plot C superó 3 veces la concentración medida en los plots A y B. Esta comparación fue realizada también por [Elliott et al. \(1976\)](#), quienes demostraron que la solución del suelo proveniente de un FL superó 4 veces la concentración de Ca^{+2} y Mg^{+2} respecto de un campo sembrado.

Habiendo realizado un análisis global de cada sitio de monitoreo es posible identificar y caracterizar patrones de comportamiento, focalizando el análisis en ventanas espacio-temporales particulares. Factores externos como la topografía, las condiciones climáticas (temperatura y precipitación) y las propiedades físicas del suelo parecen impactar en la química de la solución del suelo de cada sitio de monitoreo. De esta manera, el plot A permaneció en condiciones no saturadas durante todo el período de estudio, mientras que el plot B y el plot C mantuvieron condiciones saturadas por periodos prolongados luego de los eventos de precipitación monitoreados. Además, el encharcamiento en superficie del plot B y plot C puso de manifiesto las diferencias topográficas a escala local entre los sitios, que favorecieron la permanencia de estas condiciones y que a su vez diferenciaron la composición química del agua.

4.4.2. Impacto de las condiciones de humedad del suelo sobre las muestras de solución

La tabla de la [Figura 4.9](#) incluye los resultados de los análisis de las muestras de la solución del suelo del plot A para todas las campañas realizadas, resultados que fueron graficados en función del tiempo en la [Figura 4.10](#) para mejor visualización e identificación de procesos/patrones. De igual manera, la tabla de la [Figura 4.11](#) incluye los resultados de los análisis de las muestras de la solución del suelo del plot B, resultados que fueron graficados en la [Figura 4.12](#). Finalmente, la tabla de la [Figura 4.13](#) incluye los resultados de los análisis de las muestras de la solución del suelo del plot C y la [Figura 4.14](#) muestra la información gráficamente.

Sólido residuo	Parámetro	Fruto de manzana																
		110507	110508	110509	110510	110511	110512	110513	110514	110515	110516	110517	110518	110519	110520	110521	110522	110523
300	CE	1000,0	770,0	1000,0	1000,0	1000,0	1000,0	1000,0	1000,0	1000,0	1000,0	1000,0	1000,0	1000,0	1000,0	1000,0	1000,0	1000,0
60	TDS	600,0	770,0	600,0	600,0	600,0	600,0	600,0	600,0	600,0	600,0	600,0	600,0	600,0	600,0	600,0	600,0	600,0
75	MOON	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
100	OT	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
20	Cálculo	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0
60		60,0	60,0	60,0	60,0	60,0	60,0	60,0	60,0	60,0	60,0	60,0	60,0	60,0	60,0	60,0	60,0	60,0
75	OT	75,0	75,0	75,0	75,0	75,0	75,0	75,0	75,0	75,0	75,0	75,0	75,0	75,0	75,0	75,0	75,0	75,0
100	OT	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
20	OT	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0
60		60,0	60,0	60,0	60,0	60,0	60,0	60,0	60,0	60,0	60,0	60,0	60,0	60,0	60,0	60,0	60,0	60,0
75	OT	75,0	75,0	75,0	75,0	75,0	75,0	75,0	75,0	75,0	75,0	75,0	75,0	75,0	75,0	75,0	75,0	75,0
100	OT	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0
20	OT	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0	20,0
60		60,0	60,0	60,0	60,0	60,0	60,0	60,0	60,0	60,0	60,0	60,0	60,0	60,0	60,0	60,0	60,0	60,0
75	OT	75,0	75,0	75,0	75,0	75,0	75,0	75,0	75,0	75,0	75,0	75,0	75,0	75,0	75,0	75,0	75,0	75,0
100	OT	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

Figura 4.9.: Resultados de la composición química de la solución del suelo colectada durante el desarrollo del estudio en el plot A.

4.4 Composición físico-química de la solución del suelo

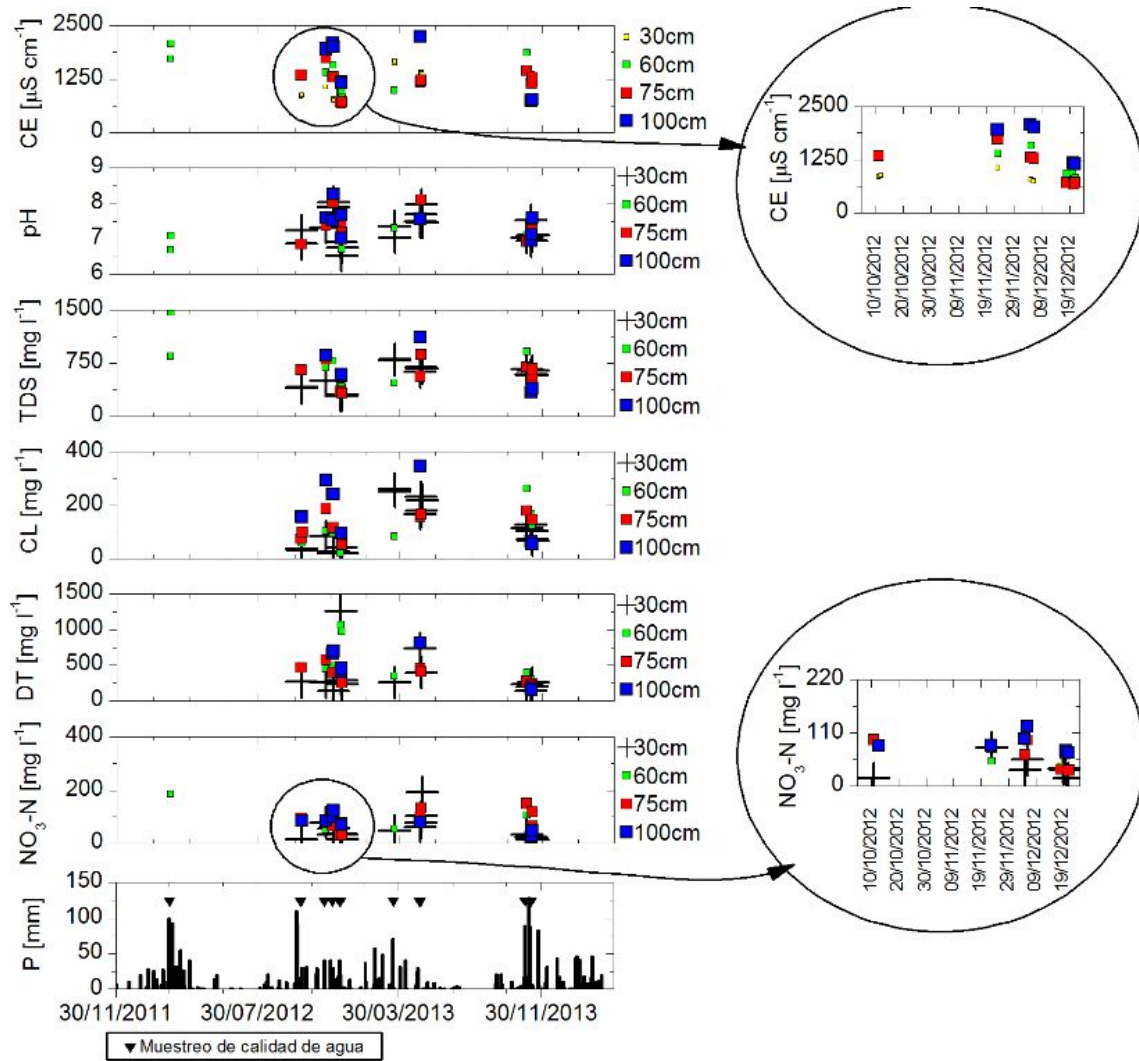


Figura 4.10.: Evolución temporal de los parámetros físico-químicos a diferentes profundidades en el plot A.

S. No.		Profundidad		Temperatura		Humedad		pH		pH		pH		pH		pH	
cm	cm	cm	cm	cm	cm	cm	cm	cm	cm	cm	cm	cm	cm	cm	cm	cm	cm
30	90	150	210	270	330	390	450	510	570	630	690	750	810	870	930	990	1050
100	160	220	280	340	400	460	520	580	640	700	760	820	880	940	1000	1060	1120
120	180	240	300	360	420	480	540	600	660	720	780	840	900	960	1020	1080	1140
140	200	260	320	380	440	500	560	620	680	740	800	860	920	980	1040	1100	1160
160	220	280	340	400	460	520	580	640	700	760	820	880	940	1000	1060	1120	1180
180	240	300	360	420	480	540	600	660	720	780	840	900	960	1020	1080	1140	1200
200	260	320	380	440	500	560	620	680	740	800	860	920	980	1040	1100	1160	1220
220	280	340	400	460	520	580	640	700	760	820	880	940	1000	1060	1120	1180	1240
240	300	360	420	480	540	600	660	720	780	840	900	960	1020	1080	1140	1200	1260
260	320	380	440	500	560	620	680	740	800	860	920	980	1040	1100	1160	1220	1280
280	340	400	460	520	580	640	700	760	820	880	940	1000	1060	1120	1180	1240	1300
300	360	420	480	540	600	660	720	780	840	900	960	1020	1080	1140	1200	1260	1320
320	380	440	500	560	620	680	740	800	860	920	980	1040	1100	1160	1220	1280	1340
340	400	460	520	580	640	700	760	820	880	940	1000	1060	1120	1180	1240	1300	1360
360	420	480	540	600	660	720	780	840	900	960	1020	1080	1140	1200	1260	1320	1380
380	440	500	560	620	680	740	800	860	920	980	1040	1100	1160	1220	1280	1340	1400
400	460	520	580	640	700	760	820	880	940	1000	1060	1120	1180	1240	1300	1360	1420
420	480	540	600	660	720	780	840	900	960	1020	1080	1140	1200	1260	1320	1380	1440
440	500	560	620	680	740	800	860	920	980	1040	1100	1160	1220	1280	1340	1400	1460
460	520	580	640	700	760	820	880	940	1000	1060	1120	1180	1240	1300	1360	1420	1480
480	540	600	660	720	780	840	900	960	1020	1080	1140	1200	1260	1320	1380	1440	1500
500	560	620	680	740	800	860	920	980	1040	1100	1160	1220	1280	1340	1400	1460	1520
520	580	640	700	760	820	880	940	1000	1060	1120	1180	1240	1300	1360	1420	1480	1540
540	600	660	720	780	840	900	960	1020	1080	1140	1200	1260	1320	1380	1440	1500	1560
560	620	680	740	800	860	920	980	1040	1100	1160	1220	1280	1340	1400	1460	1520	1580
580	640	700	760	820	880	940	1000	1060	1120	1180	1240	1300	1360	1420	1480	1540	1600
600	660	720	780	840	900	960	1020	1080	1140	1200	1260	1320	1380	1440	1500	1560	1620
620	680	740	800	860	920	980	1040	1100	1160	1220	1280	1340	1400	1460	1520	1580	1640
640	700	760	820	880	940	1000	1060	1120	1180	1240	1300	1360	1420	1480	1540	1600	1660
660	720	780	840	900	960	1020	1080	1140	1200	1260	1320	1380	1440	1500	1560	1620	1680
680	740	800	860	920	980	1040	1100	1160	1220	1280	1340	1400	1460	1520	1580	1640	1700
700	760	820	880	940	1000	1060	1120	1180	1240	1300	1360	1420	1480	1540	1600	1660	1720
720	780	840	900	960	1020	1080	1140	1200	1260	1320	1380	1440	1500	1560	1620	1680	1740
740	800	860	920	980	1040	1100	1160	1220	1280	1340	1400	1460	1520	1580	1640	1700	1760
760	820	880	940	1000	1060	1120	1180	1240	1300	1360	1420	1480	1540	1600	1660	1720	1780
780	840	900	960	1020	1080	1140	1200	1260	1320	1380	1440	1500	1560	1620	1680	1740	1800
800	860	920	980	1040	1100	1160	1220	1280	1340	1400	1460	1520	1580	1640	1700	1760	1820
820	880	940	1000	1060	1120	1180	1240	1300	1360	1420	1480	1540	1600	1660	1720	1780	1840
840	900	960	1020	1080	1140	1200	1260	1320	1380	1440	1500	1560	1620	1680	1740	1800	1860
860	920	980	1040	1100	1160	1220	1280	1340	1400	1460	1520	1580	1640	1700	1760	1820	1880
880	940	1000	1060	1120	1180	1240	1300	1360	1420	1480	1540	1600	1660	1720	1780	1840	1900
900	960	1020	1080	1140	1200	1260	1320	1380	1440	1500	1560	1620	1680	1740	1800	1860	1920
920	980	1040	1100	1160	1220	1280	1340	1400	1460	1520	1580	1640	1700	1760	1820	1880	1940
940	1000	1060	1120	1180	1240	1300	1360	1420	1480	1540	1600	1660	1720	1780	1840	1900	1960
960	1020	1080	1140	1200	1260	1320	1380	1440	1500	1560	1620	1680	1740	1800	1860	1920	1980
980	1040	1100	1160	1220	1280	1340	1400	1460	1520	1580	1640	1700	1760	1820	1880	1940	2000
1000	1060	1120	1180	1240	1300	1360	1420	1480	1540	1600	1660	1720	1780	1840	1900	1960	2020

Figura 4.1.1.: Resultados de la composición química de la solución del suelo colectada durante el desarrollo del estudio en el plot B.

4.4 Composición físico-química de la solución del suelo

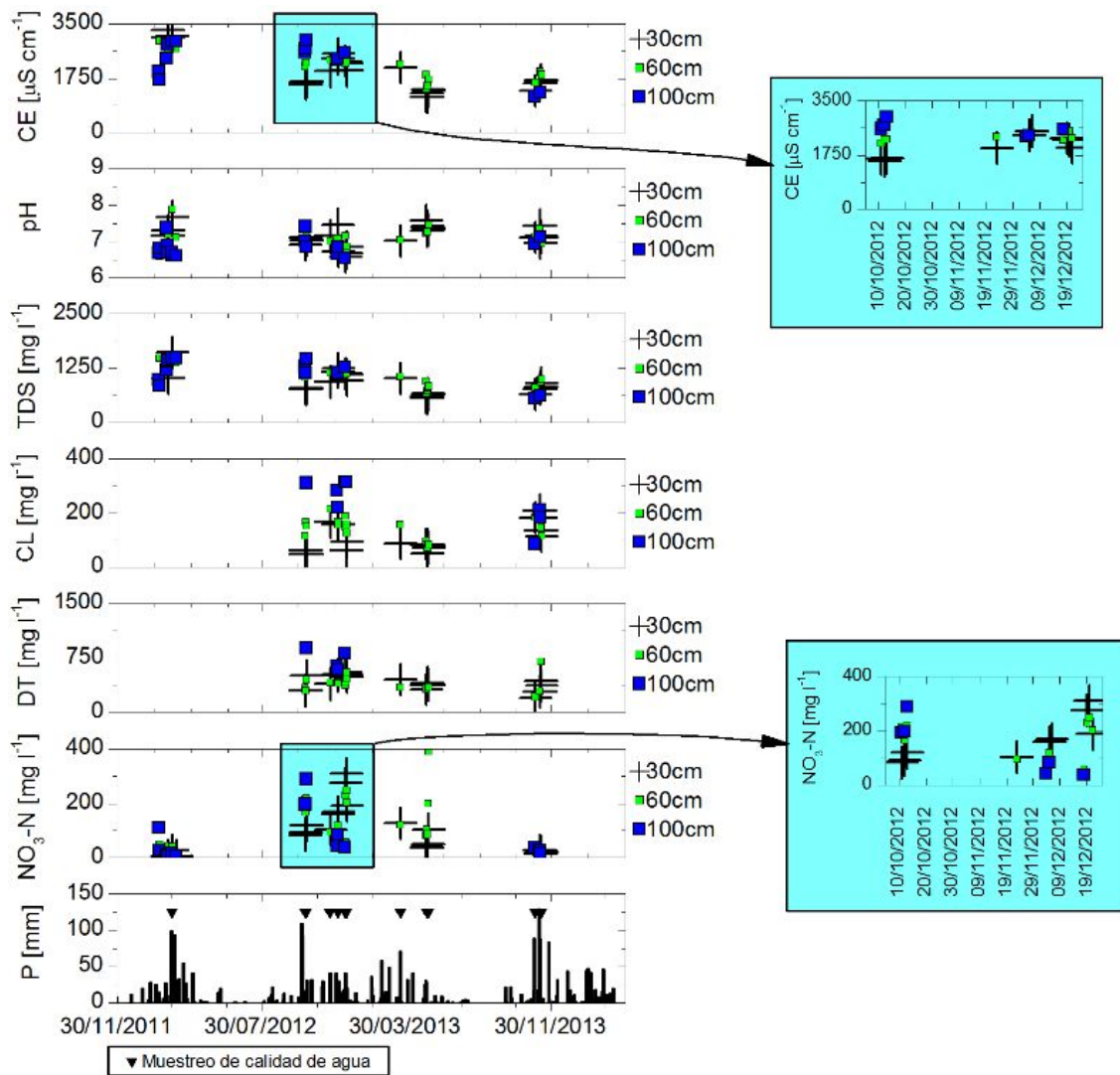


Figura 4.12.: Evolución temporal de los parámetros físico-químicos a diferentes profundidades en el plot B.

Sitio de muestreo	Parámetros	[cm]	Precipitación [cm]	Fecha de muestreo																
				13/10/2012	13/10/2012	23/11/2012	04/12/2012	08/12/2012	21/02/2013	03/03/2013	03/03/2013	04/03/2013	05/03/2013	06/03/2013	07/03/2013					
plot C	CE	100	6000.0	6000.0	8000.0	6810.0	6430.0	6430.0	6430.0	6550.0	8210.0	8500.0	8500.0	5470.0	5470.0	6700.0	6550.0	6250.0	5280.0	
		75	6110.0	6340.0	6030.0	6080.0	6080.0	6070.0	6080.0	6070.0	6080.0	6030.0	6030.0	6030.0	5940.0	5940.0	5080.0	5000.0	5000.0	5280.0
	pH	100	6000.0	6080.0	6430.0	6430.0	6430.0	6430.0	6430.0	6430.0	6430.0	6430.0	6430.0	6430.0	6430.0	6430.0	6430.0	6430.0	6430.0	6430.0
		75	6000.0	6080.0	6430.0	6430.0	6430.0	6430.0	6430.0	6430.0	6430.0	6430.0	6430.0	6430.0	6430.0	6430.0	6430.0	6430.0	6430.0	6430.0
	TDS	100	7.4	7.4	7.0	7.2	7.3	6.0	6.4	6.4	6.8	6.8	6.8	6.8	6.8	6.8	6.8	6.8	6.8	6.8
		75	7.4	7.4	7.0	7.2	7.3	6.0	6.4	6.4	6.8	6.8	6.8	6.8	6.8	6.8	6.8	6.8	6.8	6.8
	NO3-N	100	3100.0	2070.0	1330.0	1700.0	1700.0	2800.0	3830.0	3870.0	3870.0	3870.0	3870.0	3870.0	3870.0	3870.0	3870.0	3870.0	3870.0	3870.0
		75	3100.0	2070.0	1330.0	1700.0	1700.0	2800.0	3830.0	3870.0	3870.0	3870.0	3870.0	3870.0	3870.0	3870.0	3870.0	3870.0	3870.0	3870.0
	DT	100	251.19	223.94	33.4	16.21	29.76	12.10	3.40	3.40	3.40	3.40	3.40	3.40	3.40	3.40	3.40	3.40	3.40	3.40
		75	251.19	223.94	33.4	16.21	29.76	12.10	3.40	3.40	3.40	3.40	3.40	3.40	3.40	3.40	3.40	3.40	3.40	3.40
CaCO3	100	1373.8	1300.1	398.1	108.8	1134.2	1202.3	1422.9	1422.9	1422.9	1422.9	1422.9	1422.9	1422.9	1422.9	1422.9	1422.9	1422.9	1422.9	
	75	1373.8	1300.1	398.1	108.8	1134.2	1202.3	1422.9	1422.9	1422.9	1422.9	1422.9	1422.9	1422.9	1422.9	1422.9	1422.9	1422.9	1422.9	
Cloruro	100	788.8	838.4	802.0	888.3	888.1	888.1	888.1	888.1	888.1	888.1	888.1	888.1	888.1	888.1	888.1	888.1	888.1	888.1	
	75	788.8	838.4	802.0	888.3	888.1	888.1	888.1	888.1	888.1	888.1	888.1	888.1	888.1	888.1	888.1	888.1	888.1	888.1	
Ox² (mV)	100	88.0	88.0	88.0	88.0	88.0	88.0	88.0	88.0	88.0	88.0	88.0	88.0	88.0	88.0	88.0	88.0	88.0	88.0	
	75	88.0	88.0	88.0	88.0	88.0	88.0	88.0	88.0	88.0	88.0	88.0	88.0	88.0	88.0	88.0	88.0	88.0	88.0	
Temp (°C)	100	23.8	20.0	21.1	21.1	21.1	21.1	21.1	21.1	21.1	21.1	21.1	21.1	21.1	21.1	21.1	21.1	21.1	21.1	
	75	23.8	20.0	21.1	21.1	21.1	21.1	21.1	21.1	21.1	21.1	21.1	21.1	21.1	21.1	21.1	21.1	21.1	21.1	

Figura 4.13.: Resultados de la composición química de la solución del suelo colectada durante el desarrollo del estudio en el plot C.

4.4 Composición físico-química de la solución del suelo

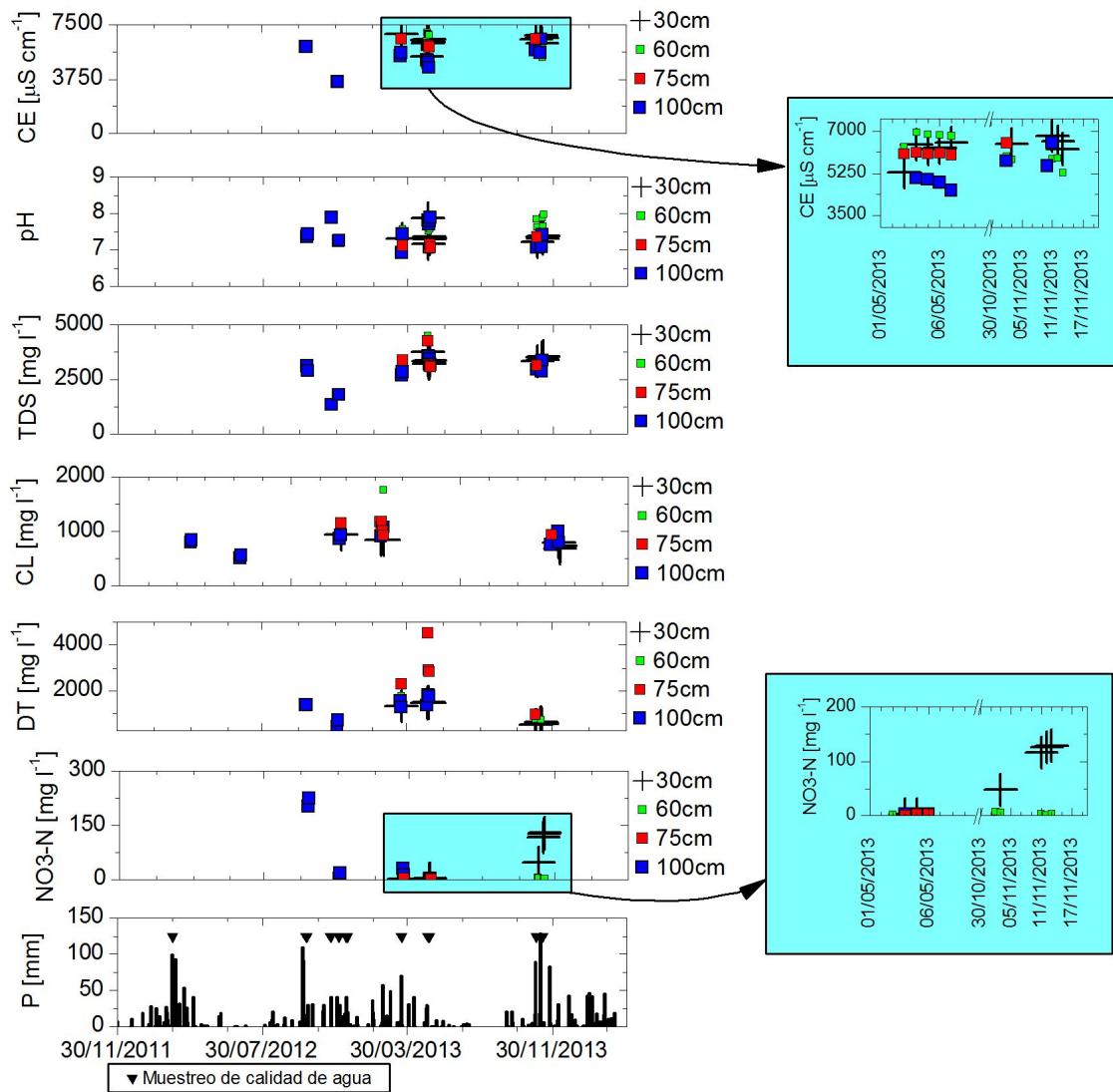


Figura 4.14.: Evolución temporal de los parámetros físico-químicos a diferentes profundidades en el plot C.

No es común encontrar referencias bibliográficas referidas específicamente a las características químicas de la solución del suelo en zonas adyacentes a FLs afectadas por escurrimientos y arrastre de efluentes desde los corrales. La mayoría de las contribuciones se relacionan más con la caracterización del agua en suelos en los que se ha aplicado estiércol como fertilizante en zonas de cultivo (Smith *et al.*, 1980, 2001; Eghball, 2002; Crevoisier *et al.*, 2008), o a estudios realizados en el perfil de suelo dentro de los mismos corrales (Campbell and Rac2, 1975; Cole *et al.*, 2009; Southcott and Lott, 1996; Dantzman *et al.*, 1983; Miller *et al.*, 2008; Vaillant *et al.*, 2009). De todas maneras, algunos parámetros químicos reportados en la bibliografía en los dos casos mencionados pueden utilizarse como referencia en este estudio.

En el plot A la CE se encontró en el rango de 618 - 1670 S cm⁻¹ a 30 cm, 824 - 2070 S cm⁻¹ a 60 cm, 677 - 1742 S cm⁻¹ a 75 cm y 723 - 2230 S cm⁻¹ cm a 100 cm, revelando un incremento de sales con la profundidad. Cabe aclarar que los mínimos y máximos no fueron temporalmente simultáneos.

En el plot B se observó un incremento de la CE, que fluctuó entre 1150 S cm⁻¹ a 30 cm y 3300 S cm⁻¹ a 100 cm (Figura 4.11). Como se explicó anteriormente, la diferencia topográfica respecto del plot A ocasionó el encharcamiento temporal de este sitio durante y luego de los eventos de

precipitación, situación que se reflejó claramente en el aumento de la concentración de sales por la presencia de una fuente de agua de altas concentraciones cercana al sitio de monitoreo.

En el plot C (Figura 4.14), la CE se incrementó respecto a los otros plots, registrando valores entre 3553 S cm⁻¹ y 6930 S cm⁻¹ como consecuencia de los desbordes constantes del material retenido en las lagunas, que incorporó a la superficie del suelo un líquido extremadamente concentrado y que se vio reflejado en la composición química de la solución del suelo en todas las profundidades del perfil estudiado. Además, en esta zona prevalecieron condiciones de saturación por periodos aún más prolongados que en el plot B.

El agua de encharcamiento indicó valores de CE elevados y dependientes de la cantidad de precipitación registrada. Por ejemplo, el día 08-02-2012 precipitaron 13,5 mm dando como resultado una CE de 1710 S cm⁻¹, mientras que el día 22-11-2012 se produjo una precipitación de 40 mm, resultando una CE de 7160 S cm⁻¹. Una precipitación más elevada pudo haber producido más escorrentía superficial, arrastrando mayores cantidades de estiércol desde los corrales adyacentes, contribuyendo de esta forma al incremento de la salinidad del agua encharcada. Eghball (2002) midió la CE del estiércol estableciendo su dependencia estacional, reportando valores entre 3800 y 5200 S cm⁻¹, lo que indica la consistencia de los valores medidos en el agua acumulada en superficie. Por otro lado, la composición del alimento debe tenerse en cuenta en la discusión de la variación de los valores observados.

Cabe aclarar que en los corrales no sólo se deposita estiércol sino también restos de alimento que cae fuera de los comederos durante la operación de distribución del mismo mediante una tolva. Este alimento, de alto poder nutricional, compuesto por maíz, espeller de girasol, silo picado verde (planta de maíz cosechada verde, triturada y almacenada en silo-bolsa), urea y suplementos de calcio conforman una mezcla balanceada, la que aporta diferentes componentes al agua de escurrimiento superficial.

La concentración de Cl⁻ en el estiércol suele ser elevada mientras que es naturalmente baja en suelos no perturbados químicamente. Por ello, la infiltración de agua contaminada con estiércol puede evaluarse claramente siguiendo su concentración. Además, el Cl⁻ no está sujeto a transformaciones biológicas y no es sorbido por las partículas del suelo debido a su carga negativa. Por lo tanto, es frecuentemente usado como trazador pasivo en estudios de transporte de solutos (Maule and Fonstad, 2002).

Como se observa en la Figura 4.10, la concentración de Cl⁻ medida en el plot A fluctuó entre 21 mg l⁻¹ y 345 mg l⁻¹ para las profundidades de 30 y 100 cm, respectivamente. El plot B (Figura 4.12), presentó una concentración de Cl⁻ en el orden de 48 mg l⁻¹ a 30 cm y 314 mg l⁻¹ a 100 cm mientras que en el plot C la concentración fue superior a los 500 mg l⁻¹ y no mostró grandes variaciones en profundidad (Figura 4.14).

4.4.3. Variación temporal de la solución del suelo y su relación con los eventos de precipitación

Se han indicado patrones definidos de la variación de parámetros físico-químicos de la solución del suelo con la profundidad, producto de eventos individuales y/o sucesión de eventos. A continuación, se presenta un análisis sobre periodos particulares que incluye determinaciones de tasas de dilución

(asociadas al proceso de infiltración de agua), cambios de pH asociados a procesos hidrológicos y/o biológicos, y la comparación del comportamiento de elementos conservativos (ej. Cl^-) y no conservativos (NO_3^- -N).

Como se aprecia en el detalle de la [Figura 4.10](#), los procesos de dilución y concentración controlaron la variación de la concentración de sales en el suelo cuyas tasas de dilución de la CE observada entre el 10-10-2012 y el 21-12-2012 fue de $13,5 \text{ S cm}^{-1} \text{ d}^{-1}$, $22 \text{ S cm}^{-1} \text{ d}^{-1}$, $38,9 \text{ S cm}^{-1} \text{ d}^{-1}$ y $35 \text{ S cm}^{-1} \text{ d}^{-1}$ a 30, 60, 75 y 100 cm de profundidad, respectivamente. Notablemente, la tasa de dilución es mayor cuanto mayor es la profundidad.

Entre otros parámetros, el pH de la solución del suelo es comúnmente utilizado para indentificar las posibles transformaciones dentro del ciclo del nitrógeno tales como la volatilización de NH_3 y el proceso de nitrificación. Valores de pH alrededor de 8 típicamente indican condiciones favorables para la volatilización de NH_3 , mientras que medidas por debajo de 7 indican que la nitrificación ya puede haber ocurrido ([Sylvia et al., 2005](#)).

El pH presentó mayor variabilidad en el plot A, entre un mínimo de 6,5 y un máximo de 8,2 a 30 cm y 100 cm de profundidad, respectivamente. Cambios en el perfil de pH fueron observados entre eventos de precipitación y durante un mismo evento como se observa en la [Figura 4.15](#). Dichas variaciones guardan su relación con procesos biológicos involucrados; Teóricamente, la variación del pH observada entre el 23-11-2012 y el 20-12-2012 estaría marcando un proceso de acidificación del suelo, posiblemente producto de la evolución de procesos como la nitrificación de especies de nitrógeno. Más evidente aún fueron los cambios de pH detectados diariamente después de los eventos de precipitación ocurridos entre el 18-12 y el 21-12 de 2012 y el 08-11 y el 11-11 de 2013, en respuesta a 75 mm y 232 mm de precipitación, respectivamente ([Figura 4.15](#)). Sin embargo, la distribución diaria de la precipitación: 40 mm el 18-12, 14 mm el 19-12, 19 mm el 20-12 y 2 mm el 21-12, vuelve extremadamente dificultosa la tarea de identificar procesos ya que el ingreso de agua en forma casi permanente con diferente intensidad refleja un constante cambio de las condiciones del sistema. Se pone de manifiesto también, que el método de extracción de la solución del suelo utilizado podría modificar minimamente el valor de este parámetro de acuerdo con lo explicado en el capítulo 3.4.

En el plot B, el pH fluctuó entorno a la neutralidad mientras que en el plot C las condiciones de saturación mantuvieron un pH superior a la neutralidad con un rango de variación entre 7 y 8. En estos dos sitios no se identifica un patrón claro de variación con la profundidad. Los valores más altos de pH en plot B y C, más afectados por los efluentes de corrales y lagunas, son compatibles con el pH medido en el estiércol por [Eghball \(2002\)](#), con valores entre 7,3 y 8,8. De acuerdo al estudio de [Miller et al. \(2008\)](#) dentro de tres corrales en Alberta del Sur, Canadá, la capa superficial compuesta por estiércol se caracterizó por un pH entre 7,81 y 8,39; la subsuperficial, transición entre la superior y el suelo original, por un pH entre 7,63 y 8,58 y el suelo propiamente dicho por valores de pH más elevados, entre 8,35 y 8,57, indicando un aumento del pH en profundidad, condición que se asemejaría a lo monitoreado en el plot A.

En el trabajo publicado por [Cole et al. \(2009\)](#), desarrollado en el perfil de suelo de un corral de engorde, se demostró que el pH aumentó con la profundidad desde 7,6 a 8,2. Resultados similares fueron encontrados por [Woodbury et al. \(2001\)](#), estando de acuerdo a lo observado en el plot C.

Desde el 5-10 hasta el 21-12 de 2012, precipitaciones consecutivas sumaron un total de 570 mm.

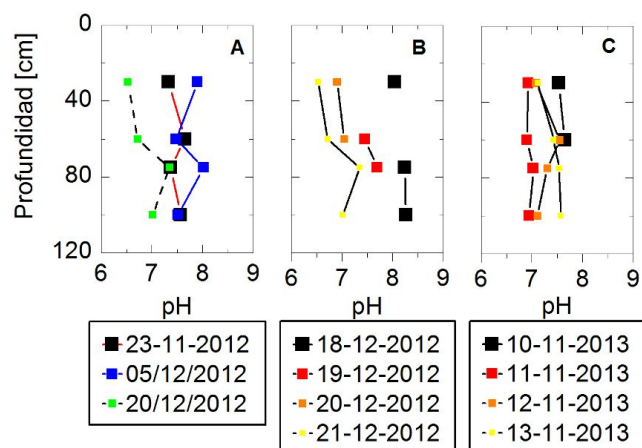


Figura 4.15.: Variación temporal del pH de la solución del suelo en el plot A observado durante diferentes eventos de precipitación. A) Comparación entre tres eventos consecutivos, B) Evento del 18 al 21-12-2012, C) Evento del 10 al 13-11-2013.

En ese período, el plot A y B presentaron una reducción en concentración de Cl^- hacia el final del período que se observa claramente en la [Figura 4.16](#) y la [Figura 4.17](#). La sucesión de precipitaciones causaron un lavado en el perfil del suelo del plot A (ver flecha en [Figura 4.16](#)), mientras que en el plot B esta observación fue de menor importancia a 30 cm y casi imperceptible a 60 cm, debido a que la topografía plana favoreció el acceso de agua y estiércol desde la superficie y mantuvo condiciones de saturación en subsuperficie. Una respuesta similar fue observada para los valores de CE en el plot A.

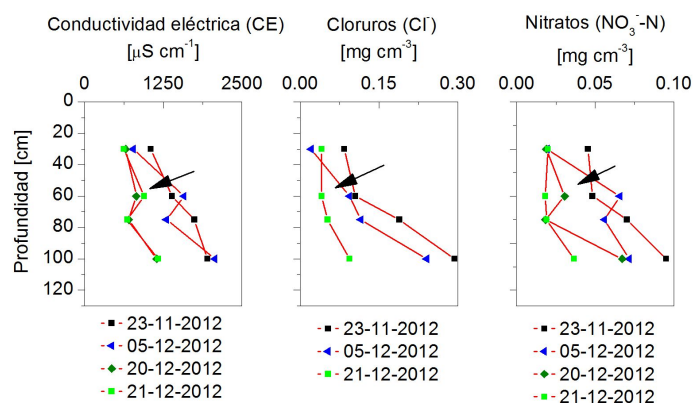


Figura 4.16.: Distribución de CE, concentración de Cl^- y NO_3^- -N a lo largo del perfil en el plot A.

Contrariamente al plot A, los valores de CE en el plot B muestran un incremento a los 30 cm de profundidad, mientras que el Cl^- responde de manera inversa (ver [Figura 4.17](#)). Una observación interesante está dada por la similitud en la distribución de CE y NO_3^- -N, mostrando este último valores decrecientes con la profundidad. Las características particulares del plot B indican que es posible que en este sitio se deposite gran cantidad de sales que propicien este fenómeno y que los procesos de nitrificación se vean favorecidos debido a la acumulación de material orgánico biodegradable proveniente de los corrales de engorde y estados de humedad y temperatura óptimos,

citando un ejemplo entre otros posibles.

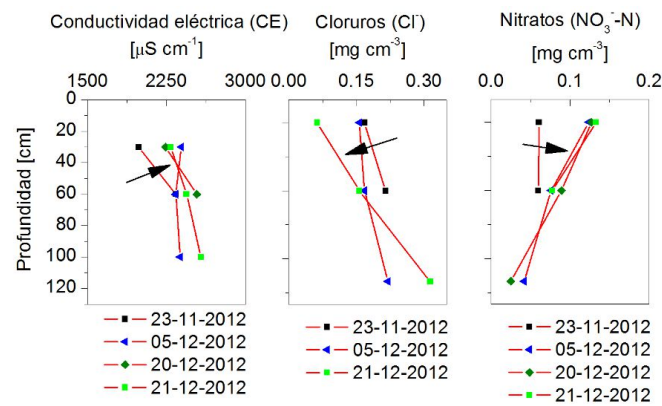


Figura 4.17.: Distribución de valores de conductividad eléctrica, concentración de cloruros y nitratos a lo largo del perfil en el plot B.

Luego del periodo seco que se extendió entre el 21-12-2012 y el 21-03-2013, la concentración de Cl^- a 30 cm en el plot A se incrementó notablemente de 20 mg l^{-1} a 260 mg l^{-1} después del primer evento de precipitación. Sin embargo, no hubo un cambio significativo a 60 cm, tal como lo expresa el pequeño cambio en la CE. La acumulación de sales observada a 30 cm, justo en la transición del horizonte Bt1 y Bt2, podría atribuirse a la evaporación, favorecida por la presencia de grietas formadas durante los meses cálidos y secos del verano. Este comportamiento no fue observado en el plot B debido a su condición cuasi-saturada.

Si bien ambos plots están situados entre el corral de engorde y las lagunas de retención (Figura 3.7), las diferencias encontradas en la distribución espacial y temporal de la concentración de Cl^- entre el plot A y el plot B, pueden explicarse por la dinámica de los flujos de agua en superficie, que se refleja en la dinámica del agua en el perfil del suelo. El agua de encharcamiento entorno al plot B presenta elevada salinidad y Cl^- , siendo una fuente concentrada de sales disueltas. En el plot A, el incremento de la concentración de Cl^- con la profundidad indicaría primeramente la movilización de Cl^- (lavado), y luego la acumulación de sales como resultado de la reducción del flujo de agua (retención de agua en profundidad) debido a la presencia de material más fino. Por otro lado, el efecto de la evaporación y la toma de agua por las raíces de la vegetación también contribuyeron al secado gradual del suelo y a la concentración de sales.

La dinámica observada de la concentración de Cl^- y la acumulación en profundidad fueron consistentes con lo hallado por Olson et al. (2005), quienes reportaron acumulación por encima de 1,5 m de profundidad debajo de un feedlot en Alberta del Sur, Canadá.

A diferencia de estudios previos que reportan una disminución de la concentración de cloruros con la profundidad (White and Broadley, 2001; Vaillant et al., 2009; Saso et al., 2012; García et al., 2012), los resultados de este estudio indicaron una distribución uniforme después de grandes lluvias o un incremento de la concentración con la profundidad para otros casos. La observación anterior está en sintonía con los resultados presentados por Vaillant (2007). Basado en estos resultados, se puede decir que el horizonte poco profundo Bt1 no restringe el movimiento de agua y sales en grandes eventos de precipitación, la acumulación de sales con la profundidad podría estar controlada por el balance vertical de agua entre precipitación y evaporación durante periodos de falta de lluvia,

desarrollo de grietas en los horizontes del suelo y/o rápido ingreso de frentes de humedad/solutos después de periodos de secado.

En el plot C los perfiles de concentración asociados a la CE y el Cl⁻ han mostrado una leve reducción con la profundidad (ver [Figura 4.18](#)), mientras que la concentración de NO₃⁻-N ha sido baja, en el orden de 10 mg l⁻¹, en contraste con los otros plots. Sin embargo el evento de precipitación del 09/10-11-2013 de 50 mm se manifiesta en un incremento notable de NO₃⁻-N a 30 cm mientras que el Cl⁻ acusó una reducción significativa de su valor. Del mismo modo que en el plot B en diciembre de 2012 es posible que procesos de nitrificación asociados a la biodegradación de los residuos depositados en superficie ocasionen el incremento notable de su concentración. Estos resultados e identificación de procesos particulares asociados serán investigados y discutidos en los capítulos siguientes, con apoyo de simulaciones numéricas.

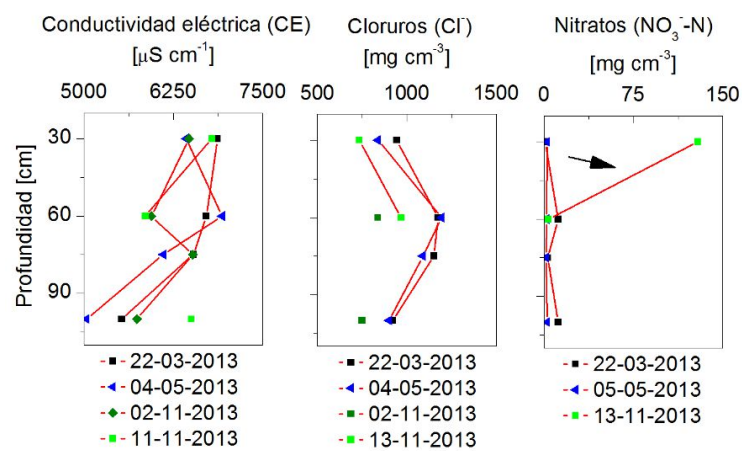


Figura 4.18.: CE, concentración de Cl⁻ y NO₃⁻-N a lo largo del perfil en el plot C.

5. Simulación unidimensional-1D de flujo y transporte de solutos

En este capítulo se describen las simulaciones numéricas 1D de flujo y transporte realizadas mediante el modelo HYDRUS 1D (*Šimunek et al., 2005*) en los tres sitios monitoreados, para diferentes condiciones meteorológicas e hidrológicas. El flujo se simuló mediante el modelo clásico de la ecuación de Richards mientras que el transporte de solutos se resolvió mediante el modelo MIM explicado en el Capítulo 2. Los resultados numéricos obtenidos se analizan en forma cuali- y cuantitativa, teniendo en cuenta el uso del modelo como herramienta para resaltar la importancia y/o posibilidad de la contribución de grietas al rápido movimiento del agua.

5.1. Escenarios de simulación para diferentes condiciones hidrológicas

Dentro del lapso de monitoreo, se seleccionaron tres períodos de simulación: 1) 04-10-2012 al 12-04-2013, 2) 10-10-2012 al 21-12-2012, y 3) 21-03-2013 al 09-05-2013. En todos los casos se simuló el flujo de agua y, dependiendo del periodo, el transporte de Cl^- , NO_3^- -N y la variación de la CE con el flujo. La [Tabla 5.1](#) resume el conjunto de simulaciones realizadas, identificando los períodos, los días de simulación, las variables simuladas y los sitios analizados. Todos los periodos se encuentran dentro de la estación lluviosa durante la cual fue posible la obtención de muestras de la solución del suelo para su análisis in-situ y en laboratorio. No obstante, la primera simulación de 190 días, incluye tanto condiciones de humedecimiento como de secado intenso del perfil. La misma tuvo un carácter exploratorio de manera de acotar el rango de los parámetros del modelo de flujo y transporte de Cl^- , investigar la sensibilidad del modelo a los mismos, y definir las capas a simular. La segunda y tercera simulaciones, de 73 y 50 días respectivamente, corresponden a condiciones húmedas extremas y condiciones de transición entre secado intenso y humedecimiento, respectivamente. Estas tuvieron por objeto realizar un ajuste más fino de los parámetros adicionando la CE y el NO_3^- -N a la simulación del transporte. Estas simulaciones permitieron validar numéricamente la ocurrencia de los procesos fisicoquímicos responsables de las concentraciones de las especies químicas observadas en los diferentes plots, tanto temporalmente como en profundidad.

Tabla 5.1.: Simulaciones realizadas

Período	Fecha	Días simulados	Flujo	CE	Cl^-	NO_3^- -N
1	04-10-2012/12-04-2013	190	A,B	-	A,B	-
2	10-10-2012/21-12-2012	73	A,B	A,B	A,B	A,B
3	21-03-2013/09-05-2013	50	A,B,C	A,B,C	A,B,C	A,B,C

5.2. Período 1: 04-10-2012 al 12-04-2013

5.2.1. Discretización espacial y temporal

Como ya se describió, el horizonte Bt presenta un apreciable incremento en el contenido de arcilla entre los 37 y 84 cm de profundidad, situación particularmente relevante para la dinámica del flujo de agua, el desarrollo de raíces y el movimiento de solutos disueltos entre los horizontes superiores e inferiores del suelo. Por ello, el perfil simulado de 152 cm de espesor se representó mediante cuatro capas, agrupando aquellos horizontes identificados en la calicata que tuvieran propiedades texturales similares, de manera de obtener una adecuada representación de los procesos físicos. El dominio fue discretizado con 153 nodos de cálculo, definiendo nodos de observación a 30, 60, 75 y 100 cm en correspondencia con la ubicación de los sensores de PM y los lisímetros de succión. En la [Figura 5.1](#) se muestra la discretización del perfil, donde se observa que la capa 2 coincide con el horizonte Bt1. Esta discretización fue igual tanto para el plot A como para el plot B.

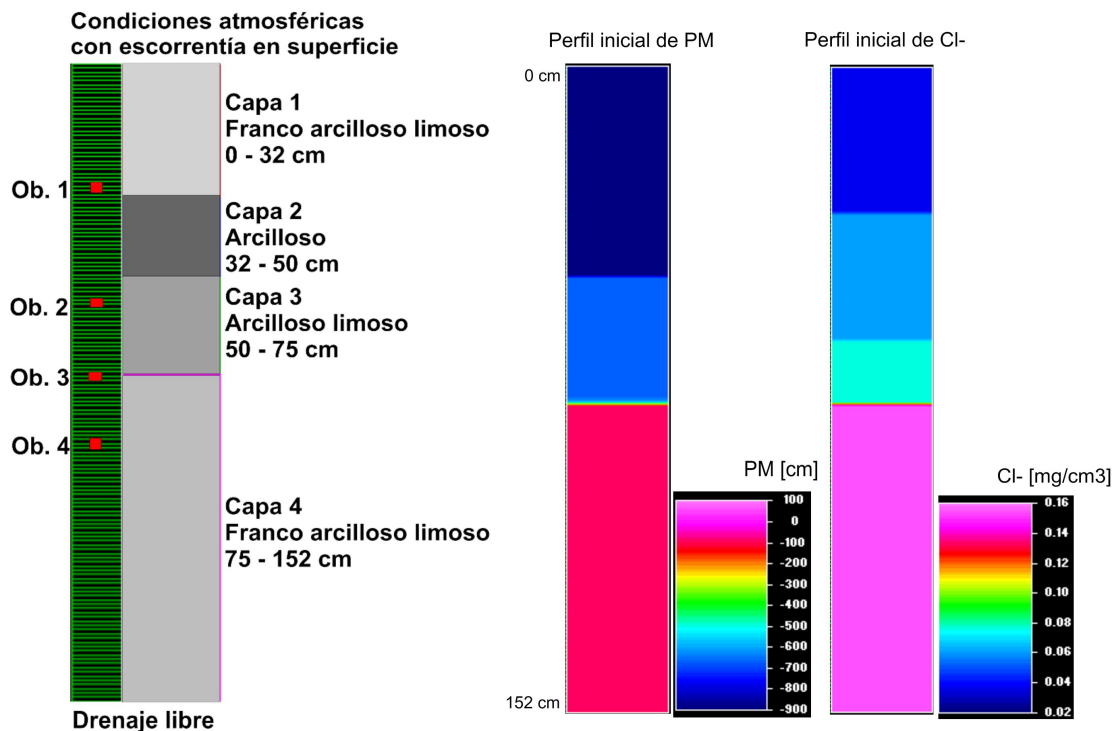


Figura 5.1.: Discretización espacial del perfil de suelo, material, espesor de las capas simuladas, condiciones iniciales de PM y concentración, condiciones de borde para el periodo 1 utilizadas en el plot A.

El paso de tiempo inicial fue de 0,001d (86,4 s) mientras que el mínimo y el máximo paso de tiempo se definieron iguales a 0,00001d (0,864 s) y 0,25d (21600 s), respectivamente. HYDRUS 1D ajusta automáticamente el paso de tiempo de modo de satisfacer la condición de Courant-Freunlich-Lewy (Fletcher, 1991), necesaria para la estabilidad del esquema numérico utilizado en la resolución de la ecuación de flujo/transporte.

5.2.2. Condiciones iniciales y de borde del modelo de flujo

La condición inicial de PM fue definida en base a la información de campo disponible. En el plot A se definió la siguiente distribución: PM= -960 cm (-94 KPa) entre 0–50 cm, PM= -660 cm (-66 KPa) entre 50–78 cm y PM= -100 cm (-10 KPa) entre 78–152 cm, como se observa en la [Figura 5.1](#). En el plot B no se contó con mediciones de PM; sin embargo, las observaciones realizadas sobre el piezómetro y los lisímetros permitieron establecer condiciones de saturación frecuentes o cercanas a ella. En este sentido la condición inicial de PM se definió mediante una función lineal que varía entre -50 cm (-5 KPa) en la superficie del suelo y 100 cm (10 KPa) en la base del perfil simulado, denotando esta última condiciones de saturación, tal como se observó en el piezómetro en el día de comienzo de la simulación.

HYDRUS 1D permite definir varios tipos de condiciones de borde: potencial prescripto, flujo prescripto, condición controlada por variables atmosféricas y drenaje libre. En la superficie del suelo se utilizó la condición representada por variables atmosféricas. Para ello se especificaron valores diarios de temperatura y humedad, radiación solar y velocidad de viento, variables utilizadas por HYDRUS 1D para calcular la evapotranspiración de referencia $-ET_o$ por medio de la ecuación de Penman-Monteith ([Allen et al., 1989](#)). Con excepción de la precipitación, la información meteorológica fue obtenida de la Estación San Justo (30°47'9.72"S-30°47'9.72"S), perteneciente al Sistema de Alerta del Río Salado operada por el MASPyMA. La información meteorológica utilizada en ésta y todas las simulaciones realizadas en esta tesis se encuentra en el Apéndice I. Los datos de lluvia recolectados en el pluviógrafo instalado en el sitio fueron integrados de manera de obtener un valor diario de precipitación, intervalo temporal compatible con el intervalo de medición del resto de la información meteorológica.

La precipitación diaria medida, la temperatura ambiente máxima y mínima y la ET_o diaria calculada por HYDRUS 1D se muestran en la [Figura 5.2](#) para un período más extenso que el comprendido en la simulación. Las líneas punteadas señalan el inicio y el final del período 1, y las flechas los eventos de precipitación en los que se extrajeron muestras de agua. A fin de comprobar la correcta operación del pluviógrafo instalado en el FL, los valores medidos se contrastaron con valores de precipitación medidos en la estación San Justo del MASPyMA, y en la estación experimental San Justo del Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria-INTA. Los resultados de esta comparación resultaron muy satisfactorios dando confiabilidad a la precipitación medida in-situ, variable de entrada utilizada en las simulaciones.

Finalmente, la condición de borde en la base del perfil se definió de acuerdo a la situación observada en cada plot. En el plot A se utilizó una condición de drenaje libre debido a que el piezómetro instalado en ese sitio nunca mostró ingreso de agua en su interior, mientras que en el plot B se eligió una del tipo potencial prescripto igual a 100 cm (10 KPa) coincidente con la condición inicial.

5.2.3. Valor inicial de los parámetros de flujo y consumo de agua por las plantas

Se definió un conjunto de valores iniciales para los parámetros de la función de van Genuchten: el contenido volumétrico de agua en saturación θ_s , el contenido volumétrico de agua residual θ_r , la inversa de la presión de entrada de aire α , el índice de distribución del tamaño de poros n , la conductividad hidráulica saturada K_s y el parámetro de conectividad de poros l . El valor de estos

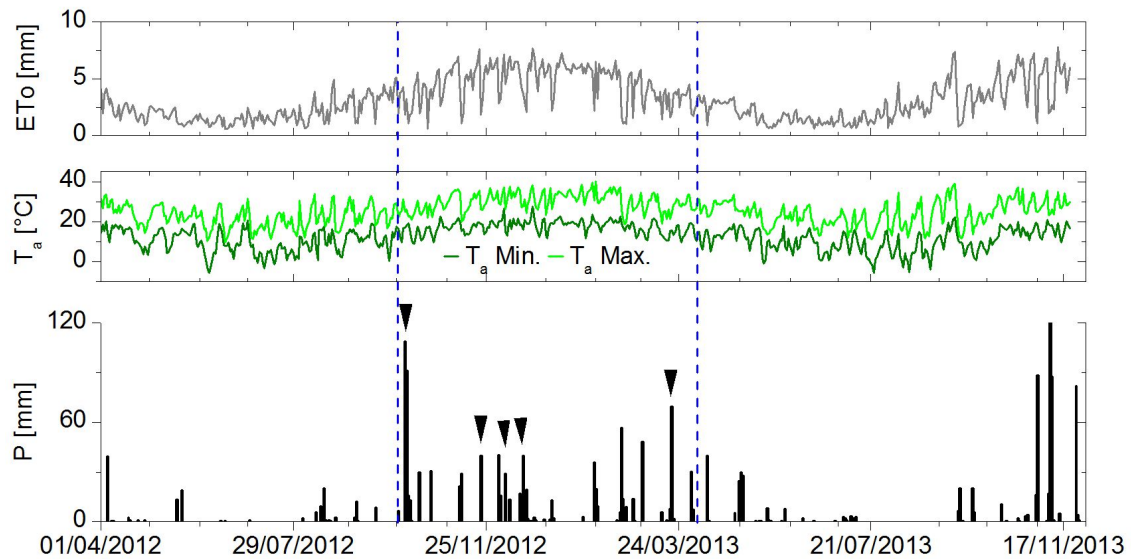


Figura 5.2.: Series de tiempo de las variables precipitación, temperatura y evapotranspiración para el área de estudio. Arriba: evapotranspiración potencial calculada por HYDRUS 1D. Centro: registro de temperatura máxima y mínima del aire (MASPyMA). Abajo: precipitación registrada.

parámetros para cada horizonte simulado fue obtenido mediante el modelo Rosetta Lite Versión 1.1, disponible en HYDRUS 1D (Schaap et al., 2001) mediante la introducción al mismo de las características texturales de cada capa.

Se debe aclarar aquí que el modelo Rosetta realiza una estimación jerárquica de los parámetros hidráulicos de la ecuación de van Genuchten basado en un análisis de redes neuronales (Schaap and Leij, 1998b). Para ello el modelo cuenta con una base de datos de 2134 muestras para la determinación de la curva de retención y 1306 muestras para la determinación de la conductividad hidráulica saturada (Schaap and Leij, 1998a). Las muestras surgen de un gran número de datos sobre suelos agrícolas y no-agrícolas sobre regiones de clima templado del hemisferio norte, en su mayoría de Estados Unidos por lo que podría representar parcialmente los parámetros hidráulicos de suelos de la región. Por ello el conjunto inicial de parámetros fue luego ajustado durante el proceso de calibración del modelo HYDRUS teniendo en cuenta la bibliografía de referencia para parámetros hidráulicos de la zona de estudio (Imhoff et al., 2010).

Como se explicó en el capítulo anterior, la especie vegetal dominante en el plot A fue el Sorgo Halepense (*Sorghum Halepensis*). Sus características morfológicas permitieron estimar un rango del parámetro SCF o fracción cubierta de la superficie entre 0,5 y 0,8, para una altura de vegetación entre 25 cm y 120 cm. Estas estimaciones se relacionaron con el índice de área foliar- LAI, descrito en el Capítulo 2.

5.2.4. Análisis del forzamiento climático y respuesta del potencial matricial

Antes de discutir los resultados numéricos alcanzados para este período, es conveniente comprender el comportamiento físico del agua en el perfil de suelo en respuesta al forzamiento climático dado por la precipitación y la evapotranspiración. El período simulado comprende 190 días, extendiéndose desde el comienzo de la estación lluviosa en octubre, con frecuentes eventos de precipitación, hasta

prácticamente su finalización, según se aprecia en la [Figura 5.3](#). En la figura se graficó el PM a 30, 60 y 100 cm de profundidad registrado en el plot A, junto a la precipitación diaria medida en el sitio, que es un tramo de la [Figura 4.4](#) ya comentada.

En el perfil de suelo pueden identificarse los patrones de variación espacio-temporal del PM en respuesta tanto a eventos particulares de precipitación como a situaciones estacionales en las que se alternan ciclos de humedecimiento y secado, cuya intensidad varía de acuerdo a la profundidad. El análisis conjunto de la precipitación y el PM permite observar que la sucesión de precipitaciones durante los meses de octubre a diciembre (un total de 83 días) causó la cuasi saturación del perfil, estado que se mantuvo hasta fines de diciembre. Entre el 13 y el 22 de octubre, se produjeron tres eventos de precipitación que totalizaron 110 mm, mientras que entre el 21 de diciembre de 2012 y el 19 de marzo de 2013 se produjeron siete eventos, sumando 190 mm, aunque ninguno de ellos superó individualmente los 40 mm. Estos eventos de poca precipitación, sumado a las altas temperaturas del verano y por ende la elevada evapotranspiración, no fueron suficientes para mantener el perfil cuasi-saturado.

Durante enero y febrero de 2013 se produjo un constante y marcado secado de todo el perfil, aunque con una tasa diferente dependiendo de la profundidad, según se aprecia en la figura y se explicó en detalle en el capítulo anterior. En enero de 2013 sobrevinieron condiciones climáticas extremas y una marcada escasez de precipitación con respecto a los meses precedentes ([Figura 5.3](#) - zona limitada por la línea de trazos). Algunos días, la temperatura máxima diaria alcanzó entre 35-40°C exponiendo al suelo a un intenso proceso de secado. En todas las profundidades el potencial matricial se incrementó más allá del límite de detección del sensor (200 KPa = -2038 cm), hasta que el proceso de secado se revirtió a 30 cm de profundidad en respuesta a la precipitación de finales de enero. Dado el estado de sequedad del suelo, esta precipitación no logró humedecer el suelo a mayor profundidad. Las precipitaciones consecutivas que sobrevinieron a un enero seco y caluroso, causaron el rápido humedecimiento del perfil a 30 cm. El frente de mojado generado por estas alcanzó el sensor localizado a 60 cm, no así el localizado a 100 cm, el que requirió un volumen de agua precipitada y un tiempo mayor para revertir el proceso de secado y mostrar un marcado descenso del PM.

Las observaciones anteriores indican que fueron necesarios diferentes montos de precipitación para producir la respuesta de los sensores de PM a distintas profundidades, por lo tanto podría pensarse en un umbral de precipitación para este perfil de suelo muy particular, de textura muy fina. Fueron necesarios primero tres eventos de precipitación (total de lluvia 80 mm) y luego siete eventos consecutivos (total de lluvia 175 mm) para producir una respuesta medible a 60 cm y 100 cm, respectivamente. Aun así, los símbolos de la [Figura 5.3](#) que representan el PM observado indican que en ocasiones la respuesta fue rápida.

La dinámica del flujo analizada a partir del PM medido mostró el rol que desempeña el horizonte Bt en el control del flujo de agua hacia horizontes más profundos. La rápida respuesta de los sensores de PM a 60 y 100 cm para ciertos eventos es una indicación de la presencia de grietas y fisuras, típicas de suelos de textura muy fina, tal lo reportado por [Flury et al. \(1994\)](#), y más recientemente por [Greve et al. \(2010\)](#). En realidad, la presencia de grietas y macroporos fue documentada en el sitio de estudio como se observa en la [Figura 5.4](#), al menos en la superficie del suelo entorno al plot C. También puede deberse al marcado gradiente de potencial presente al inicio del avance del

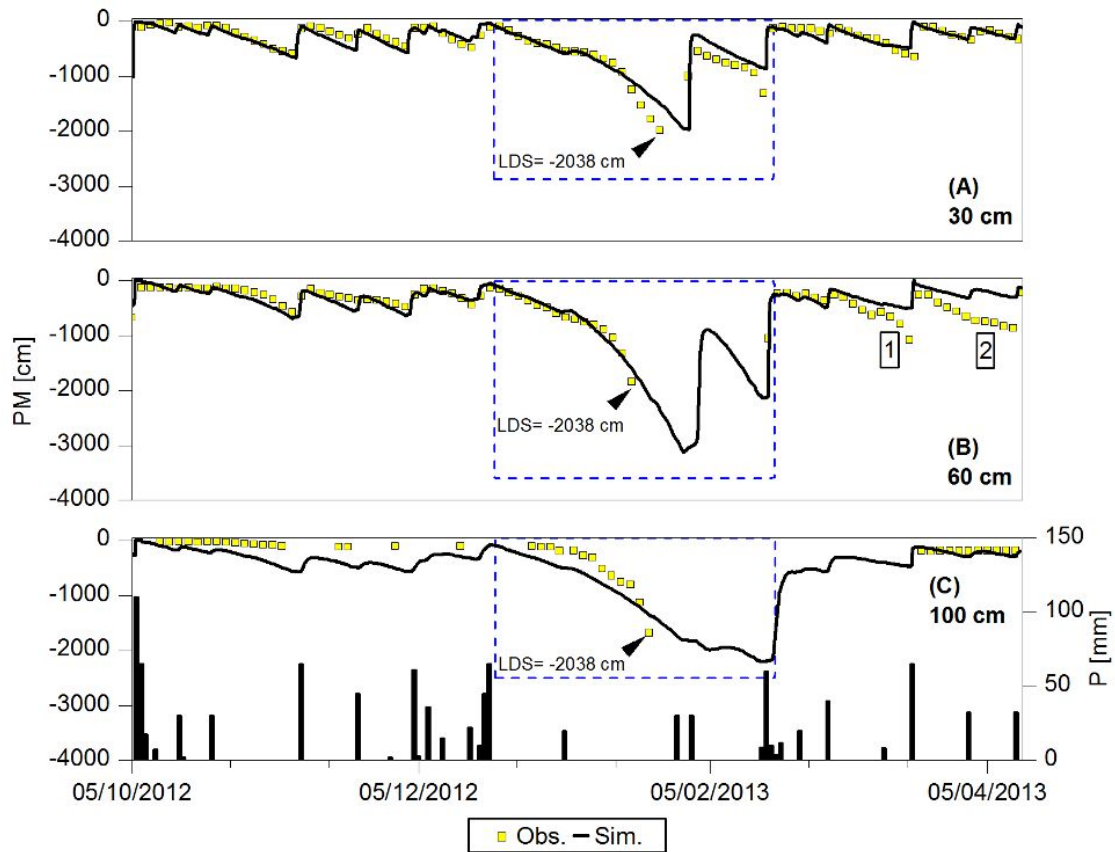


Figura 5.3.: Potencial matricial medido y simulado a 30 cm (A), 60 cm (B) y 100 cm (C) de profundidad en el plot A. (LDS: límite de detección del sensor).

frente de humedad o a una combinación de ambos procesos.

Estudios como los de [Baram et al. \(2012b\)](#) muestran la continuidad en profundidad de estas estructuras, por ende es posible suponer que en el sitio estudiado se presente una situación similar, favoreciendo el movimiento vertical de agua a través del perfil, sea durante el humedecimiento o secado, en particular en las profundidades alcanzadas por las raíces de la vegetación. Por otra parte, [Imhoff et al. \(2010\)](#) investigaron un suelo del Grupo San Justo (Videla), situado a pocos kilómetros al sur del área de estudio, descrito como un Argiudol típico. Estos autores mencionaron un incremento del contenido de arcilla con la profundidad, al igual que el encontrado en el sitio de estudio, que está asociado a la formación de bloques resistentes y prismas. Además describieron que estas características favorecen la formación de grietas y fisuras, las que posiblemente constituyan la red de poros que mencionan [Reynolds et al. \(1995\)](#).

5.2.5. Evaluación de la performance del modelo

La performance del modelo fue evaluada cuantitativamente por medio del cálculo de estadísticos clásicos de la medida de la bondad del ajuste, tales como el error medio (ME), el valor absoluto del error medio (MAE) y el error medio cuadrático (RMSE), entre valores observados (O_i) y valores simulados (E_i), sea de potencial matricial en el caso del modelo de flujo, sea de concentración en



Figura 5.4.: Grietas detectadas en la superficie del suelo en el entorno del plot C.

el caso del modelo de transporte. Estos errores se expresan como (Zheng and Bennett, 2002):

$$ME = \frac{1}{m} \sum_{i=1}^m (O_i - E_i) \cdot Wt_i \quad (5.1)$$

$$MAE = \frac{1}{m} \sum_{i=1}^m |(O_i - E_i) \cdot Wt_i| \quad (5.2)$$

$$RSME = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^m [(O_i - E_i) \cdot Wt_i]^2}{m - 1}} \quad (5.3)$$

Donde m es el número de observaciones. Ambos, O_i y E_i están asociados a un factor de peso Wt_i que mide la representatividad de los datos observados. En este caso se ha considerado un peso igual a la unidad para todas las medidas disponibles.

5.2.6. Patrones de flujo simulados - discusión de resultados

Los parámetros hidráulicos se calibraron para el plot A, y luego fueron utilizados sin cambios para simular el flujo en el plot B. La Tabla 5.2 muestra el valor calibrado de los parámetros del modelo de van Genuchten (Ecuación 2.5) en las diferentes capas del modelo, cuya magnitud resultó consistente con las características texturales y estructurales del perfil de suelo. Las curvas de retención asociadas a los parámetros calibrados de cada capa se observan en la Figura 5.5. El valor de los parámetros refleja el contraste de textura entre los horizontes Ap/BA (capa 1) y B1t (capa 2), contraste materializado por un 30 % de incremento en el contenido de arcilla y una reducción de la fracción arenas. Si bien cada parámetro tiene un sentido físico bien definido, van Genuchten and Nielsen (1985) advierten que algunos de ellos como α y θ_r suelen tener un carácter empírico. A pesar de ello, se intentó comparar el rango de valores encontrados con valores publicados en la literatura para suelos similares. Existen publicaciones en las que se reportan parámetros de van Genuchten

para suelos de textura gruesa a mediana (Santini et al., 1995; Imhoff et al., 2010), sin embargo son escasos aquellos que se refieren a suelos de textura muy fina como el caso tratado en esta tesis. El valor de α se reduce a la mitad, desde 0,0063 en la capa 1 a 0,0036, para la capa 2, por ende se incrementa la presión de entrada de aire en consonancia con la presencia de materiales de textura más fina. En tanto, “ n ”, decrece de 1,545 a 1,15, valor comparable con el obtenido en estudios previos para materiales similares (Ventrella et al., 2000). La conductividad hidráulica saturada K_s resultó 30,6 cm d⁻¹ para la capa superficial. Para las capas inferiores, K_s resultó igual a 10,8 cm d⁻¹, valor cercano al reportado por Ventrella et al. (2000), igual a 5 cm d⁻¹ para un suelo similar. Para el suelo Argiudol típico de la Serie San Justo (Videla) descrito por Imhoff et al. (2010), se determinó en campo una conductividad hidráulica saturada de 168 cm d⁻¹ para un sector trabajado con siembra directa, para una secuencia de cultivo trigo/soja, por ende de mayor conductividad.

Tabla 5.2.: Parámetros calibrados del modelo de flujo - Período 1.

Parámetros	1° Capa [0 - 32 cm]	2° Capa [32 - 50 cm]	3° Capa [50 - 74 cm]	4° Capa [74 - 152 cm]
θ_r (cm ³ cm ⁻³)	0,089	0,2	0,195	0,192
θ_s (cm ³ cm ⁻³)	0,412	0,4	0,38	0,4
α (cm ⁻¹)	0,0063	0,0036	0,0045	0,005
n (-)	1,53	1,14	1,22	1,23
K_s (cm d ⁻¹)	30,6	10,83	10,8	10,82
l (-)	5	5	0,5	0,5

θ_r = Contenido de agua residual; θ_s =Contenido de agua en saturación; α =Inversa de la presión de entrada de aire
 n =Índice de distribución del tamaño de poros; K_s =Conductividad hidráulica saturada; l =Concetividad de poros.

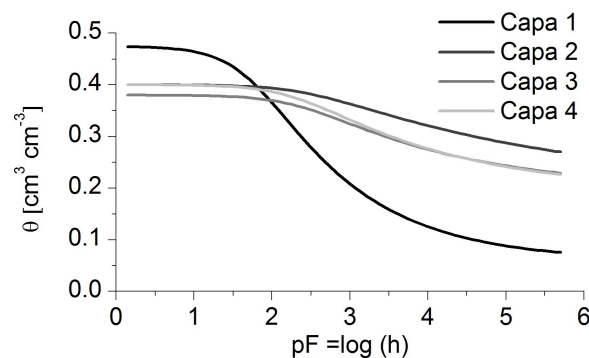


Figura 5.5.: Curvas de retención calibradas para el periodo 1

EL PM simulado y medido en el Plot A a diferentes profundidades se muestra en la Figura 5.3. Se observa un muy buen ajuste en todas las profundidades tanto para condiciones húmedas como secas. El PM simulado respondió rápidamente a cada evento de precipitación de diferente magnitud y reproduce correctamente las condiciones de cuasi-saturación registradas por los tres sensores antes del comienzo del período seco, esto es a fines de diciembre de 2012.

A modo de ejemplo del comportamiento en un período de secado, en la Figura 5.6 se graficó el PM simulado y observado en las tres profundidades durante el período 21-10-2012 al 06-11-2012. Se adoptó este período representativo dado que refleja aproximadamente las condiciones medias

respecto al conjunto de períodos de secado identificados y descritos en la [Figura 4.6](#). Los resultados numéricos reprodujeron correctamente el proceso observado, con un aumento temporal del PM a medida que el suelo se seca, proceso que ocurre a tasas diferentes dependiendo de la profundidad.

La pendiente de la curva de secado a 30 cm de profundidad es de 36 cm d^{-1} ($3,6 \text{ KPa d}^{-1}$), equivalente a una pérdida de agua θ igual a $0,006 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3} \text{ d}^{-1}$. El valor de θ fue calculado mediante la curva de van Genuchten utilizando los parámetros calibrados según la capa en la que se encuentre el sensor de PM. De igual manera, a 60 cm, el secado ocurre a una tasa de 25 cm d^{-1} ($2,5 \text{ KPa d}^{-1}$), equivalente a una pérdida de agua $\theta = 0,0027 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3} \text{ d}^{-1}$. El proceso de secado a 100 cm mostró una tendencia similar sin embargo el PM se incrementó a una tasa de $6,5 \text{ cm d}^{-1}$ ($0,65 \text{ KPa d}^{-1}$), equivalente a una pérdida de agua de $0,0017 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3} \text{ d}^{-1}$.

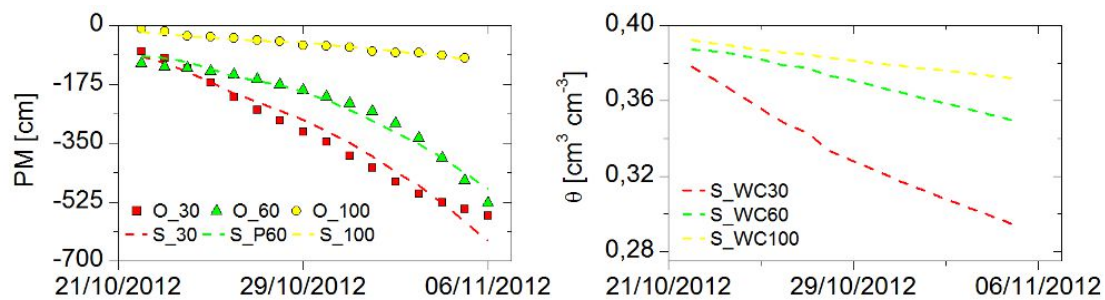


Figura 5.6.: Potencial matricial simulado (línea a trazos) y observado (puntos), contenido de agua simulado a tres profundidades durante un período de secado seleccionado.

En la [Tabla 5.3](#) se incluyen los valores del ME, MAE y RSME. La diferencia entre valores observados y simulados de PM puede atribuirse a diferentes causas: errores en las mediciones, errores en las variables de entrada al modelo, errores en la estructura del modelo o combinaciones de los anteriores. Si bien el ME no es un buen indicador dada su dependencia del signo del error, es útil para identificar la tendencia de un modelo a sobreestimar o subestimar los datos observados. En este caso resultó negativo para los dos primeros sensores indicando una ligera sobre estimación, y positivo para el tercer sensor, indicando subestimación. El valor del MAE y del RMSE es pequeño, demostrando un buen ajuste del modelo, aunque la magnitud de los errores se incrementa levemente con la profundidad. No obstante las dos observaciones anteriores, se debe tener presente que el número de observaciones se reduce a menos de la mitad desde los 30 cm a 100 cm, hecho que influye en la estimación de errores.

Tabla 5.3.: Estimadores de la bondad del ajuste del modelo para el PM para el período 1 en el plot A.

Profundidad [cm]	Número de observaciones	ME	MAE	RSME
30	186	-0,0024	0,0146	0,0226
60	163	-0,0058	0,0207	0,0327
100	83	-0,0259	0,0287	0,0340

Si bien se logró un adecuado ajuste del modelo a los valores observados de PM, es necesario discutir el enfoque adoptado para la representación de los procesos físicos simulados. En particular, cabe preguntarse si en suelos donde puede existir un control estructural en el movimiento del agua, el modelo de permeabilidad/porosidad simple (PS) es adecuado frente al enfoque de porosidad dual

(PD), al menos para ciertas condiciones observadas. La elección del modelo de PS se basó principalmente en las restricciones y dificultades en la obtención en campo de mediciones independientes del flujo en la región lenta (matriz del suelo) y en la región rápida (camino preferencial) necesarias para validar el modelo de PD. Los sensores de PM miden la condición del conjunto matriz-vías de flujo preferente, es decir caracterizan tanto el agua móvil como la inmóvil en proporciones que dependerán de las condiciones de humedad del suelo. Por ejemplo, uno puede especular que si el sensor está dentro de una grieta o cerca de ella, formada luego de un período de secado, el mismo mediría el agua móvil luego de que sobrevenga la primera precipitación. Si, por el contrario, el agua que llega al sensor es suficiente para cerrar pequeñas grietas, entonces el sensor mediría predominantemente agua inmóvil. Tal como lo describen [Kohne et al. \(2004\)](#), la adecuada performance del modelo de PS aquí obtenida, con valores de los parámetros consistentes con el tipo de suelo, ha sido observada en estudios previos y ha demostrado las limitaciones del uso exclusivamente de datos de flujo para la identificación de los parámetros del modelo de PD y el análisis del rol de los flujos preferenciales en suelos estructurados. El rol de estos flujos es discutido en las secciones siguientes mediante el modelo de transporte de cloruros basado en el enfoque de agua móvil-inmóvil.

5.2.7. Condiciones iniciales y de borde del modelo de transporte

La condición inicial y las condiciones de borde para el modelo de transporte de cloruros basado en el enfoque de agua móvil - inmóvil (MIM) se definieron en base a una combinación de datos medidos y publicados para suelos de características similares. La concentración inicial de cloruros en la zona móvil se asumió igual a la concentración de la primera muestra recolectada en el período simulado mientras que la concentración inicial de cloruros para la zona inmóvil se asumió igual a la publicada por el INTA para el tipo de suelo predominante en el área de San Justo ($0,3 - 0,6 \text{ mg cm}^{-3}$) ([INTA, 1992](#)). En la superficie del suelo se fijó una condición de flujo de soluto variable mientras que en el borde inferior del perfil se definió una condición de tipo Neumann (gradiente de concentración igual a cero, $\theta D \frac{\partial c}{\partial z} = 0$). Esta última condición puede ser usada tanto cuando el borde es impermeable o cuando el flujo de fluido sale del volumen de control.

5.2.8. Concentración de Cl^- simulada - discusión de resultados

El transporte de Cl^- se simuló tanto mediante la resolución del modelo ADE como del modelo MIM a los fines de comparar resultados, y evaluar cuál de los dos mejora el ajuste de los datos observados. La [Figura 5.7](#) muestra la concentración de Cl^- medida a 30, 60, 75 y 100 cm en el plot A, y los resultados numéricos obtenidos con ambos modelos. Además, se incluyeron las concentraciones medidas y simuladas a 30, 60 y 100 cm en el plot B, a fin de explicar patrones similares o diferentes entre los dos sitios.

Los resultados numéricos se ajustan razonablemente bien a las concentraciones medidas a diferentes profundidades, particularmente para las capas superiores del perfil de suelo. La adopción del modelo MIM mejoró los resultados numéricos en el plot A, donde es probable la formación de grietas, obteniendo una respuesta numérica más dinámica en comparación con la del modelo ADE, que no tuvo una buena performance para reproducir las concentraciones medidas en todas las profundidades en el plot A. Las mayores diferencias entre los dos modelos se obtuvieron en las

profundidades inferiores, donde el contenido de finos es mayor, justamente donde cabría esperar que el modelo MIM sea más representativo de las condiciones físicas. Este resultado es consistente con los resultados de la simulación del transporte de cloruros y curvas de llegada de bromuro en suelos de textura fina obtenidos por [Ventrella et al. \(2000\)](#) y [Jacques et al. \(2002\)](#), quienes encontraron un mejor desempeño del modelo MIM frente al ADE.

En el plot B las diferencias entre los resultados de los dos modelos son menos evidentes. El encharcamiento cercano de efluentes líquidos con marcada presencia de estiércol proveniente del corral vecino puede formar una costra compacta (mezcla de materia orgánica y material inorgánico) en superficie que induce condiciones de humedad más estables en el perfil de suelo en comparación con el plot A. Además, es posible que en ciertas condiciones se produzcan flujos laterales sub-superficiales. La abundancia de agua en el perfil disminuiría la presencia de macroporos, creando gradientes de potencial de menor magnitud, lo que resulta en concentraciones de Cl^- más estables. Si bien no se cuenta con mediciones de concentración para su verificación, el modelo predice un incremento de la concentración de cloruros a 30 y 60 cm durante el período de secado, resultado compatible con lo esperable.

Asimismo, las diferencias de respuesta entre el modelo ADE y el MIM en los plot A y B resaltan la importancia de los mecanismos de transferencia del cloruro entre capas y el grado de equilibrio y condiciones entre zonas móviles e inmóviles del perfil. Siguiendo la discusión presentada por [Köhne and Gerke \(2005\)](#) para suelos estructurados, el modelo MIM fue adecuado para el plot A donde el cloruro se aplica como una función impulso proveniente del escurrimiento superficial después de la precipitación, en un suelo en capas con cierto control estructural, resultando en un estado de no equilibrio entre las zonas móvil/inmóvil. Contrariamente, en el plot B existe un suministro casi continuo de agua y Cl^- generando un equilibrio entre las zonas móvil/inmóvil. Estas observaciones resaltan la importancia de la selección adecuada del sitio de monitoreo en orden a caracterizar un fenómeno dado debido a la variedad de situaciones que pueden producirse por la heterogeneidad de condiciones físicas.

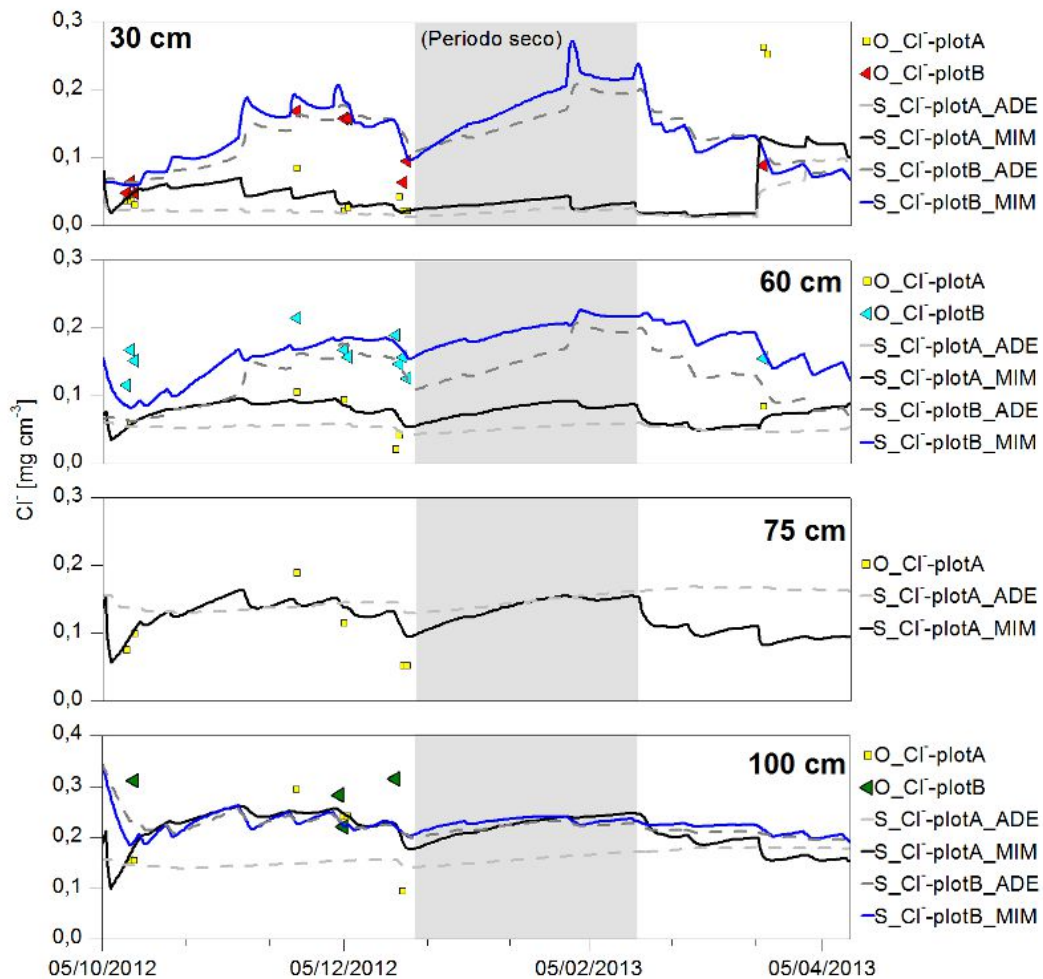


Figura 5.7.: Comparación entre la concentración de cloruros simulada mediante el modelo ADE y el modelo MIM, y observada a distintas profundidades en el plot A y B para el periodo 1.

La [Tabla 5.4](#) muestra el valor de los parámetros resultantes de la calibración del modelo de transporte de cloruros. Siguiendo el mismo procedimiento implementado por [Ventrella et al. \(2000\)](#), θ_{im} y ω fueron calibrados en cambio para D_L y D_o se adoptó un valor fijo definido de la siguiente manera. Se realizó un análisis de sensibilidad de la concentración simulada a diferentes valores de D_o extraídos de la literatura, e iguales a 0,17, 0,77 y 1,7 $\text{cm}^2 \text{d}^{-1}$ ([Van Rees et al., 1991](#)), obteniendo cambios muy poco significativos en las concentraciones simuladas para los diferentes valores de D_o . En consecuencia, se adoptó un valor de $D_o=1,7 \text{ cm}^2 \text{d}^{-1}$. De forma similar, se fijó un valor de $D_L=10 \text{ cm}$ (sugerido por HYDRUS 1D). Las pruebas realizadas con $D_L=20 \text{ cm}$ y $D_L=30 \text{ cm}$ no mostraron diferencias de resultados cuantificables. Los parámetros resultantes de la calibración tienen el mismo orden de magnitud que aquellos reportados por [Ventrella et al. \(2000\)](#) para un suelo similar, estando de acuerdo con la evolución en profundidad de la densidad aparente medida.

El análisis del ajuste del modelo de transporte mediante la estimación de errores solo pudo realizarse para 30 cm de profundidad en el plot A ([Tabla 5.5](#)) debido al reducido número de muestras obtenidas de las capas inferiores.

Tabla 5.4.: Parámetros ajustados del modelo de transporte de cloruros para el periodo 1.

Parámetros	1° Capa	2° Capa	3° Capa	4° Capa
D_L [cm^{-1}]	10	10	10	10
D_o [$\text{cm}^2 \text{d}^{-1}$]	1,7	1,7	1,7	1,7
θ_{im} [$\text{cm}^3 \text{cm}^{-3}$]	0,1	0,2	0,2	0,2
ω [d^{-1}]	0,016	0,016	0,016	0,016

D_L = Dispersión longitudinal; D_o = Coeficiente de difusión molecular;
 θ_{im} = Contenido de agua inmóvil; ω = Coeficiente de transferencia de masa.

Tabla 5.5.: Estimadores de la bondad del ajuste del modelo de transporte en el plot A.

Profundidad [cm]	Número de observaciones	ME	MAE	RMSE
30	10	0,0258	0,0823	0,0403

5.2.9. Impacto de las características de la precipitación en el transporte de cloruros

Las observaciones de campo y los resultados numéricos mostraron la influencia de la interacción entre las propiedades físicas del suelo, especialmente las del horizonte Bt1, el monto de precipitación, y el desarrollo de grietas. A los fines de analizar en más detalle la influencia del monto de precipitación en el PM y el movimiento de Cl^- , se seleccionaron cuatro eventos denominados A, B, C y D, cuyos montos de precipitación fueron 228,5 mm; 40 mm; 56 mm; y 75,3 mm, respectivamente.

Según se observa en la [Figura 5.8](#), las concentraciones de cloruro simuladas fueron consistentes con los valores medidos, mostrando un incremento con la profundidad. La condición antecedente a A era de baja humedad. Ocurrida la lluvia, se registró una concentración de Cl^- menor a $0,15 \text{ mg cm}^{-3}$ en todas las profundidades muestreadas, con un mínimo de $0,03 \text{ mg cm}^{-3}$ a 30 cm. A pesar de la variación del PM por el humedecimiento del perfil, la concentración medida en días sucesivos no varió sustancialmente. Aún cuando antes del evento B ocurrieron precipitaciones de bajo monto ($<40 \text{ mm}$) a finales de noviembre, éstas no fueron suficientes para diluir las concentraciones, las que se incrementaron levemente, tal como se indica en el muestreo realizado durante el evento B. Entre el 21 y 23 de noviembre, se produjo un descenso del PM el que llega a valores cercanos a la saturación en la capa superior del perfil. Sin embargo las concentraciones de cloruro duplicaron su valor respecto al evento A, llegando a $0,08 \text{ mg cm}^{-3}$ y $0,28 \text{ mg cm}^{-3}$ a 30 cm y 100 cm, respectivamente. Es de notar que el modelo simuló correctamente el incremento temporal de la concentración y su distribución en vertical.

Para el evento C, el perfil de concentración de Cl^- simulado se ajustó muy satisfactoriamente a los valores observados, persistiendo las mayores concentraciones en las capas más profundas. Se detecta una pequeña disminución de la concentración observada (efecto de dilución a los 75 cm) con respecto a la medida en el evento B aún cuando la precipitación entre B y C difiere sólo en 15 mm. Finalmente, durante el evento D ocurrido al final de diciembre, se produjo una dilución más notoria de la concentración que el modelo reproduce adecuadamente en la parte superior del perfil, no así en las capas inferiores. Similar a lo ocurrido en el evento A, los resultados indicarían que ambos, la matriz y las vías de flujo preferentes contribuirían a la distribución de concentración en el perfil.

En el plot B también se observan mayores concentraciones de Cl^- en profundidad (ver [Figura 5.9](#)),

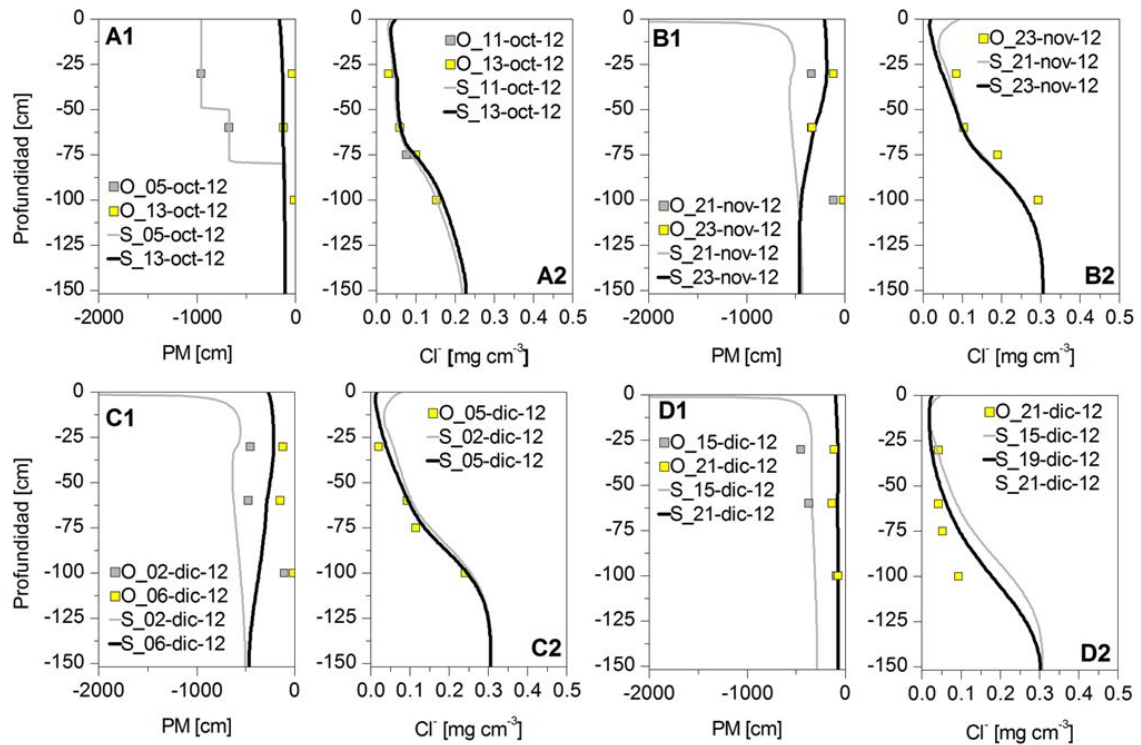


Figura 5.8.: Comparación entre valores simulados (S) y observados (O) del PM y concentración de Cl⁻ (modelo MIM) en profundidad para diferentes eventos de precipitación en el plot A.

que el modelo reproduce adecuadamente en la mitad superior del perfil, subestimando la concentración a 100 cm. El perfil observado en los eventos A y D contrasta con lo medido en los eventos B y C, en los que se observa un perfil más uniforme, con concentraciones cercanas a 0,2 mg cm⁻³.

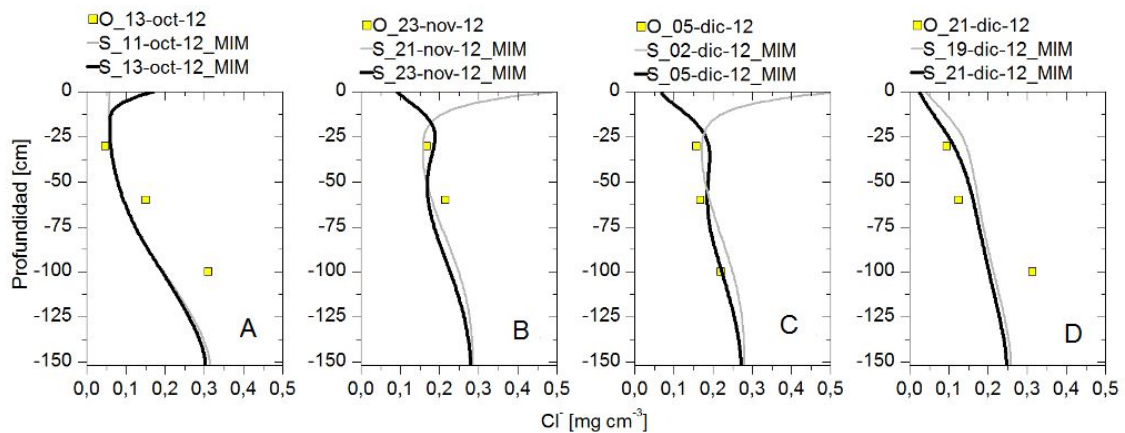


Figura 5.9.: Comparación entre valores simulados (S) y observados (O) de la concentración de Cl⁻ (modelo MIM) en profundidad para diferentes eventos de precipitación en el plot B para los eventos A, B, C y D, para el período 1.

5.2.10. Análisis de sensibilidad del modelo de transporte

A pesar del adecuado ajuste obtenido en la simulación del transporte, la imposibilidad de medir los parámetros, o de disponer de valores de los mismos en la literatura para suelos de características texturales similares, hacen que su valor calibrado sea incierto y debe ser investigado mediante un

análisis de sensibilidad. Si se consideran los parámetros θ_{im} , ω , D_L y D_O para cada una de las capas simuladas, el número de parámetros a ser analizado asciende a 16. En base a los resultados alcanzados en la simulación del periodo 1, y en orden a simplificar el análisis, se modificó un parámetro por vez sólo en la capa 2 manteniendo el resto de los parámetros con su valor calibrado. Los resultados numéricos se evaluaron en forma global, calculando los errores entre concentraciones de cloruros simuladas y observadas sin diferenciarlos por profundidad. La [Tabla 5.6](#) muestra el conjunto de simulaciones realizadas. Los resultados indican que el modelo es poco sensible a cambios en los parámetros D_O , D_L y α , sin embargo mostró sensibilidad a θ_{im} . Valores de θ_{im} menores que 0,2 (valor resultante de la calibración) causan un incremento de los errores, por ejemplo duplicando el RMSE con respecto a su valor de calibración mientras que el valor de 0,3 produce un notable descenso de los errores que se ve reflejado también en la [Figura 5.10](#).

Tabla 5.6.: Análisis de sensibilidad a los parámetros del modelo de transporte

Parámetros	ME	MAE	RSME
$D_L = 10$	0,02508	0,05227	0,1311
$D_L = 20$	0,02537	0,05204	0,1308
$D_L = 30$	0,02554	0,05195	0,1306
$\theta_{im} = 0,05$	0,03986	0,05199	0,1372
$\theta_{im} = 0,1$	0,02508	0,05227	0,1311
$\theta_{im} = 0,2$	-0,00445	0,03714	0,0747
$\theta_{im} = 0,3$	0,0011	0,015	0,0226
$\alpha = 0,008$	0,02441	0,05256	0,1319
$\alpha = 0,016$	0,02508	0,05227	0,1311
$\alpha = 0,04$	0,02579	0,05192	0,1300
$D_O = 0,17$	0,02513	0,05229	0,1311
$D_O = 0,7$	0,02512	0,05228	0,1311
$D_O = 1,7$	0,02508	0,05227	0,1311

Esta figura muestra los resultados numéricos comparados con las concentraciones medidas a diferentes profundidades. A 100 cm, el modelo mostró más sensibilidad a todos los parámetros hacia el final del período de simulación, aunque los mayores cambios se produjeron para θ_{im} . Un valor bajo de θ_{im} ($0,05 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$) atenuó apreciablemente las concentraciones simuladas. Un valor mayor de θ_{im} , igual a $0,3 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$, mejoró la performance del modelo en todas las profundidades evaluadas.

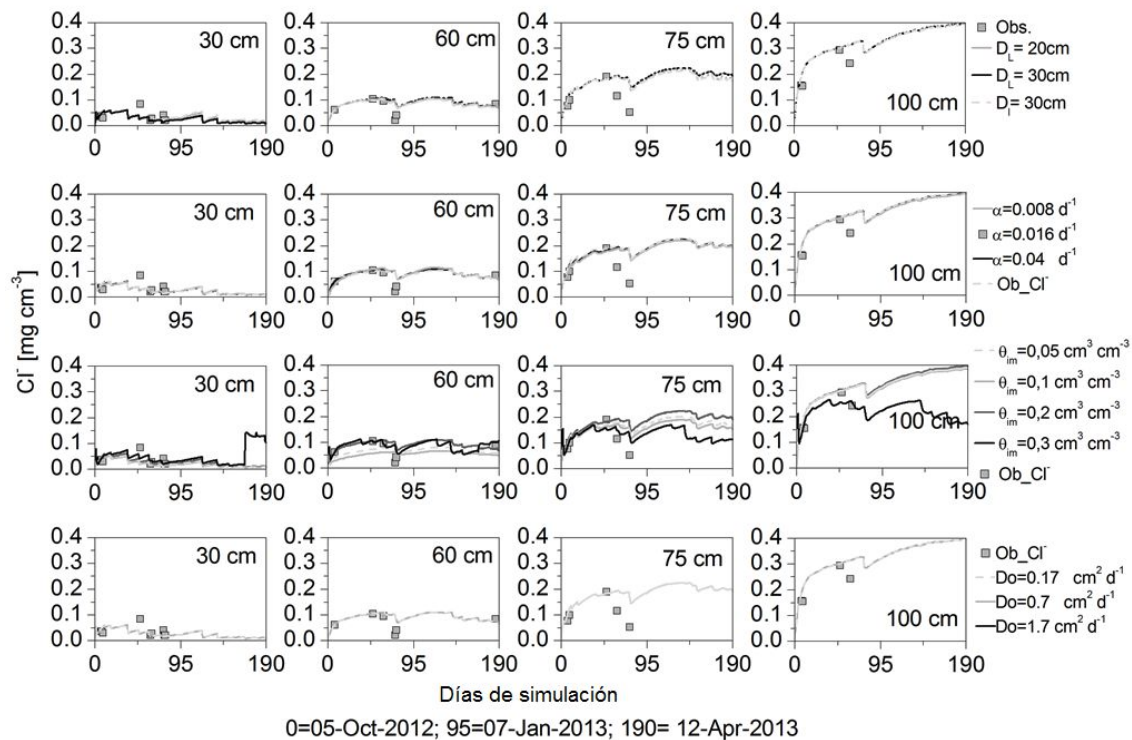


Figura 5.10.: Análisis de sensibilidad del modelo de transporte a cambios en los parámetros : θ_{im} , ω , D_L y D_O

El hecho de que solo el contenido de agua en la zona inmóvil produzca cambios cuantificables en la concentración simulada, sugiere que los horizontes de textura muy fina, con alta capacidad de almacenar agua, gobernarían los fenómenos de transporte en condiciones no saturadas.

5.3. Período 2: 10-10-2012 (día 41) al 21-12-2012 (día 113)

Este período está contenido dentro del período 1. A diferencia de éste, en el que se alternan períodos de humedecimiento/secado intenso del perfil, el período 2 es sólo un período húmedo antecedido también de condiciones húmedas del perfil. El objetivo de esta simulación fue realizar un ajuste más fino de la discretización de los horizontes, de los parámetros de la ecuación de flujo, de los parámetros de transporte para el plot A y el plot B, y validar numéricamente los procesos observados, en particular la dilución de las concentraciones. Se incorporó a la simulación el transporte de sales representadas por la conductividad eléctrica (CE) y de nitratos (NO_3^- -N). El plot C no fue simulado en este período dado que se instrumentó con posterioridad al mismo.

5.3.1. Discretización espacial y temporal

El perfil simulado fue de 130 cm, representado mediante 4 capas, y discretizado con 262 nodos de cálculo, lo que representa una densidad mayor respecto a la simulación anterior. Como se observa en la [Figura 5.11](#), los nodos de observación se colocaron a 30, 60, 75 y 100 cm de profundidad, ubicados en capas con propiedades diferentes a la simulación anterior, como se explica a continuación.

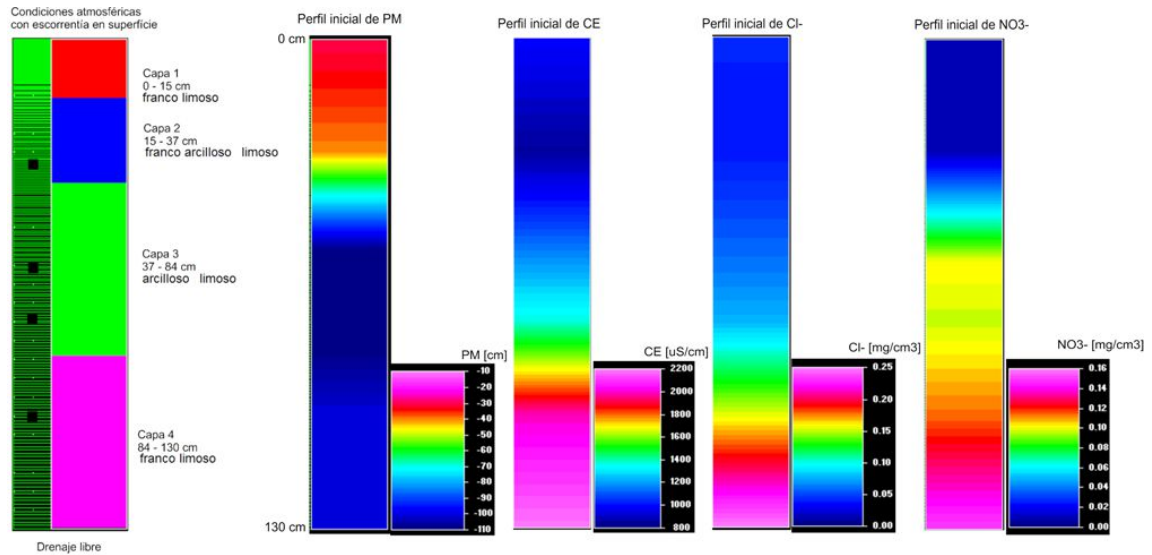


Figura 5.11.: Discretización espacial del perfil de suelo, material y espesor de las capas simuladas, ubicación de nodos de observación y condiciones de borde para el período 2.

En la [Figura 5.11](#) se observan los límites de las capas simuladas. El espesor de las capas se definió haciendo uso de la descripción textural y de la evaluación visual de testigos extraídos para tal fin ([Figura 5.12](#)), en los que se pudo observar un cambio en la estructura del suelo a los 15 cm de profundidad. En consecuencia, las capas quedaron definidas de la siguiente manera: capa superficial de 15 cm de espesor caracterizada por una baja densidad aparente, lo que indicaría un horizonte suelto; una segunda capa de 22 cm de espesor que incluye un pequeño espesor de la parte inferior del horizonte Ap y todo el horizonte de transición BA; una tercera capa de 47 cm de espesor que agrupó los horizontes más importantes del perfil, que son el Bt1 y Bt2; y finalmente una cuarta capa de 46 cm de espesor caracterizada por los horizontes BC y C1.

La discretización temporal se realizó con un paso de tiempo inicial de 0,01 d, paso de tiempo mínimo de 0,00002 d y un paso de tiempo máximo de 0,05d.

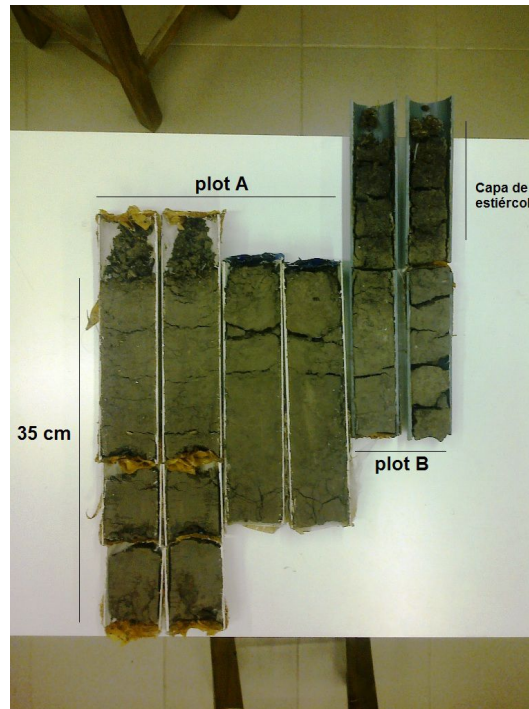


Figura 5.12.: Testigos de suelo tomados en el plot A y el plot B.

5.3.2. Condiciones iniciales y de borde del modelo de flujo

La condición inicial de PM fue definida en base a la información de campo disponible. En el plot A, se definió la siguiente distribución: PM= -40 cm (-4 KPa) en $z=0$ cm; PM= -30 cm (-3 KPa) en $z=30$ cm; PM= -120 cm (-12KPa) en $z=60$ cm, y PM= -100 cm (-10KPa) en $z=100$ cm, interpolando linealmente el PM entre las profundidades definidas. Entre 100 cm y 130 cm el PM se mantuvo constante.

En el plot B se adoptó una variación lineal del PM inicial, desde -80 cm (-8 KPa) en la superficie del suelo hasta 40 cm (4KPa) en el borde inferior del perfil. Debido a la condición de saturación prolongada, la condición de borde inferior se mantuvo invariable en el tiempo.

El tipo de condición de borde superior en cada plot fue la misma que la utilizada en el período 1, representada por las condiciones atmosféricas, mientras que en el borde inferior se adoptó una de tipo drenaje libre para el plot A y una de PM prescripto para el plot B.

La altura de la vegetación fue incorporada al modelo de acuerdo con las mediciones realizadas en campo. Durante este período, en el plot A, la vegetación alcanzó una altura de 50 cm y en el plot B 25 cm. Las raíces de la vegetación se distribuyeron en forma constante en tres sectores: $b(z) = 1$ entre 0 - 20 cm, $b(z) = 0,5$ entre 20 - 84 cm y $b(z) = 0,1$ entre 84 - 130 cm. El significado de la función $b(z)$ fue explicado en el Capítulo 2.

5.3.3. Patrones de flujo simulados - discusión de resultados

Mediante el modelo Rosetta disponible en HYDRUS 1D (Schaap et al., 2001), y considerando la textura, la densidad aparente (medida en el laboratorio), el contenido de agua a capacidad de campo

y el contenido de agua en el punto de marchitez permanente (determinados por el edafólogo), se obtuvo el valor inicial de los parámetros de van Genuchten-Mualem para cada capa. En el proceso de calibración del modelo se ajustó solamente el valor de los parámetros n y α para la 2^{da}, 3^{ra} y 4^{ta} capa simulada, mientras que los demás parámetros mantuvieron el valor estimado por Rosetta. Los parámetros calibrados se muestran en la [Tabla 5.7](#) y las curvas de retención asociadas en la [Figura 5.13](#).

Tabla 5.7.: Parámetros ajustados del modelo de flujo - Período 2.

Parámetro	1° Capa	2° Capa	3° Capa	4° Capa
	[0 - 15 cm]	[15 - 37 cm]	[37 - 84 cm]	[84 - 130 cm]
θ_r (cm ³ cm ⁻³)	0,059	0,064	0,07	0,07
θ_s (cm ³ cm ⁻³)	0,474	0,402	0,39	0,413
α (cm ⁻¹)	0,018	0,0063	0,0056	0,007
n (-)	1,353	1,153	1,15	1,12
K_s (cm d ⁻¹)	29,6	9,2	6,8	10,8
l (-)	0,5	0,5	0,5	0,5

El valor de α para la 2^{da}, 3^{ra} y 4^{ta} capas resultó del mismo orden de magnitud que en la simulación exploratoria (período 1), mientras que en la capa 1 aumentó de 0,0063 cm⁻¹ a 0,018 cm⁻¹. El parámetro n , en cambio, se redujo en todas las capas; en la 1^{ra} de 1,53 a 1,35, mientras que en las restantes su valor resultó prácticamente uniforme, cercano a 1,15. El valor de K_s mantuvo valores similares a los de la simulación exploratoria mientras que l fue igual a 0,5, valor propuesto por [Mualem \(1976\)](#) para la mayoría de los suelos.

Las diferencias en el valor de n y α entre la simulación del período 1 y 2 reflejan la influencia de la nueva distribución de capas introducida en esta simulación, donde la capa 1 posee un valor de presión de entrada de aire menor facilitando el ingreso de agua, mientras que las tres capas inferiores se comportarían de forma similar según lo refleja la similitud del valor de todos los parámetros de flujo.

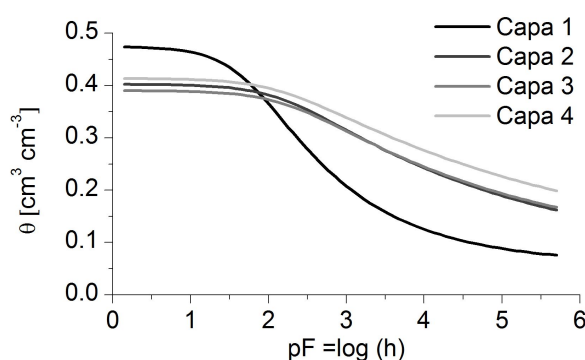


Figura 5.13.: Curvas de retención simuladas a partir de los parámetros ajustados para cada capa durante el periodo 2.

En términos generales puede decirse que, en concordancia con la descripción textural del perfil, el valor de los parámetros calibrados indica un suelo con muy bajas conductividades hidráulicas, que no superan 30 cm d⁻¹ en la capa superficial, valor que disminuye todavía más en profundidad por el incremento de arcillas. Los valores de tensión de entrada de aire son muy elevados, lo que implica

que el suelo es capaz de retener grandes volúmenes de agua por períodos de tiempo considerables, hecho que también se refleja en los bajos valores del parámetro n que indican drenaje lento. Como se mencionó anteriormente, se evidencia un contraste en el valor de los parámetros entre la capa 1 y las capas inferiores. La capa superior del modelo incluye al horizonte Ap, de menor densidad aparente, mayor contenido de la fracción arenosa y estructura granular abierta, lo que se refleja en el valor calibrado de n y α , sugiriendo un drenaje más rápido que en los horizontes inferiores.

Los bajos valores de los parámetros n y α también son indicadores de suelos arcillosos, con drenajes muy lentos, condiciones de flujo que pueden modificarse si se desarrollan estructuras que favorezcan el flujo por vías preferenciales. Es de notar que el rango de parámetros encontrados es muy similar al descrito por [Dietrich \(2013\)](#) en un suelo Argiudol típico de la provincia de Buenos Aires.

La [Figura 5.14](#) muestra el PM simulado y medido en el Plot A a diferentes profundidades. El PM simulado respondió rápidamente a cada evento de precipitación, reproduciendo correctamente las condiciones de cuasi-saturación registradas por los tres sensores, en particular los dos superiores. El PM observado fluctuó entre 0 y -600 cm (60 KPa), demostrando que el suelo siempre estuvo en condiciones cercanas a saturación. En el período 1, el PM fluctuó entre 0 y -2000 cm (200KPa), este último valor igual al límite de detección del sensor, por lo que el suelo estuvo sometido a tensiones aún mayores.

Como se aprecia en la figura, el contenido de agua θ presentó mayor variabilidad a 30 cm de profundidad, reduciendo dicha variación con el aumento de la profundidad, manteniendo siempre valores superiores a $0,3 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$. Solo cuando el perfil adquirió condiciones cercanas a la saturación (día 110-113) se evidencia un flujo descendente que es simulado en todas las profundidades de observación con una magnitud comparable, aunque la transferencia de agua más allá de los 100 cm se reduce notablemente.

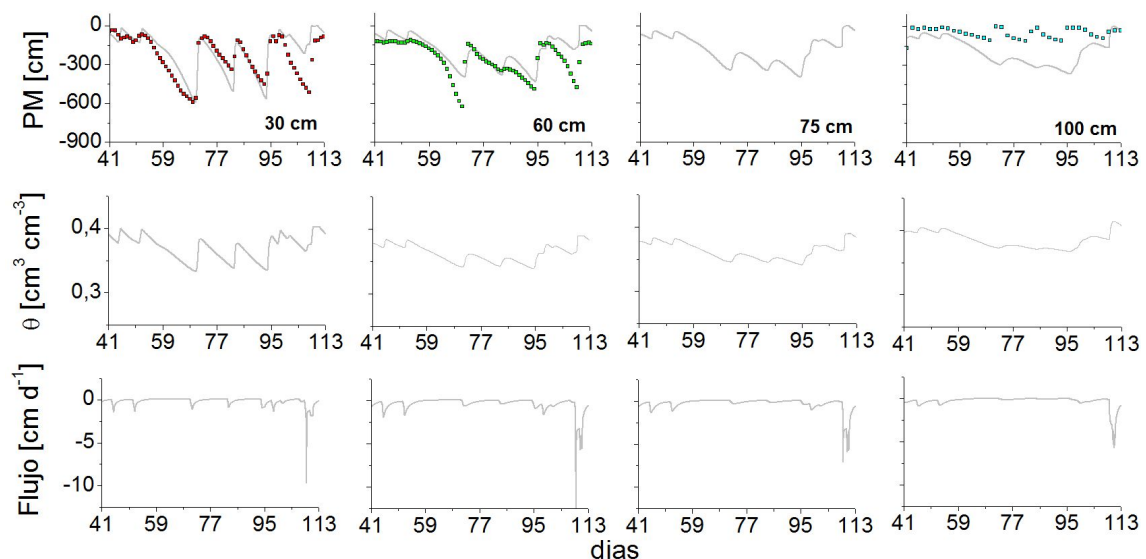


Figura 5.14.: Comparación del PM simulado y observado, contenido de agua y flujos simulados en el plot A - período 2.

5.3.4. Condiciones iniciales y de borde para el modelo de transporte

En este caso se simuló Cl^- , CE y NO_3^- -N. El uso de un modelo de no equilibrio que contempla una zona móvil y otra inmóvil (MIM) precisó de un perfil de concentración inicial para cada variable a simular en ambas zonas. El perfil de concentración inicial para las tres variables fue definido a partir del análisis realizado in situ y en laboratorio el día del inicio de la simulación.

Debido a que la simulación comienza inmediatamente después de un evento de precipitación, éste adquirió condiciones cercanas a la saturación. Por ello, la concentración inicial en la zona inmóvil se asumió igual a la de la zona móvil.

En la superficie del suelo se fijó una condición de flujo de soluto variable mientras que en el borde inferior del perfil se definió un gradiente de concentración igual a cero.

5.3.5. Concentración de solutos simulada - discusión de resultados

La metodología utilizada para el ajuste de la variación temporal y espacial de las concentraciones de solutos se basó en encontrar el juego de parámetros que ajusten la CE de la solución del suelo medida en todos los puntos de muestreo. Esos parámetros fueron luego utilizados para simular el transporte de Cl^- y NO_3^- -N sin modificar su valor. La Tabla 5.8 incluye los parámetros calibrados del modelo de transporte para cada capa simulada.

Tabla 5.8.: Parámetros calibrados del modelo de transporte – Período 2.

Parámetro	1° Capa	2° Capa	3° Capa	4° Capa
D_L	30	30	30	30
θ_{im}	0,1	0,3	0,32	0,32
ω	0,008	0,0003	0,00022	0,00023
D_o	1,7	1,7	1,7	1,7

Los valores calibrados de ω resultaron ser dos órdenes de magnitud menor comparado con los valores calibrados para la simulación 1. Esto estaría reflejando la situación de equilibrio existente entre la zona móvil e inmóvil. Diferentes pruebas efectuadas con distintos θ_{im} en este período, corroboraron lo observado en la simulación 1. Fue necesario un θ_{im} elevado ($0,3 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$) para ajustar los valores observados en la capa 2, 3 y 4.

En la Figura 5.15 se observa la comparación entre la CE, la concentración de Cl^- y la concentración de NO_3^- -N observadas y simuladas en el plot A. Se identifican picos de concentración en intervalos inter-lluviosos, que están asociados principalmente a la pérdida de agua del perfil por evapotranspiración, y por consiguiente, al aumento de la concentración de sales. Sin embargo, este fenómeno simulado pierde importancia con la profundidad. El ajuste de las concentraciones observadas de NO_3^- -N es muy bueno, apreciándose la disminución de la concentración hacia el final del período simulado por efecto de la dilución causada por el volumen de agua infiltrada. Asimismo, el modelo reproduce adecuadamente el incremento de la concentración de nitratos en profundidad.

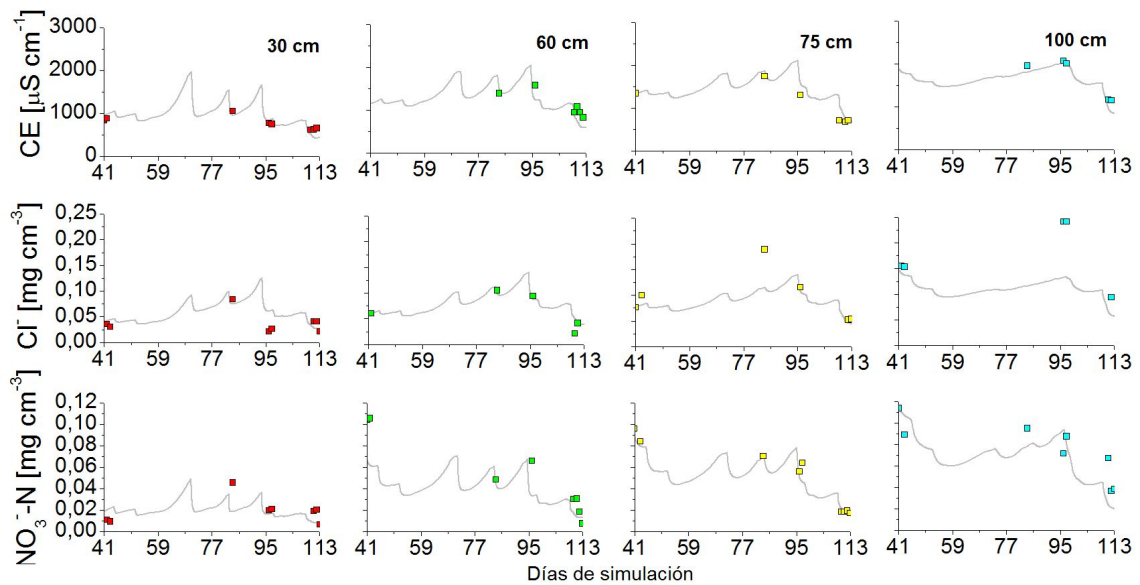


Figura 5.15.: Comparación entre concentraciones observadas y simuladas de CE, Cl⁻ y NO₃⁻-N en el plot A – Período 2.

En el Capítulo 4 se identificaron y discutieron los diferentes procesos fisicoquímicos y biológicos que afectan las componentes de la solución del suelo según el sitio analizado. En los perfiles verticales de concentración mostrados en la [Figura 5.16](#) se destaca el proceso de dilución observado, que fue validado mediante la simulación 1D en el plot A. En la figura se graficaron las concentraciones observadas y simuladas de cada soluto luego de los tres eventos de precipitación consecutivos sucedidos entre el 22-11-2012 y el 22-12-2012, que aportaron un total de 230 mm, y causaron la disminución de las concentraciones en las cuatro profundidades monitoreadas.

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

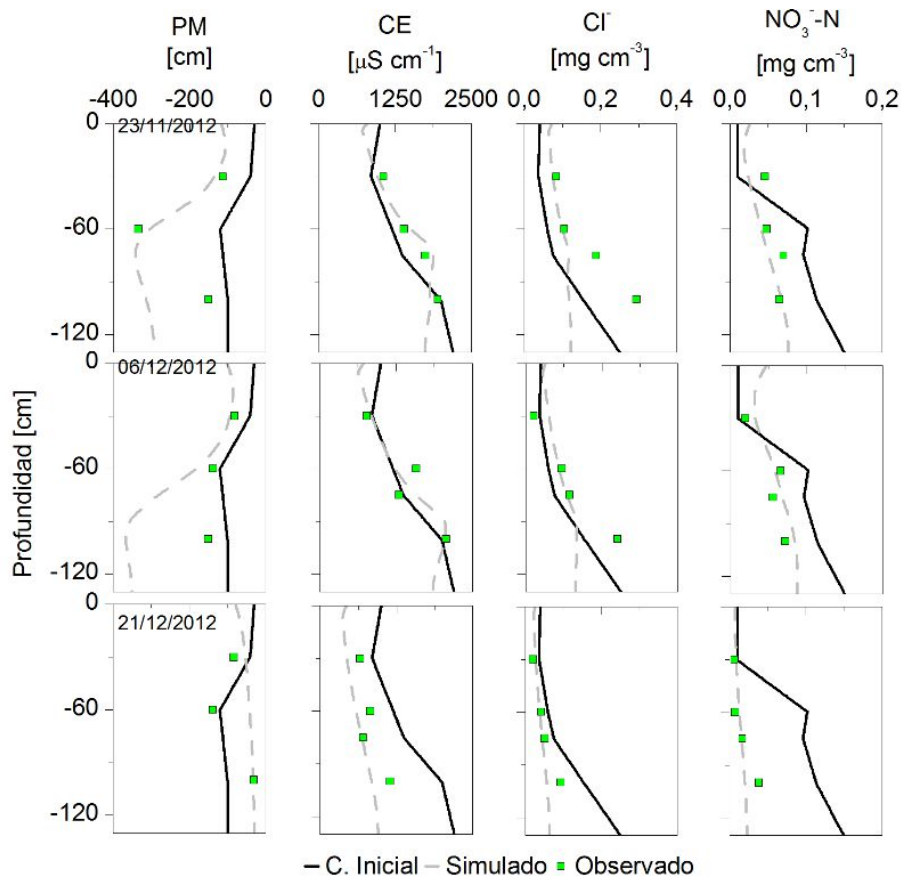


Figura 5.16.: Simulación del proceso de dilución observado en el plot A luego de tres eventos de precipitación sucesivos ocurridos entre el 22-11-2012 y el 22-12-2012.

El incremento de la CE, la concentración de Cl^- y la concentración de NO_3^- -N con la profundidad demuestra la existencia de flujo vertical y migración de solutos con el agua. La concentración de NO_3^- -N medida a 100 cm de profundidad superó siempre los 35 mg l^{-1} (equivalente a 155 mg l^{-1} como NO_3^-) en este período y tuvo máximos cercanos a 120 mg l^{-1} (equivalente a 531 mg l^{-1} como NO_3^-). Esta observación pone de manifiesto que el plot adyacente al corral de engorde que mantuvo siempre condiciones no saturadas constituye un sitio de elevada concentración de nitrógeno como NO_3^- y que puede condicionar la calidad de agua tanto superficial como subterránea si se compara dichas concentraciones con el límite establecido por la normativa para agua de consumo, igual a 45 mg l^{-1} .

La [Figura 5.17](#) muestra la comparación entre la CE, la concentración de Cl^- y la concentración de NO_3^- -N observadas y simuladas en el plot B. Al igual que en el plot A, la concentración simulada, posee picos de concentración en intervalos inter-lluviosos, que están asociados principalmente a la pérdida de agua del perfil por evapotranspiración, y por consiguiente, al aumento de la concentración de sales. Este efecto se disipa notablemente con la profundidad desapareciendo a 100 cm debido a las condiciones de saturación predominantes en el sitio. El valor de la CE observada no presenta variaciones significativas en el período, situación que el modelo captura correctamente.

Las concentraciones simuladas se ajustaron temporal y espacialmente a las concentraciones de Cl^- observadas. Del mismo modo, la concentración de Cl^- mostró un leve incremento con la profundidad, fluctuando entre 100 y 200 mg l^{-1} a 60 cm. A 100 cm la concentración de Cl^- simulada se mantiene

constante hasta la llegada del evento de precipitación de 40 mm (03-12-2012) [día 95 de simulación] que reduce la concentración simulada contrariamente a lo que se observó en campo.

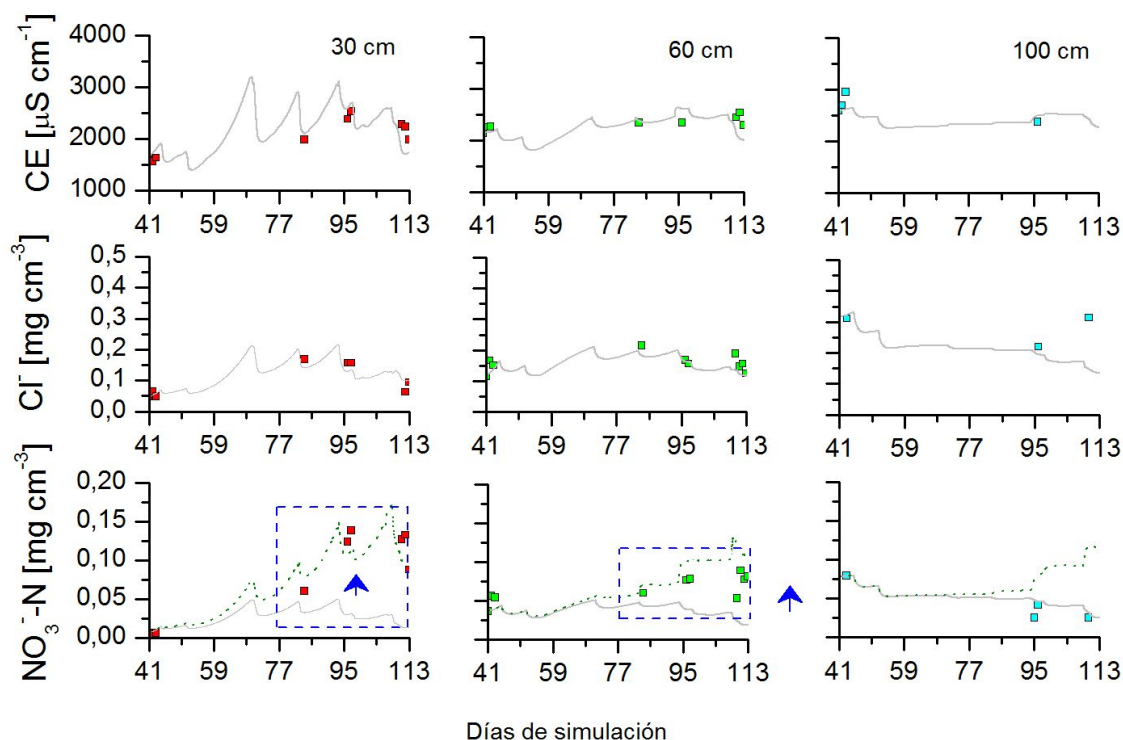


Figura 5.17.: Comparación entre concentraciones observadas y simuladas de CE, Cl⁻ y NO₃⁻-N en el plot B – Período 2. Línea a trazos corresponde al resultado del modelado con el proceso de nitrificación incorporado.

Como se aprecia en la [Figura 5.17](#), los resultados numéricos reprodujeron muy cercanamente la CE y la concentración de Cl⁻ observadas en el plot B. Sin embargo, no se ajustó el apreciable incremento de la concentración de NO₃⁻-N observada a 30 y 60 cm hacia el final del período simulado. Este comportamiento no pudo ser correctamente representado por el modelo de transporte MIM que incluye los procesos de advección, dispersión/difusión y transferencia entre la zona móvil/inmóvil, y que resultó adecuado en el plot A, donde siempre se tuvieron condiciones de no saturación.

En el plot B la temperatura de la solución del suelo siempre superó los 20°C en este período de monitoreo. Además, se observó carga orgánica depositada en superficie, como lo documenta la fotografía de la [Figura 5.12](#). Ambas observaciones brindan indicios de que durante períodos interlluviosos pueden tener lugar procesos de nitrificación que dominan sobre la dilución provocada por la precipitación. En función de ello, se incorporó al modelo el proceso de nitrificación solo para la capa superior de [0 - 15 cm] debido a que en ese espesor tuvieron lugar los procesos de humedecimiento y secado más dinámicos, y que se trata de la capa más impactada por los residuos sólidos provenientes de los corrales. Se adoptó una tasa de nitrificación de primer orden igual a $\mu_{NO_3^-} = 0,06d^{-1}$. Como se observa en la [Figura 5.17](#), el ajuste de la concentración de NO₃⁻-N observada a 30 y 60 cm mejoró sustancialmente mientras que a 100 cm la sobreestima. Pruebas realizadas de la aplicación del proceso de desnitrificación a la capa inferior del perfil no lograron modificar la tendencia creciente de la concentración de nitrato a dicha profundidad. Los resultados del modelo confirmaron el rol dominante de los procesos físicos de transporte por sobre los proceso

biológicos a esta profundidad. Una explicación alternativa sería la existencia de flujos laterales en profundidad. Esta hipótesis de trabajo será explorada en el capítulo siguiente mediante modelación 2D.

El valor ajustado de la tasa de nitrificación estuvo por debajo de valores publicados: $0,2 \text{ d}^{-1}$ por [Jansson \(2001\)](#), $0,02\text{--}0,5 \text{ d}^{-1}$ por [Lotse et al. \(1992\)](#), $0,226\text{--}0,432 \text{ d}^{-1}$ por [Iskandar and Selim \(1981\)](#), $0,15\text{--}0,25 \text{ d}^{-1}$ por [Ling and El-Kadi \(1998\)](#), y $0,24\text{--}0,72 \text{ d}^{-1}$ por [Misra et al. \(1974\)](#), aunque éstos corresponden a suelos arados de estructura granular muy diferente en superficie.

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

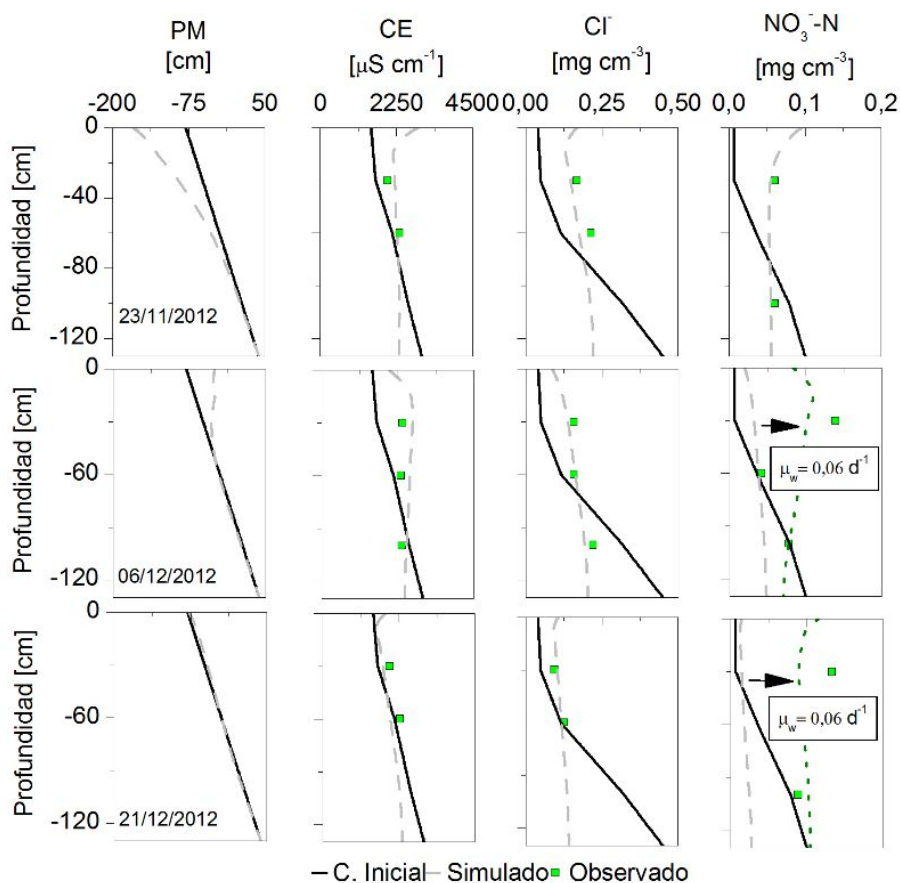


Figura 5.18.: Perfiles de concentración simulados. Línea punteada donde se expone el proceso de nitrificación observado en el plot B

5.4. Período 3: 20/03/2013 (día 201) al 09/05/2013 (día 251)

Este período también está comprendido en el período 1 ya descrito, y comprende 50 días en los que prevalecen condiciones húmedas al igual que el período 2. No obstante, a diferencia de la situación antecedente del período 2, en este caso la simulación comienza luego de que el suelo estuviera sometido a un intenso proceso de secado durante el verano. El objetivo de esta simulación fue

entonces validar el modelo utilizando el mismo juego de parámetros calibrados durante el período 2 para condiciones antecedentes y forzantes diferentes.

El flujo de agua fue representado bajo el concepto de porosidad simple, mientras que el transporte de solutos mediante la formulación de no equilibrio simulada mediante el modelo MIM, considerando el transporte de sales representadas por la CE, de Cl^- y NO_3^- -N. La discretización espacial y temporal fue la misma que la utilizada en el período 2.

Las precipitaciones ocurridas al final del período de secado, que anteceden al período simulado, lograron activar nuevamente los sensores a 30 y 60 cm de profundidad (Figura 5.3), sin embargo el humedecimiento del perfil no fue suficiente para lograr la extracción de muestras de agua y determinar concentraciones. Por lo tanto, a los fines de contar con valores iniciales de concentración, la simulación se inició al momento de coleccionar las primeras muestras después del seco verano, esto es el 20/3/2013.

5.4.1. Condiciones iniciales y de borde del modelo de flujo

Las condiciones iniciales del modelo de flujo fueron definidas acorde a lo registrado por los sensores de PM en el primer día de simulación. En el plot A, se definió la siguiente distribución: PM= -100 cm (-10 KPa) en $z=0$ cm; PM= -115 cm (-15 KPa) en $z=30$ cm; PM= -207 cm (-20KPa) en $z=60$ cm, PM= -180 cm (-18KPa) en $z=100$ cm, y PM= -200 cm (-20KPa) en $z=130$ cm, interpolando linealmente el PM entre las profundidades definidas. Entre 100 cm y 130 cm el PM se mantuvo constante.

5.4.2. Patrones de flujo simulados - discusión de resultados

Como se aprecia en la Figura 5.19, el PM simulado con el conjunto de parámetros calibrados en el período 2, se ajustó satisfactoriamente al PM registrado por los sensores a 30 cm y 100 cm de profundidad, no así a 60 cm. A 100 cm el PM permanece casi constante y aproximadamente igual a 20 KPa durante todo el período, mostrando la capacidad de retención de agua en este horizonte.

El sensor a 60 cm está situado en el horizonte más arcilloso, sin embargo evidenció una tasa de variación del PM mucho mayor que la registrada a 30 cm, que el modelo no logró representar con los parámetros ajustados anteriormente. La tasa de variación del PM medida a 60 cm equivale a -33 cm d^{-1} ($-3,3 \text{ KPa d}^{-1}$) mientras que a 30 cm fue de -19 cm d^{-1} ($-1,9 \text{ KPa d}^{-1}$).

En consonancia con el PM simulado, el contenido de agua θ simulado presentó una leve variabilidad a 30 cm, reduciendo dicha variación con el aumento de la profundidad, resultando siempre superior a $0,3 \text{ cm}^3 \text{ cm}^{-3}$. El flujo calculado muestra que, como es esperable, su magnitud disminuye con la profundidad; un único evento descarga sobre el perfil una precipitación considerable hacia el final del período simulado, produciendo un flujo que logra traspasar los 100 cm.

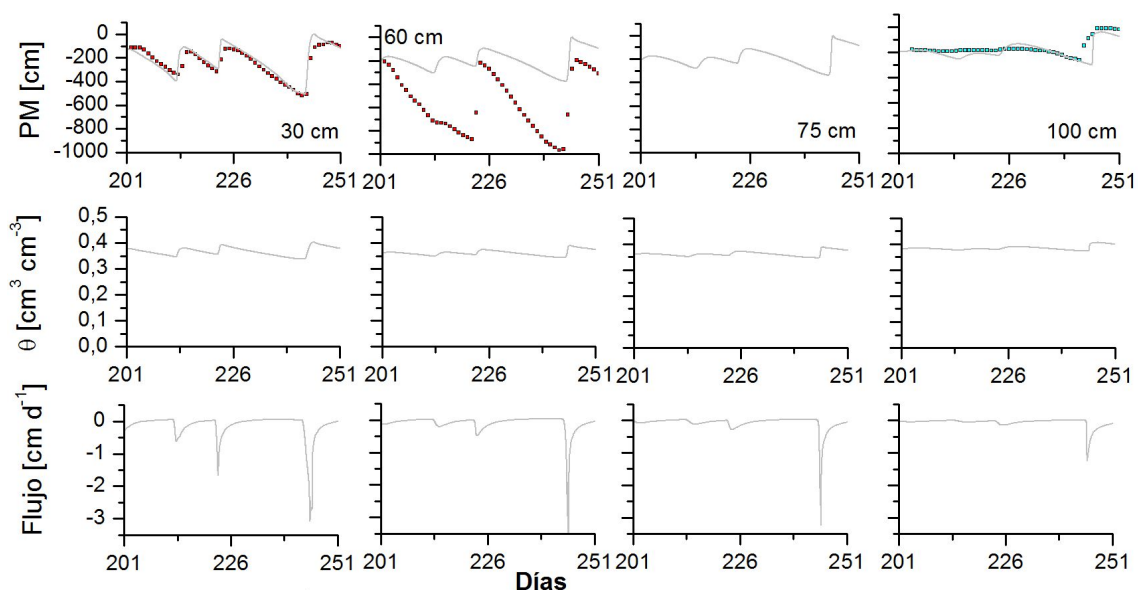


Figura 5.19.: Comparación del PM simulado y observado, contenido de agua y flujos simulados en el plot A - Período 3.

Antes de explicar los posibles mecanismos o comportamientos del suelo que resultaron en la variación del potencial matricial es importante recordar que este período húmedo es el primero ocurrido luego de un período de secado extremo que afectó todo el perfil del suelo, como se analizó en la [Figura 5.3](#). En relación a ello, los valores de los parámetros α , n y Ks ajustados para el período húmedo anterior, simulan un estado de humedad a 60 cm que no representa los valores observados. Una posible explicación al fenómeno observado deriva de la presencia del horizonte Bt, situado entre 37 y 84 cm de profundidad. Las arcillas presentes a esa profundidad pudieron haberse contraído durante el verano dando lugar a la formación de grietas, que luego se convirtieron en caminos preferenciales de flujo tanto ascendentes como descendentes. La formación de estas vías de flujo pueden ocasionar un cambio en la estructura de este horizonte. Por ende, el valor de los parámetros ajustados bajo otras condiciones pueden no ser representativos.

5.4.3. Condiciones iniciales y de borde para el modelo de transporte

Del mismo modo que en el período 2, la concentración inicial de cada variable simulada se fijó igual a la concentración medida el primer día de la simulación.

5.4.4. Concentración de solutos simulada - discusión de resultados

En este periodo la extracción de agua del suelo fue muy dificultosa más aún en el horizonte Bt, que ha mostrado tener memoria de las condiciones secas antecedentes. Sin embargo, se pudo reproducir la CE al comienzo y al final del período simulado con un ajuste satisfactorio, como se observa en la [Figura 5.20](#).

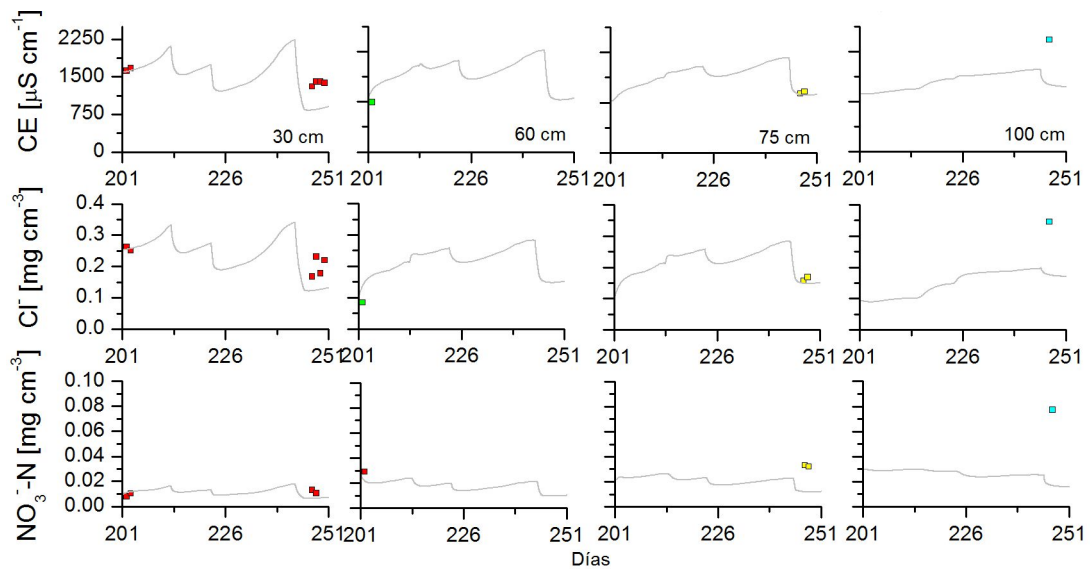


Figura 5.20.: CE, concentración de Cl^- y NO_3^- -N observadas y simuladas en el plot A- Período 3.

La [Figura 5.21](#) muestra el resultado de la simulación de solutos en el plot B. La CE y la concentración Cl^- medidas en dos campañas fueron correctamente representadas por el modelo a 30 y 60 cm de profundidad. Las condiciones de encharcamiento en superficie que promovieron la permanencia de condiciones saturadas y la disponibilidad de materia orgánica estarían favoreciendo procesos de desnitrificación que explican la tendencia temporal de la concentración de NO_3^- -N observada y que no pudo ser correctamente representada por el modelo de transporte y los procesos simulados.

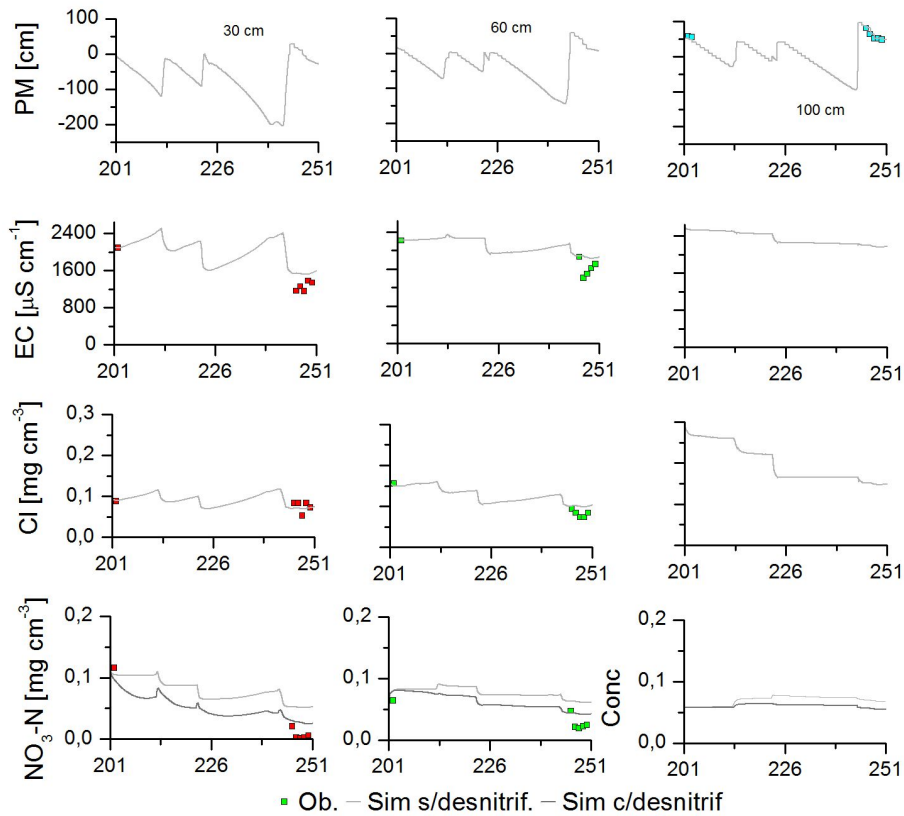


Figura 5.21.: Variación temporal de solutos en el plot B para el periodo 3 de simulación. Trazo gris oscuro. corresponde al NO_3^- -N habiendo incorporado el proceso de desnitrificación.

Posteriormente se agregó el proceso biológico de desnitrificación al modelo de transporte y se ajustó una tasa $\mu_{denitrif.} = 0,1d^{-1}$. Estos resultados también se reflejan al graficar las concentraciones en función de la profundidad (Figura 5.22).

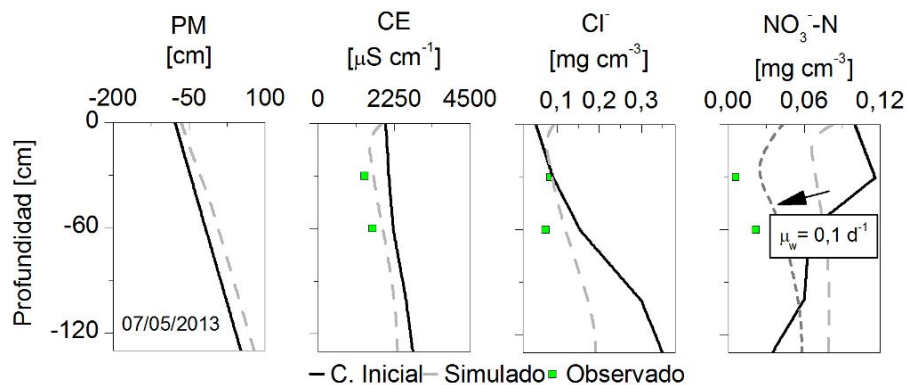


Figura 5.22.: Perfiles de concentración simulados en el plot B. Comparación con datos observados. Flecha: Marca el proceso de desnitrificación simulado

Por ende, la permanencia de condiciones saturadas en combinación con exceso de materia orgánica en superficie favorecen los procesos de anaerobiosis y liberación de nitrógeno vía desnitrificación. Un análisis de actividad enzimática como el realizado por Sher et al. (2012) podría ayudar a mejorar las interpretaciones.

6. Simulación bidimensional-2D de flujo y transporte de solutos

En este capítulo se describen las simulaciones 2D del flujo de agua y del transporte de solutos realizadas mediante el modelo HYDRUS 2D/3D, en una configuración bidimensional que abarca el plot B, la zona aledaña de encharcamiento y se extiende hasta el plot C donde se observa la presencia de la excavación que actúa como laguna de retención de efluentes. La elección de esta configuración obedece al hecho de que posiblemente existan flujos sub-superficiales que afecten el plot B vía infiltración del agua encharcada, situación que podría al menos cuestionar el enfoque unidimensional. El flujo se simuló mediante el modelo clásico de la ecuación de Richards mientras que el transporte de solutos se resolvió mediante el modelo MIM. Los resultados numéricos obtenidos deben analizarse en forma cualitativa y semi-cuantitativa dado que el conjunto de observaciones disponibles es limitado. Por ello, más que buscar resultados predictivos, el objetivo de esta simulación es utilizar esta herramienta 2D, de uso mucho menos difundido que su versión 1D, para explorar conceptualmente las situaciones de campo que pudieran producirse en el sitio de estudio a través de la formulación de hipótesis consistentes con los procesos esperables y analizar algunas de las variables que más influyen los resultados. En este caso se tomó la CE y la concentración de NO_3^- -N.

6.1. Período de simulación: 10-10-2012 (día 41) / 21-12-2012 (día 113)

El período de simulación coincide con el período 2 de las simulaciones 1D. El dominio simulado es un plano XZ, de 500 cm de profundidad y 4600 cm de longitud, como se muestra en la [Figura 6.1](#). Si bien los datos observados alcanzan una profundidad máxima de 100 cm, se extendió el dominio de simulación hasta los 500 cm con el propósito de capturar los fenómenos de flujo y transporte debajo de la laguna y cercanos al nivel freático. La condición de saturación en todo el sitio, favorecida por la permanencia de encharcamiento a un lado del dominio y la laguna en proceso de desborde al otro lado del dominio, permitieron hacer dicha extensión.

La malla de elementos finitos contiene 15983 nodos, 30810 elementos triangulares, con un tamaño promedio de 12 cm de lado, y 1154 elementos 1D que conforman los bordes del dominio de simulación. La malla se refinó cerca de la superficie y en el sector donde estaban instalados los lisímetros de succión en el plot B y plot C para conseguir una representación más detallada de los fenómenos de flujo. En la zona refinada de la malla los elementos triangulares tienen 4 cm de lado.

El perfil se discretizó con 4 capas del mismo espesor que las utilizadas en el modelo 1D – períodos 2/3, expandiendo la última capa hasta alcanzar la profundidad de 500 cm. En la [Figura 6.1](#) se

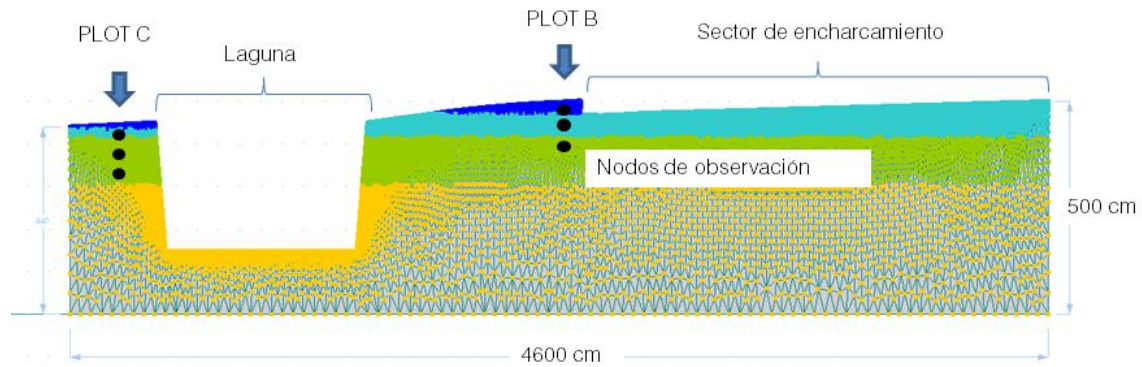


Figura 6.1.: Dominio de simulación - Modelo conceptual.

muestran la malla de elementos finitos, las capas y los nodos de observación.

6.1.1. Condiciones iniciales y de borde para el modelo de flujo

Las condiciones iniciales para el modelo de flujo fueron representadas por valores de PM cuyo perfil vertical varió linealmente desde $PM = 0$ cm en la superficie del suelo y $PM = 500$ cm en el límite inferior del dominio, entendiéndose por esta última una condición de saturación en todo el perfil.

Debido a que la simulación comienza justo después de un evento extraordinario de precipitación de 228 mm, sucedido entre el 6 y el 10 octubre de 2012 [día 36-40 de simulación] (ver [Figura 6.2](#)), y dado el conocimiento de las condiciones de campo relevadas en numerosas campañas, se definieron condiciones de borde diferentes por sectores. Entre el plot B y el comienzo de la excavación de la laguna de retención se implementaron los forzantes atmosféricos (precipitación). Para el sector de encharcamiento, se utilizó una función de variación del PM que representó el encharcamiento producido por acumulación de agua de lavado de los corrales que se muestra en la [Figura 6.2](#). En el sector de encharcamiento se fijó un tirante inicial de agua de 10 cm (ver [Figura 6.2](#)). La condición de borde sobre el perímetro de la excavación y parte del terreno contiguo donde se localiza el plot C se implementó una carga de agua constante que representó las condiciones de desborde de la laguna durante todo el periodo de simulación. El borde inferior del dominio de simulación fue representado por una condición de PM constante $h = 500$ cm. Por tratarse de un período húmedo, y de una zona con abundante agua en superficie y en el perfil, en esta simulación no se tuvo en cuenta el proceso de evapotranspiración.

6.1.2. Condiciones iniciales y de borde para el modelo de transporte

El perfil de concentración inicial también fue variable por sectores. El sector cercano al plot B y el sector de encharcamiento se representó mediante un perfil de CE correspondiente al valor obtenido del análisis de las muestras de la solución hasta el metro de profundidad y luego se extendió linealmente hasta un valor de 4000 S cm^{-1} en el fondo del dominio de simulación. El sector de la excavación de la laguna de retención se representó mediante un perfil de variación de CE de 6500 S cm^{-1} a 6000 S cm^{-1} en el fondo del dominio de simulación, mientras que entre estos dos ambientes bien definidos la condición inicial de CE se ajustó por fajas de CE en forma consecutiva hasta alcanzar el perfil inicial de CE del plot B como se muestra en la [Figura 6.3](#). La condición inicial de

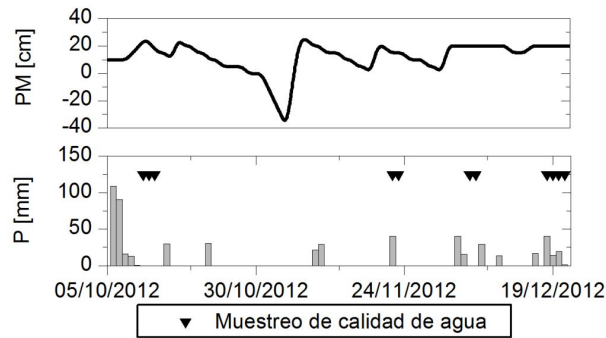


Figura 6.2.: Variación temporal del PM sobre la superficie del sector de encharcamiento y precipitaciones ocurridas antes y durante el período simulado. Las flechas indican los días de toma de muestras de agua.

concentración de nitratos se fijó de acuerdo a los valores detectados en los análisis hasta el metro de profundidad y luego se mantuvo constante hasta el fondo del dominio de simulación adoptando el valor de concentración observado a los 100 cm de profundidad.

La condición de borde implementada para el sector de encharcamiento fue una de tercer tipo, correspondiente a flujo de soluto a través de la superficie, debido que la misma conserva la masa. La CE asignada al agua encharcada fue igual a 2000 S cm^{-1} , valor medido en una de las campañas realizadas. No obstante se deja en claro que la concentración de sales en el agua de encharcamiento ha presentado variabilidad temporal de acuerdo a la magnitud e intensidad de las precipitaciones ocurridas. Del mismo modo, la concentración de nitrato en el borde de encharcamiento se definió en 100 mg l^{-1} mientras que en el sector de laguna igual a 600 mg l^{-1} . El valor adoptado de la concentración de nitratos representa un valor medio observado durante todo el período de estudio.

Sobre el sector donde actuaron las forzantes atmosféricas, la condición de borde para el modelo de transporte adoptada fue $CE=0$ y $\text{NO}_3^- - \text{N}=0$. El borde inferior del dominio de simulación fue representado mediante una condición de borde de gradiente de concentración igual a cero.

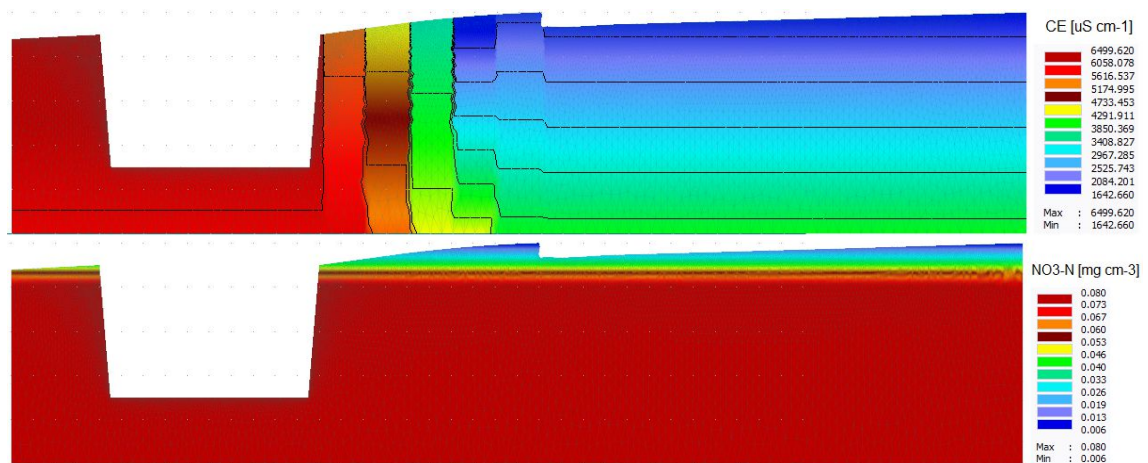


Figura 6.3.: Condición inicial de CE y $\text{NO}_3^- - \text{N}$ para el modelo de transporte.

6.1.3. Resultados/discusión de la simulación de la CE y NO_3^- -N

Los parámetros calibrados del modelo de transporte se incluyen en la [Tabla 6.1](#), cuyo valor es igual al utilizado en la simulación 1D, con excepción de la dispersividad. Debido a la bidimensionalidad se incorporó la dispersividad transversal, cuyo valor se asumió igual al 1% del valor de la dispersividad longitudinal.

Si bien se debieron realizar hipótesis respecto a las condiciones de borde por la falta de datos suficientes, los resultados obtenidos representan los procesos esperados en forma consistente.

Tabla 6.1.: Parámetros de transporte ajustados para la simulación bidimensional-2D.

Parámetros	1° capa	2° capa	3° capa	4° capa
D_L (cm)	30	30	30	30
D_T (cm)	0,3	0,3	0,3	0,3
θ_{im} ($\text{cm}^3 \text{ cm}^{-3}$)	0,1	0,3	0,32	0,32
ω	0,008	0,0003	0,0002202	0,00023
$\mu_{\text{no}_3^-}$ (d^{-1})	-0,06	-	-	-

La variación temporal de la CE y el NO_3^- -N, correspondiente a los nodos de observación situados a 30 cm, 60 cm y 100 cm de profundidad se muestra en la [Figura 6.4](#). La tendencia observada en la variación de CE y NO_3^- -N es correctamente simulada por la herramienta bidimensional para el NO_3^- -N no así para la CE. La diferencia entre la herramienta unidimensional y la bidimensional se observa en la respuesta a las precipitaciones principalmente en la capa superior donde el modelo 1D responde con una reducción de la CE cuando suceden las precipitaciones, mientras que el modelo 2D responde con un aumento de la CE y que también se observa en la variación de la concentración de nitrato en la misma figura. Esto podría asociarse a la influencia del encharcamiento lateral y el flujo horizontal sub-superficial que no es reproducible con la herramienta unidimensional. Además, este fenómeno no es visible en el segundo nodo de observación situado a 60 cm de profundidad donde el flujo se vuelve estrictamente vertical. Esto pone de manifiesto que la existencia de flujo horizontal sub-superficial solo se daría en las capas superiores del suelo donde el mismo es más suelto y permeable. Se debe recordar que a partir de los 30 cm la textura del suelo adquiere características de suelos extremadamente fino que reducirían la posibilidad de flujo horizontal.

A pesar del carácter preliminar de esta simulación 2D, los resultados mostraron la utilidad de la bidimensionalidad para observar fenómenos que podrían no estar bien representados con un enfoque unidimensional. Sería deseable profundizar el análisis, en particular la sensibilidad del enfoque bidimensional respecto a parámetros y condiciones de borde, y una comparación de la respuesta en los nodos de observación entre el enfoque unidimensional y bidimensional.

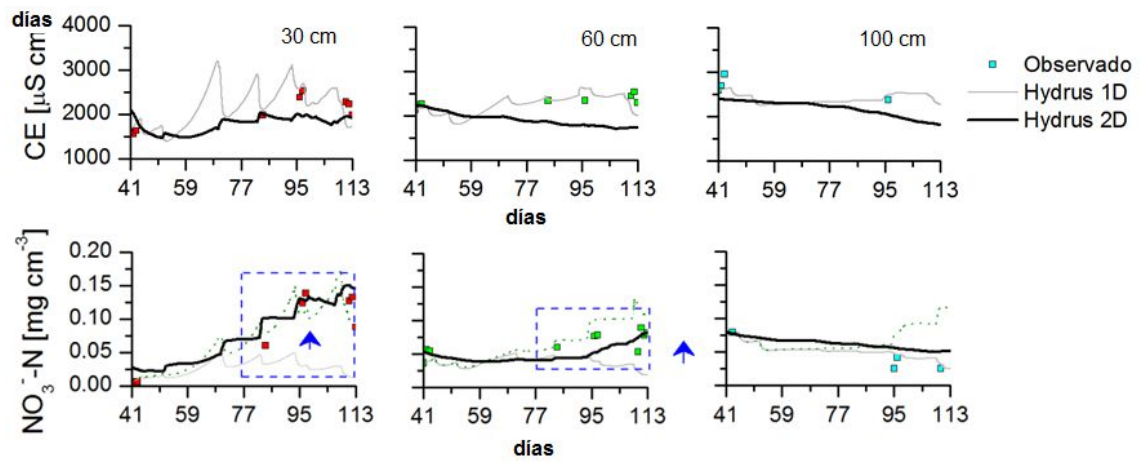


Figura 6.4.: Comparación de la variación de CE y la concentración de $\text{NO}_3^- \text{-N}$ en los nodos de observación del plot B simuladas mediante el modelo HYDRUS-1D Y 2D.

7. Resumen y conclusiones

El avance de la actividad de feedlots ha generado una creciente preocupación en materia ambiental debido a que los mismos constituyen focos potenciales de contaminación puntual y difusa de suelos y aguas, producto de la acumulación de las deyecciones de los animales y del movimiento no controlado de efluentes.

En la superficie de los corrales expuesta a los fenómenos atmosféricos, se genera escurrimiento de agua con arrastre de desechos por el lavado superficial después de cada evento de precipitación, que fluye hacia afuera de los mismos en dirección de la pendiente topográfica. Este efluente, compuesto por material particulado y en solución, puede infiltrar hacia el interior del suelo en las adyacencias, constituyendo una fuente muy concentrada de carbono orgánico, nitrógeno, fósforo, azufre, magnesio y potasio, entre otros elementos.

La presencia y distribución de diferentes especies del nitrógeno en el agua del suelo, dentro y en las adyacencias de feedlots, es afectada por diferentes procesos fisicoquímicos y reacciones biológicas, las que modifican su dinámica de acuerdo a las condiciones atmosféricas y/o climáticas bajo las cuales se establezcan.

La especie del nitrógeno más comúnmente encontrada en suelos y aguas entorno a los feedlots es el nitrato, que puede alcanzar elevadas concentraciones. El análisis de su distribución espacio/temporal y los procesos que la afectan constituyen un problema de gran interés para la protección del recurso hídrico subterráneo dado que este recurso es utilizado como fuente de agua potable en numerosas localidades. También lo es para el recurso hídrico superficial debido a los problemas de eutrofización que pudieran generarse por el excesivo aporte de estos nutrientes a los ecosistemas acuáticos. Por ende, el conocimiento de la dinámica y los procesos que sufren los compuestos de nitrógeno en la zona no saturada del suelo, la cual constituye una zona buffer entre la superficie y la zona saturada, son esenciales para evaluar la potencial afectación del recurso subterráneo en torno a estos establecimientos.

7.1. Resumen

El objetivo principal del trabajo de tesis fue identificar cómo la interacción entre procesos físicos (dilución por ingreso de agua, concentración por evapotranspiración) y biológicos (nitrificación, desnitrificación) afectan la dinámica del NO_3^- -N y otros solutos en un suelo caracterizado por el elevado contenido de finos (limo y arcilla), bajo diferentes condiciones de afectación en superficie y humedad del perfil. Los objetivos específicos se orientaron al diseño de estrategias de muestreo espacio/temporales que capturen los procesos fundamentales que afectan las concentraciones de NO_3^- -N en el subsuelo.

El estudio se desarrolló en un feedlot de la provincia de Santa Fe, y permitió alcanzar los objetivos planteados. Para ello se realizaron diversos trabajos de campo que permitieron seleccionar el sitio más apropiado. Se instrumentaron tres plots A, B y C, caracterizados por diferentes condiciones en superficie, en los que se midieron en forma continua potencial matricial y variables meteorológicas, y se extrajeron muestras de la solución del suelo, que fueron analizadas in situ y en laboratorio. Los resultados de campo fueron debidamente interpretados para la identificación de procesos de transformación físicos, químicos y/o biológicos. Las hipótesis acerca de la ocurrencia de diferentes procesos fueron validadas mediante simulación numérica unidimensional y bidimensional del flujo y transporte de solutos en la zona no saturada para tres períodos de simulación seleccionados, utilizando el modelo HYDRUS 1D/2D.

Durante la investigación se realizaron 24 campañas que sumaron un total de 45 días en un período de 28 meses, en las que se extrajeron 161 muestras de la solución del suelo. La extensión del período estudiado cubrió una gran variedad de condiciones hidrológicas, tanto en magnitud de las precipitaciones como en la intensidad de los períodos de secado.

7.2. Conclusiones

El diseño de la estrategia de trabajos de campo fue exitosa, en el sentido de resaltar la importancia del relevamiento topográfico de detalle para la correcta selección de los sitios de monitoreo puntual, de manera de obtener la información adecuada a los fines del estudio. Se eligieron tres sitios que presentaron una afectación diferenciada de acuerdo al grado de exposición con respecto al entorno físico inmediato. Las diferentes condiciones hidroambientales de cada sitio fueron esenciales para identificar y estudiar los procesos fisicoquímicos y biológicos que tienen lugar en el perfil de suelo, destacándose además las particularidades y dificultades del muestreo asociadas a los cambios estructurales del suelo estudiado.

La interpretación de las observaciones de campo y el trabajo de modelación permitieron identificar el rol relativo de los procesos específicos que afectan la distribución de agua en el perfil, la dinámica del cloruro y del nitrato debido a procesos de mezcla, dilución, dispersión, y la influencia del consumo por vegetación y procesos biológicos sobre este último. El sitio de instrumentación denominado plot A constituyó un área con un perfil de suelo bien desarrollado, que mantuvo condiciones de no saturación durante todo el estudio, afectado principalmente por ciclos de humedecimiento y deshumedecimiento del perfil. El plot B presentó encharcamiento recurrente en superficie debido a una pequeña diferencia topográfica con el entorno que mantuvo condiciones de saturación durante y varios días después de cada evento de precipitación, sin importar el volumen ni intensidad de la misma. El plot C presentó condiciones de saturación por períodos prolongados y resultó el más afectado por la actividad del feedlot debido a su directa relación con los desbordes de las lagunas de retención de efluentes.

A partir del conocimiento del sitio adquirido en las numerosas campañas realizadas, se determinó que existe un umbral de 40 mm de precipitación necesario para poder extraer muestras de la solución del suelo. La experiencia desarrollada en campo puso de manifiesto la dificultad de obtener muestras en un suelo como el estudiado, que posee una fracción de limo y arcilla combinada superior al 95 %. Si bien este suelo se caracteriza por una elevada capacidad de retener grandes volúmenes de

agua en los horizontes inferiores, el flujo es lento a menos que se desarrollen vías más rápidas de flujo. La presencia del horizonte Bt a partir de los 37 cm de profundidad se manifestó tanto en las dificultades de campo como en la interpretación de los registros de potencial matricial como en la elección del modelo de transporte y el conjunto de parámetros de calibración.

El potencial matricial registrado por los sensores ubicados a diferentes profundidades en el plot A permitió establecer patrones de comportamiento del suelo que se relacionan directamente con los forzantes atmosféricos, como la precipitación y la evapotranspiración, que tuvieron una clara influencia sobre los horizontes superiores. A mayor profundidad, estos efectos se disipan y solo en condiciones extremas de secado o humedecimiento por ocurrencia de precipitaciones importantes se observan cambios a 100 cm de profundidad. Asimismo se puso en evidencia la influencia de las características texturales y estructurales a diferentes profundidades, con la posibilidad de agrietamiento de los horizontes superiores que promueven tanto el rápido humedecimiento de los horizontes inferiores como el secado extremo, en un comportamiento muy dinámico. Se observó una clara diferencia a 100 cm de profundidad, donde el suelo mantiene contenidos de agua bastante constantes que sólo son modificados ante condiciones extremas. El suelo se comportó de manera similar a 30 y 60 cm, aunque se observó mayor variabilidad a 60 cm, por efecto de la vegetación y la influencia de la textura/estructura del suelo. La tasa de secado disminuyó su magnitud con la profundidad, siendo evidente la retención de agua a mayor profundidad.

Los valores de las variables fisicoquímicas en cada sitio reflejaron el grado de impacto al cual cada plot estuvo afectado. La conductividad eléctrica en el plot A mostró valores medios por debajo de 1500 S cm^{-1} para todas las profundidades. En el Plot B, la conductividad eléctrica presentó una tendencia ascendente con la profundidad con valores medios entre 1700 y 2200 S cm^{-1} . Por el contrario, los valores observados para el plot C indicaron un descenso en la vertical, pero con valores medios en el rango de 5100 a 6350 S cm^{-1} . El pH presentó mayor variabilidad en el plot A, entre un mínimo de 6,5 y un máximo de 8,2 a 30 cm y 100 cm de profundidad, respectivamente. Se detectaron cambios en el perfil de pH entre eventos de precipitación y luego de un mismo evento. Si bien el proceso dominante en este sitio fue la dilución, no se descartan procesos biológicos, por ello en algunos casos la variación de pH observada podría deberse a un proceso de acidificación del suelo, posiblemente producto de la evolución de procesos como la nitrificación de especies de nitrógeno. En el plot B, el pH fluctuó entorno a la neutralidad mientras que en el plot C las condiciones de saturación mantuvieron un pH superior a la neutralidad con un rango de variación entre 7 y 8. En estos dos sitios no se identificó un patrón claro de variación con la profundidad. Los valores más altos de pH en plot B y C, más afectados por los efluentes de corrales y lagunas, resultan compatibles con valores publicados en la bibliografía consultada.

En términos generales, en el plot A tanto la concentración de cloruro como de nitrato mostraron un aumento con la profundidad. El comportamiento particular del cloruro en este perfil estaría indicando un flujo vertical predominante que se observa también en el plot B aunque con menor dispersión en todas las profundidades comparado con el plot A. El nitrato en cambio, mostró mayor variabilidad a partir de los 60 cm y por debajo de esta profundidad, mientras que el plot B lo hizo a los 30 cm. Un comportamiento similar de la concentración de nitrato presentó el plot C, reduciendo su concentración a valores menores de 20 mg l^{-1} por debajo de los 30 cm de profundidad. Si se relaciona el comportamiento del nitrato con el potencial de óxido-reducción, las observaciones indicarían que las condiciones reductoras presentes tanto en el plot B como en el plot C no favorecen

los procesos de nitrificación en profundidad debido a la existencia de condiciones saturadas. En la superficie en cambio, la alternancia entre estados de saturación y secado impulsan la oxidación de amonio proveniente de la mineralización de la urea, y el aumento de la concentración de nitratos.

La concentración de Cl^- en el perfil destacó la compleja interacción entre los procesos físicos que gobiernan el transporte de solutos en la ZNS para suelos de textura fina, bajo condiciones naturales de forzamiento atmosférico (eventos de precipitación y proceso de secado producto de la evapotranspiración).

Las simulaciones mediante HYDRUS 1D ayudaron a interpretar, identificar y cuantificar los procesos asociados al transporte de sales disueltas, cloruro y nitrato en solución provenientes de una fuente orgánica como el estiércol. Asimismo fueron útiles para validar numéricamente la ocurrencia de los procesos fisicoquímicos responsables de las concentraciones de las especies químicas observadas en los diferentes plots, tanto temporalmente como en profundidad.

Los resultados de las simulaciones unidimensionales de flujo y transporte de la conductividad eléctrica, cloruros y nitratos indicaron un ajuste muy adecuado del modelo de flujo, obteniéndose parámetros calibrados consistentes con el tipo de suelo y valores publicados en la literatura para suelos de similares características.

En el caso del transporte, el modelo MIM arrojó mejores resultados numéricos que el modelo de advección-dispersión para el plot A, no así para el plot B. Esto se debe a que el plot A siempre mostró condiciones de no saturación, donde el modelo conceptual de zonas móviles/inmóviles sería más apropiado. El modelo resultó muy sensible al contenido de agua en la zona inmóvil mientras que los demás parámetros asociados al transporte no produjeron cambios significativos en los resultados. En el plot B prevalecieron condiciones cercanas a la saturación, por lo tanto la conceptualización mediante zonas móviles/inmóviles pierde relevancia.

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

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

Dado que el conjunto de datos de campo es limitado, la simulación bidimensional realizada con el modelo HYDRUS 2D tuvo como objetivo utilizar esta herramienta para explorar conceptualmente las situaciones de campo que pudieran producirse en una configuración bidimensional. Se debe profundizar el análisis, en particular la sensibilidad del enfoque bidimensional respecto a parámetros y condiciones de borde utilizados.

De esta tesis se desprende un conocimiento detallado sobre las características y los procesos asociados al impacto de constituyentes químicos emanados de establecimientos de engorde a corral sobre

el suelo, basado en mediciones sistemáticas de campo y simulaciones numéricas. Se comprobó que los sitios afectados por encharcamiento periódico producido por el lavado de estiércol de corrales favorecen los procesos de mineralización y nitrificación en superficie, provocando el arrastre vertical de nitratos hacia horizontes más profundos, poniendo en evidencia la necesidad de controlar, documentar y reducir dichos sitios de acumulación de materia orgánica biodegradable. Del mismo modo, sitios afectados por el desborde de líquidos de lagunas de retención, como fue el plot C, mostraron un notable incremento de los valores de las variables de calidad de la solución del suelo, quedando demostrado nuevamente el potencial efecto de contaminación del suelo y eventualmente del agua subterránea por infiltración. Si además se tiene en cuenta que los suelos de granulometría fina presentan condiciones particulares, como la posibilidad de generación de grietas, promoviendo caminos de flujo secundarios que facilitan el movimiento de agua y transporte de solutos en la dirección vertical, y que estos suelos son los que rodean a las lagunas de retención del establecimiento de estudio, se hace necesario la adopción de medidas que minimicen la probabilidad de desborde de líquidos o que impidan la infiltración de estos en los suelos adyacentes. Este conocimiento podría contribuir a mejorar la normativa ambiental vigente en la provincia de Santa Fe (Resolución 23/2009 - Régimen regulatorio de los establecimientos dedicados al engorde intensivo de ganado a corral - Feed Lot) en lo referente a:

- Adoptar medidas que reduzcan la posibilidad de encharcamiento con aguas de lavado de corrales
- Construir sistemas de contención de derrames en torno a lagunas o sitios de contención de efluentes
- Realizar un seguimiento de la dinámica del flujo de agua y el transporte de sustancias disueltas en el suelo en torno a lagunas o sitios de contención de efluentes
- Establecer límites o rangos para la aplicación de estiércol sobre campos destinados a siembra dependiendo del tipo de suelo

Debido a que el tema de la investigación puede vincularse también con otros sistemas productivos (criaderos de cerdos, criaderos de aves, etc.), y que además el tipo de suelo donde se condujo la investigación cubre una vasta superficie del centro del territorio argentino, los resultados aquí expuestos podrían extenderse a otras zonas de Argentina.

Bibliografía

- Addiscott, T. M., A. P. Whitmore, and D. S. Powlson, *Farming, fertilizers and the nitrate problem.*, CAB International (CABI), 1991.
- Agriculture, N., *The New South Wales feedlot manual*, 2nd ed., rev ed., Orange [N.S.W.] : NSW Agriculture, 1st ed.: The feedlot manual / NSW Agriculture and Fisheries. Sydney : NSW Agriculture and Fisheries, 1990, 1997.
- Allen, R. G., M. E. Jensen, J. L. Wright, and R. D. Burman, Operational estimates of reference evapotranspiration, *Agronomy Journal*, 81(4), 650–662, 1989.
- Andriulo, A., C. Sasal, C. Améndola, and F. Rimatori, *Impacto de un sistema intensivo de producción de carne vacuna sobre algunas propiedades del suelo y del agua*, Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria, 2003.
- Ball, R., D. Keeney, P. Thoebald, and P. Nes, Nitrogen balance in urine-affected areas of a new zealand pasture, *Agronomy Journal*, 71(2), 309–314, 1979.
- Baram, S., S. Arnon, Z. Ronen, D. Kurtzman, and O. Dahan, Infiltration mechanism controls nitrification and denitrification processes under dairy waste lagoon, *Journal of Environmental Quality*, 41(5), 1623–1632, 2012a.
- Baram, S., D. Kurtzman, and O. Dahan, Water percolation through a clayey vadose zone, *Journal of Hydrology*, 424, 165–171, 2012b.
- Beck, E. G., J. S. Dinger, E. Pena-Yewtukhiw, and J. H. Grove, Soil-and groundwater-quality data for an abandoned cattle and hog feedlot in henderson county, kentucky, 2010.
- Beckwith, C., J. Cooper, K. Smith, and M. Shepherd, Nitrate leaching loss following application of organic manures to sandy soils in arable cropping., *Soil Use and Management*, 14(3), 123–130, 1998.
- Bouyoucos, G. J., The hydrometer as a new method for the mechanical analysis of soils, *Soil Science*, 23(5), 343–354, 1927.
- Broermann, J., R. Bassett, E. P. Weeks, and M. Borgstrom, Estimation of α , velocity, kd and confidence limits from tracer injection test data, *Groundwater*, 35(6), 1066–1076, 1997.
- Brooks, R., and A. Corey, *Hydraulic Properties of Porous Media*, Coloo State University Hydrology Papers, Colorado State University, 1964.
- Burdine, N., et al., Relative permeability calculations from pore size distribution data, *Journal of Petroleum Technology*, 5(03), 71–78, 1953.
- Campbell, L., and G. Racz, Organic and inorganic p content, movement and mineralization of p in soil beneath a feedlot, *Canadian Journal of Soil Science*, 55(4), 457–466, 1975.

- Castaneda, E., and V. Barros, Las tendencias de la precipitacion en el cono sur de américa al este de los andes, *19(1)*, 23–32, 1994.
- Clothier, B., S. Green, and M. Deurer, Preferential flow and transport in soil: progress and prognosis, *European Journal of Soil Science*, *59(1)*, 2–13, 2008.
- Cole, N., A. Mason, R. Todd, M. Rhoades, and D. Parker, Chemical composition of pen surface layers of beef cattle feedyards, *The Professional Animal Scientist*, *25(5)*, 541–552, 2009.
- Coote, D. R., and F. Hore, Contamination of shallow groundwater by an unpaved feedlot, *Canadian Journal of Soil Science*, *59(4)*, 401–412, 1979.
- Crevoisier, D., Z. Popova, J. Mailhol, and P. Ruelle, Assessment and simulation of water and nitrogen transfer under furrow irrigation, *Agricultural Water Management*, *95(4)*, 354–366, 2008.
- Dana, G., and G. Vázquez, Estadísticas de establecimientos de engorde a corral, *Tech. rep.*, SENASA, 2010.
- Dantzman, C., M. Richter, and F. Martin, Chemical elements in soils under cattle pens, *Journal of Environmental Quality*, *12(2)*, 164–168, 1983.
- Delleur, J. W., *The handbook of groundwater engineering*, CRC press, 2006.
- DeLuca, T., and D. DeLuca, Composting for feedlot manure management and soil quality, *Journal of Production Agriculture*, *10(2)*, 235–241, 1997.
- Derby, N. E., and R. E. Knighton, Field-scale preferential transport of water and chloride tracer by depression-focused recharge, *Journal of Environmental Quality*, *30(1)*, 194–199, 2001.
- Dietrich, S., Infiltración y recarga a través del suelo y zona no saturada en áreas de llanura. caracterización en base a la aplicación de tomografía eléctrica y trazadores, Ph.D. thesis, 2013.
- Dormaar, J., and T. Sommerfeldt, Effect of excess feedlot manure on chemical constituents of soil under nonirrigated and irrigated management, *Canadian Journal of Soil Science*, *66(2)*, 303–313, 1986.
- Dyck, M., R. Kachanoski, and E. De Jong, Long-term movement of a chloride tracer under transient, semi-arid conditions, *Soil Science Society of America Journal*, *67(2)*, 471–477, 2003.
- Eghball, B., Nitrogen mineralization from field-applied beef cattle feedlot manure or compost, *Soil Science Society of America Journal*, *64(6)*, 2024–2030, 2000.
- Eghball, B., Soil properties as influenced by phosphorus-and nitrogen-based manure and compost applications, *Agronomy Journal*, *94(1)*, 128–135, 2002.
- Eghball, B., and J. Power, Beef cattle feedlot manure management, *Journal of Soil and Water Conservation*, *49(2)*, 113–122, 1994.
- Elliott, L., T. Travis, and T. McCalla, Soluble cations beneath a feedlot and an adjacent cropped field, *Soil Science Society of America Journal*, *40(4)*, 513–516, 1976.
- Essington, M. E., *Soil and water chemistry: An integrative approach*, CRC press, 2004.
- Feddes, R., E. Bresler, and S. Neuman, Field test of a modified numerical model for water uptake by root systems, *Water Resources Research*, *10(6)*, 1199–1206, 1974.

- Flury, M., H. Flübler, W. A. Jury, and J. Leuenberger, Susceptibility of soils to preferential flow of water: A field study, *Water Resources Research*, 30(7), 1945–1954, 1994.
- Flury, M., M. V. Yates, and W. A. Jury, Numerical analysis of the effect of the lower boundary condition on solute transport in lysimeters, 1999.
- Fones, G. R., W. Davison, O. Holby, B. B. Jorgensen, and B. Thamdrup, High-resolution metal gradients measured by in situ dgt/det deployment in black sea sediments using an autonomous benthic lander, *Limnology and Oceanography*, 46(4), 982–988, 2001.
- Freeze, R., and J. Cherry, *Groundwater*, Prentice-Hall, 1979.
- García, A., S. Fleite, D. Vazquez Pugliese, and A. De Iorio, Feedlots and pollution. a growing threat to water resources of agro-production zone in argentina, *Environmental Science and Technology*, 47(21), 11,932–11,933, 2013.
- García, A. R., R. Maisonnave, M. J. Massobrio, F. de Iorio, and R. Alicia, Field-scale evaluation of water fluxes and manure solution leaching in feedlot pen soils, *Journal of Environmental Quality*, 41(5), 1591–1599, 2012.
- García, N. O., and R. Giacosa, About the climate variability and the runoff in the rio de la plata basin, in *Sixth International Conference on Southern Hemisphere Meteorology and Oceanography*, 1999.
- Gardner, W., Some steady-state solutions of the unsaturated moisture flow equation with application to evaporation from a water table, *Soil Science*, 85(4), 228–232, 1958.
- Gelhar, L. W., C. Welty, and K. R. Rehfeldt, A critical review of data on field-scale dispersion in aquifers, *Water Resources Research*, 28(7), 1955–1974, 1992.
- Gerke, H., and M. van Genuchten, A dual-porosity model for simulating the preferential movement of water and solutes in structured porous media, *Water Resources Research*, 29(2), 305–319, 1993.
- Gimpel, J., H. Zhang, W. Davison, and A. C. Edwards, In situ trace metal speciation in lake surface waters using dgt, dialysis, and filtration, *Environmental Science and Technology*, 37(1), 138–146, 2003.
- Greve, A., M. Andersen, and R. Acworth, Investigations of soil cracking and preferential flow in a weighing lysimeter filled with cracking clay soil, *Journal of Hydrology*, 393(1), 105–113, 2010.
- Hang, S., A. Andriulo, C. Sasal, M. M. Nassetta, S. Portela, and A. I. Cañas, Estudio integral del comportamiento de atrazina en lisímetros de campo en suelos de la pampa húmeda argentina, *Chilean Journal of Agricultural Research*, 70(1), 104–112, 2010.
- Hansen, E. A., and A. R. Harris, Validity of soil-water samples collected with porous ceramic cups, *Soil Science Society of America Journal*, 39(3), 528–536, 1975.
- Hao, X., and C. Chang, Does long-term heavy cattle manure application increase salinity of a clay loam soil in semi-arid southern alberta?, *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 94(1), 89–103, 2003.
- Harter, T., H. Davis, M. C. Mathews, and R. D. Meyer, Shallow groundwater quality on dairy farms with irrigated forage crops, *Journal of Contaminant Hydrology*, 55(3), 287–315, 2002.

- Hillel, D., *Environmental Soil Physics: Fundamentals, Applications, and Environmental Considerations*, Elsevier Science, 1998.
- Hubbs, P. D., The origins and consequences of the american feedlot system., Ph.D. thesis, 2010.
- Imhoff, S., P. Ghiberto, A. Grioni, and J. Gay, Porosity characterization of argiudolls under different management systems in the argentine flat pampa, *Geoderma*, 158(3), 268–274, 2010.
- INTA, *Carta de Suelos de la Republica Argentina, Hoja 3160-14 San Justo*, 151 pp., INTA EEA Rafaela, 1992.
- Iskandar, I., and H. Selim, Modeling nitrogen transport and transformations in soils: 2. validation1, *Soil Science*, 131(5), 303–312, 1981.
- Jacques, D., and J. Simunek, User manual of the multicomponent variably-saturated flow and transport model hp1, *Tech. rep.*, SCK-CEN, Boeretang 200, 2400 Mol (Belgium), 2005.
- Jacques, D., J. Simunek, A. Timmerman, and J. Feyen, Calibration of richards' and convection–dispersion equations to field-scale water flow and solute transport under rainfall conditions, *Journal of Hydrology*, 259(1), 15–31, 2002.
- Jamieson, C. A., and J. C. Clausen, Tests of the creams model on agricultural fields in vermont1, *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 24(6), 1219–1226, 1988.
- Jansson, P.-E., *Coupled heat and mass transfer model for soil-plant-atmosphere systems*, 2001.
- Jarvis, N., A review of non-equilibrium water flow and solute transport in soil macropores: Principles, controlling factors and consequences for water quality, *European Journal of Soil Science*, 58(3), 523–546, 2007.
- Johnson, D. W., R. F. Walker, and J. T. Ball, Lessons from lysimeters: soil n release from disturbance compromises controlled environment study, *Ecological Applications*, pp. 395–400, 1995.
- Jolivet, Y., and M. L'Hiver, approche des problemes de caracterisation chimique des eaux du sol, 1979.
- Jury, W. A., and R. Horton, *Soil physics*, John Wiley & Sons, 2004.
- Kanwar, R., J. Baker, and P. Singh, Use of chloride and fluorescent dye as tracers in measuring nitrate and atrazine transport through soil profile under laboratory conditions 1, *Journal of Environmental Science & Health Part A*, 32(7), 1907–1919, 1997.
- Kaupenjohann, M., and M. B. David, Evidence for effects of co2 on soil solution chemistry in spodosols by a simple in-field extractor, *Zeitschrift für Pflanzenernährung und Bodenkunde*, 159(2), 195–198, 1996.
- Knisel, W. G., et al., Creams: A field-scale model for chemicals, runoff and erosion from agricultural management systems., *USDA Conservation Research Report*, (26), 1980.
- Köhne, J. M., and H. H. Gerke, Spatial and temporal dynamics of preferential bromide movement towards a tile drain, *Vadose Zone Journal*, 4(1), 79–88, 2005.
- Kohne, J. M., S. Kohne, B. P. Mohanty, and J. Simunek, Inverse mobile–immobile modeling of transport during transient flow, *Vadose Zone Journal*, 3(4), 1309–1321, 2004.

- Koorevaar, P., G. Menelik, and C. Dirksen, *Elements of soil physics*, vol. 13, Elsevier, 1983.
- Larney, F. J., and X. Hao, A review of composting as a management alternative for beef cattle feedlot manure in southern alberta, canada, *Bioresource Technology*, 98(17), 3221–3227, 2007.
- Larsson, M., and N. Jarvis, Evaluation of a dual-porosity model to predict field-scale solute transport in a macroporous soil, *Journal of Hydrology*, 215(1), 153–171, 1999.
- Lawes, J., J. H. Gilbert, R. Warington, et al., On the amount and composition of the rain and drainage-waters collected at rothamsted, 1882.
- Li-Xian, Y., L. Guo-Liang, T. Shi-Hua, S. Gavin, and H. Zhao-Huan, Salinity of animal manure and potential risk of secondary soil salinization through successive manure application, *Science of the Total Environment*, 383(1), 106–114, 2007.
- Ling, G., and A. I. El-Kadi, A lumped parameter model for nitrogen transformation in the unsaturated zone, *Water Resources Research*, 34(2), 203–212, 1998.
- Lorimor, J., L. Mielke, L. Elliott, and J. Ellis, Nitrate concentrations in groundwater beneath a beef cattle feedlot, *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 8(5), 999–1005, 1972.
- Lotse, E., J. Jabro, K. Simmons, and D. Baker, Simulation of nitrogen dynamics and leaching from arable soils, *Journal of Contaminant Hydrology*, 10(3), 183–196, 1992.
- Maeda, M., B. Zhao, Y. Ozaki, and T. Yoneyama, Nitrate leaching in an andisol treated with different types of fertilizers, *Environmental Pollution*, 121(3), 477–487, 2003.
- Mantovi, P., L. Fumagalli, G. P. Beretta, and M. Guermandi, Nitrate leaching through the unsaturated zone following pig slurry applications, *Journal of Hydrology*, 316(1), 195–212, 2006.
- Martínez, D., A. Landini, E. Soza, O. Heredia, and C. Sainato, *Efecto del pisoteo animal sobre las propiedades de un suelo. Parte i: resistencia a la penetración, humedad, densidad aparente y modelos asociados*, vol. 27, 5–14 pp., 2011.
- Maule, C., and T. Fonstad, Solute and moisture flux beneath cattle feedlot pens, *Transactions of the ASAE*, 45(1), 73–81, 2002.
- Maule, C., T. Fonstad, et al., Impacts of cattle penning on groundwater quality beneath feedlots, *Canadian Agricultural Engineering*, 42(2), 87–93, 2000.
- Meissner, R., H. Rupp, and M. Schubert, Novel lysimeter techniques—a basis for the improved investigation of water, gas, and solute transport in soils, *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*, 163(6), 603–608, 2000.
- Mielke, L., and A. Mazurak, Infiltration of water on a cattle feedlot, *Trans ASAE Am Soc Agric Eng*, 1976.
- Mielke, L. N., N. P. Swanson, and T. M. McCalla, Soil profile conditions of cattle feedlots, *Journal of Environmental Quality*, 3(1), 14–17, 1974.
- Miller, J. J., T. Curtis, F. J. Larney, T. A. McAllister, and B. M. Olson, Physical and chemical properties of feedlot pen surfaces located on moderately coarse–and moderately fine–textured soils in southern alberta, *Journal of Environmental Quality*, 37(4), 1589–1598, 2008.

- Millington, R., and J. Quirk, Permeability of porous solids, *Transactions of the Faraday Society*, 57, 1200–1207, 1961.
- Miner, J., R. Lipper, L. Fina, and J. Funk, Cattle feedlot runoff: its nature and variation, *Journal Water Pollution Control Federation*, pp. 1582–1591, 1966.
- Misra, C., D. Nielsen, and J. Biggar, Nitrogen transformations in soil during leaching; i. theoretical considerations, *Soil Science Society of America Journal*, 38(2), 289–293, 1974.
- Molina, J. M., A. Urricariet, C. Sainato, B. Losinno, and O. Heredia, Effects of feedlot manure on soil and groundwater assessed with electrical resistivity tomography, *Environmental Earth Sciences*, pp. 1–14, 2014a.
- Molina, J. M., C. Sainato, A. Urricariet, B. Losinno, and O. Heredia, Bulk electrical conductivity as an indicator of spatial distribution of nitrogen and phosphorous at feedlots, *Journal of Applied Geophysics*, 2014b.
- Moreno, L., and C.-F. Tsang, Flow channeling in strongly heterogeneous porous media: A numerical study, *Water Resources Research*, 30(5), 1421–1430, 1994.
- Mualem, Y., A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media, *Water Resources Research*, 12(3), 513–522, 1976.
- Nagpal, N., Comparison among and evaluation of ceramic porous cup soil water samplers for nutrient transport studies, *Canadian Journal of Soil Science*, 62(4), 685–694, 1982.
- Natural Resources Conservation Service, U., *Keys to Soil Taxonomy, 2010*, Government Printing Office, 2010.
- Nielsen, D., J. Biggar, et al., Water flow and solute transport processes in the unsaturated zone, *Water Resources Research*, 22(9S), 89S–108S, 1986.
- Ogawa, S., P. Baveye, J.-Y. Parlange, and T. Steenhuis, Preferential flow in the field soils, *FORMA-TOKYO-*, 17(1), 31–53, 2002.
- Olson, B. M., J. J. Miller, S. J. Rodvang, and L. J. Yanke, Soil and groundwater quality under a cattle feedlot in southern alberta, *Water Quality Research Journal of Canada*, 40(2), 131–144, 2005.
- Parkhurst, D. L., C. Appelo, et al., User's guide to phreeqc (version 2): A computer program for speciation, batch-reaction, one-dimensional transport, and inverse geochemical calculations, 1999.
- Pierce, F., Nitrate leaching and economic analysis package (nleap): Model description and application, 1991.
- Pordomingo, A. J., Gestión ambiental en el feedlot, *Guía de buenas prácticas. INTA Anguil*, 90, 2003.
- Porta Casanellas, J., M. López-Acevedo-Reguerín, and C. Roquero de Laburu, Edafología: para la agricultura y el medio ambiente, 1998.
- Poss, R., A. Noble, F. Dunin, and W. Reyenga, Evaluation of ceramic cup samplers to measure nitrate leaching in the field, *European Journal of Soil Science*, 46(4), 667–674, 1995.

- Radcliffe, D., and J. Simunek, *Soil Physics with HYDRUS: Modeling and Applications*, Water science technology and engineering, Taylor & Francis, 2010.
- Ramos, T., J. Simunek, M. Goncalves, J. Martins, A. Prazeres, N. Castanheira, and L. Pereira, Field evaluation of a multicomponent solute transport model in soils irrigated with saline waters, *Journal of Hydrology*, 407(1), 129–144, 2011.
- Reddy, K., W. Patrick, and F. Broadbent, Nitrogen transformations and loss in flooded soils and sediments, *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 13(4), 273–309, 1984.
- Reynolds, W., E. Gregorich, and W. Curnoe, Characterisation of water transmission properties in tilled and untilled soils using tension infiltrometers, *Soil and Tillage Research*, 33(2), 117–131, 1995.
- Rice, E. W., and A. P. H. Association, *Standard methods for the examination of water and wastewater*, American Public Health Association Washington, DC, 2012.
- Richards, L., Capillary conduction of liquids through porous mediums, *Journal of Applied Physics*, 1, 318–333, 1931.
- Robert, S., F. Santangelo, I. Albornoz, and G. Dana, Estructura del feedlot en argentina-nivel de asociación entre la producción bovina a corral y los titulares de faena, 2009.
- Roth, K., W. Jury, H. Flühler, and W. Attinger, Transport of chloride through an unsaturated field soil, *Water Resources Research*, 27(10), 2533–2541, 1991.
- Saâdi, Z., and A. Maslouhi, Modeling nitrogen dynamics in unsaturated soils for evaluating nitrate contamination of the mnasra groundwater, *Advances in Environmental Research*, 7(4), 803–823, 2003.
- Sainato, C. M., B. N. Losinno, and H. J. Malleville, Electrical resistivity tomography applied to detect contamination on a dairy farm in the pampean region, argentina, *Near Surface Geophysics*, 8(2), 163–172, 2010.
- Sainato, C. M., B. N. Losinno, and H. J. Malleville, Assessment of contamination by intensive cattle activity through electrical resistivity tomography, *Journal of Applied Geophysics*, 76, 82–91, 2012.
- Sánchez-Pérez, J., Metodología de muestreo de agua y suelo en medio no saturado, *Investigación en Zona No Saturada*, pp. 1–7, 1994.
- Santini, A., N. Romano, G. Ciollaro, and V. Comegna, Evaluation of a laboratory inverse method for determining unsaturated hydraulic properties of a soil under different tillage practices, *Soil Science*, 160(5), 340–351, 1995.
- Saso, J., G. Parkin, C. Drury, J. Lauzon, and W. Reynolds, Chloride leaching in two ontario soils: Measurement and prediction using hydrus-1d, *Canadian Journal of Soil Science*, 92(2), 285–296, 2012.
- Satter, L., and R. Roffler, Nitrogen requirement and utilization in dairy cattle, *Journal of Dairy Science*, 58(8), 1219–1237, 1975.
- Scanlon, B. R., S. W. Tyler, and P. J. Wierenga, Hydrologic issues in arid, unsaturated systems and implications for contaminant transport, *Reviews of Geophysics*, 35(4), 461–490, 1997.

- Schaap, M. G., and F. J. Leij, Database-related accuracy and uncertainty of pedotransfer functions, *Soil Science*, 163(10), 765–779, 1998a.
- Schaap, M. G., and F. J. Leij, Using neural networks to predict soil water retention and soil hydraulic conductivity, *Soil and Tillage Research*, 47(1), 37–42, 1998b.
- Schaap, M. G., F. J. Leij, and M. T. van Genuchten, Rosetta: A computer program for estimating soil hydraulic parameters with hierarchical pedotransfer functions, *Journal of Hydrology*, 251(3), 163–176, 2001.
- Schuh, W., D. Klinkebiel, J. Gardner, and R. Meyer, Tracer and nitrate movement to groundwater in the northern great plains, *Journal of Environmental Quality*, 26(5), 1335–1347, 1997.
- Shaffer, M. J., Simulation model for soil erosion-productivity relationships, *Journal of Environmental Quality*, 14(1), 144–150, 1985.
- Sher, Y., S. Baram, O. Dahan, Z. Ronen, and A. Nejidat, Ammonia transformations and abundance of ammonia oxidizers in a clay soil underlying a manure pond, *FEMS Microbiology Ecology*, 81(1), 145–155, 2012.
- Simunek, J., The hydrus software package for simulating the two-and three-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated media, 2006.
- Simunek, J., and M. Van Genuchten, Numerical model for simulating multiple solute transport in variably-saturated soils, *Ground Water*, 1995.
- Simunek, J., and T. Vogel, van genuchten mth (1994) the swms–2d code for simulating water flow and solute transport in two dimensional variably saturated media, *Tech. rep.*, Research report, 1994.
- Simunek, J., M. T. van Genuchten, and M. Sejna, The hydrus-1d software package for simulating the one-dimensional movement of water, heat, and multiple solutes in variably-saturated media, *University of California-Riverside Research Reports*, 3, 1–240, 2005.
- Šimunek, J., M. T. van Genuchten, and M. Šejna, Development and applications of the hydrus and stanmod software packages and related codes, *Vadose Zone Journal*, 7(2), 587–600, 2008.
- Smith, K., D. Jackson, and T. Pepper, Nutrient losses by surface run-off following the application of organic manures to arable land. 1. nitrogen, *Environmental Pollution*, 112(1), 41–51, 2001.
- Smith, K., C. Beckwith, A. Chalmers, and D. Jackson, Nitrate leaching following autumn and winter application of animal manures to grassland, *Soil Use and Management*, 18(4), 428–434, 2002.
- Smith, S., A. Mathers, and B. Stewart, Distribution of nitrogen forms in soil receiving cattle feedlot waste, *Journal of Environmental Quality*, 9(2), 215–218, 1980.
- Sommerfeldt, T. G., U. Pittman, and R. Milne, Effect of feedlot manure on soil and water quality, *Journal of Environmental Quality*, 2(4), 423–427, 1973.
- Southcott, P., and S. Lott, Preliminary results on soil permeability and physical characteristics of feedlot pens, in *7th Australia New Zealand Conference on Geomechanics: Geomechanics in a Changing World: Conference Proceedings*, p. 844, Institution of Engineers, Australia, 1996.

- Stewart, B. A., F. G. Viets, G. Hutchinson, and W. D. Kemper, Nitrate and other water pollutants under fields and feedlots, *Environmental Science and Technology*, 1(9), 736–739, 1967.
- Suarez, D., A soil water extractor that minimizes co2 degassing and ph errors, *Water Resources Research*, 22(6), 876–880, 1986.
- Suarez, D., Prediction of ph errors in soil-water extractors due to degassing, *Soil Science Society of America Journal*, 51(1), 64–67, 1987.
- Sylvia, D. M., J. J. Fuhrmann, P. Hartel, and D. A. Zuberer, *Principles and applications of soil microbiology*, Pearson Prentice Hall New Jersey, 2005.
- Tiarks, A., A. Mazurak, and L. Chesnin, Physical and chemical properties of soil associated with heavy applications of manure from cattle feedlots, *Soil Science Society of America Journal*, 38(5), 826–830, 1974.
- Tillotson, W. R., C. Robbins, R. Wagenet, R. Hanks, et al., Soil water, solute and plant growth simulation., *Bulletin, Utah Agricultural Experiment Station*, (502), 1980.
- Troxler, J., M. Zala, A. Natsch, J. Nievergelt, C. Keel, and G. Défago, Transport of a biocontrol pseudomonas fluorescens through 2.5-m deep outdoor lysimeters and survival in the effluent water, *Soil Biology and Biochemistry*, 30(5), 621–631, 1998.
- Tyler, D. D., and G. W. Thomas, Lysimeter measurements of nitrate and chloride losses from soil under conventional and no-tillage corn, *Journal of Environmental Quality*, 6(1), 63–66, 1977.
- Ulén, B., and K. Persson, Field-scale phosphorus losses from a drained clay soil in sweden, *Hydrological Processes*, 13(17), 2801–2812, 1999.
- USEPA, Bibliography of livestock waste management, 1972.
- USEPA, Drinking water regulations and health advisors, [urlhttp://www.usepa.gov](http://www.usepa.gov), 1995.
- Vaillant, G. C., Nutrient cycling at cattle feedlots field and laboratory study, Ph.D. thesis, Kansas State University, 2007.
- Vaillant, G. C., G. M. Pierzynski, J. M. Ham, and J. DeRouchey, Nutrient accumulation below cattle feedlot pens in kansas, *Journal of Environmental Quality*, 38(3), 909–918, 2009.
- Van Dam, J., J. Hendrickx, H. Van Ommen, M. Bannink, M. T. Van Genuchten, and L. Dekker, Water and solute movement in a coarse-textured water-repellent field soil, *Journal of Hydrology*, 120(1), 359–379, 1990.
- van Genuchten, M. T., A closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils, *Soil Science Society of America Journal*, 44(5), 892–898, 1980.
- van Genuchten, M. T., and D. Nielsen, On describing and predicting the hydraulic properties of unsaturated soils, *Ann. Geophys*, 3(5), 615–628, 1985.
- van Genuchten, M. T., and P. Wierenga, Mass transfer studies in sorbing porous media i. analytical solutions, *Soil Science Society of America Journal*, 40(4), 473–480, 1976.
- Van Rees, K. C., E. A. Sudicky, P. S. C. Rao, and K. R. Reddy, Evaluation of laboratory techniques for measuring diffusion coefficients in sediments, *Environmental Science and Technology*, 25(9), 1605–1611, 1991.

- Van Wesenbeeck, I., and R. Kachanoski, Effect of variable horizon thickness on solute transport, *Soil Science Society of America Journal*, 58(5), 1307–1316, 1994.
- Ventrella, D., B. Mohanty, J. Šimunek, N. Losavio, and M. T. van Genuchten, Water and chloride transport in a fine-textured soil: Field experiments and modeling, *Soil Science*, 165(8), 624–631, 2000.
- Voss, C. I., and A. M. Provost, Sutra, *US Geol. Surv. Water Resour. Inv. Rep.*, pp. 84–4369, 1984.
- Wagner, G. H., Use of porous ceramic cups to sample soil water within the profile., *Soil Science*, 94(6), 379–386, 1962.
- Weihermüller, L., J. Siemens, M. Deurer, S. Knoblauch, H. Rupp, A. Göttlein, and T. Pütz, In situ soil water extraction: A review, *Journal of Environmental Quality*, 36(6), 1735–1748, 2007.
- White, P. J., and M. R. Broadley, Chloride in soils and its uptake and movement within the plant: a review, *Annals of Botany*, 88(6), 967–988, 2001.
- WHO, Environmental health information, url<http://www.who.org>, 2003.
- Wierenga, P., and M. T. van Genuchten, Solute transport through small and large unsaturated soil columns, *Groundwater*, 27(1), 35–42, 1989.
- Williams, J., B. C. R. Cross, and R. Hodgkinson, Nitrogen losses in drainage water following pig slurry applications to an arable clay soil, *Controlling Nitrogen Flows and Losses*, p. 463, 2004.
- Winston, R. B., and C. I. Voss, *SutraGUI, a graphical user interface for SUTRA, a model for ground-water flow with solute or energy transport*, US Geological Survey, 2004.
- Woodbury, B., D. Miller, J. Nienaber, and R. Eigenberg, Seasonal and spatial variations of denitrifying enzyme activity in feedlot soil, *Transactions-American Society of Agricultural Engineers*, 44(6), 1635–1642, 2001.
- Zhang, H., and W. Davison, In situ speciation measurements. using diffusive gradients in thin films (dgt) to determine inorganically and organically complexed metals, *Pure and Applied Chemistry*, 73(1), 9–15, 2001.
- Zheng, C., and G. Bennett, *Applied Contaminant Transport Modeling*, Wiley, 2002.
- Zotarelli, L., J. M. Scholberg, M. D. Dukes, and R. Muñoz-Carpena, Monitoring of nitrate leaching in sandy soils, *Journal of Environmental Quality*, 36(4), 953–962, 2007.

Nomenclatura

CC	Capacidad de campo
CENEHA	Centro de Estudios Hidroambientales
FICH	Facultad de Ingeniería y Ciencias Hídricas
FL	Feedlot
IGM	Instituto Geográfico Militar
INTA	Instituto Nacional de Tecnología Agropecuaria
IPCVA	Instituto de Promoción de la Carne Vacuna Argentina
MASPyMA	Ministerio de Aguas, Servicios Públicos y Medio Ambiente
Mincyt	Ministerio de Ciencia, Tecnología e Innovación Productiva
PFIP	Proyectos Federales de Innovación Productiva
PM	Punto de marchitez
RDA	Rincón de Ávila
SENASA	Servicio Nacional de Sanidad y Calidad Agroalimentaria
UNL	Universidad Nacional del Litoral
UNR	Universidad Nacional de Rosario
ZNS	Zona no saturada
ZS	Zona saturada

A. Apéndice

A.I Datos meteorológico utilizados

A continuación, en la (Figura A.1) se muestran los datos meteorológicos utilizados en las simulaciones realizadas.

La base de datos puede ser descargada en la dirección: www.unl.edu.ar/ceneha/data/tesis_veizaga

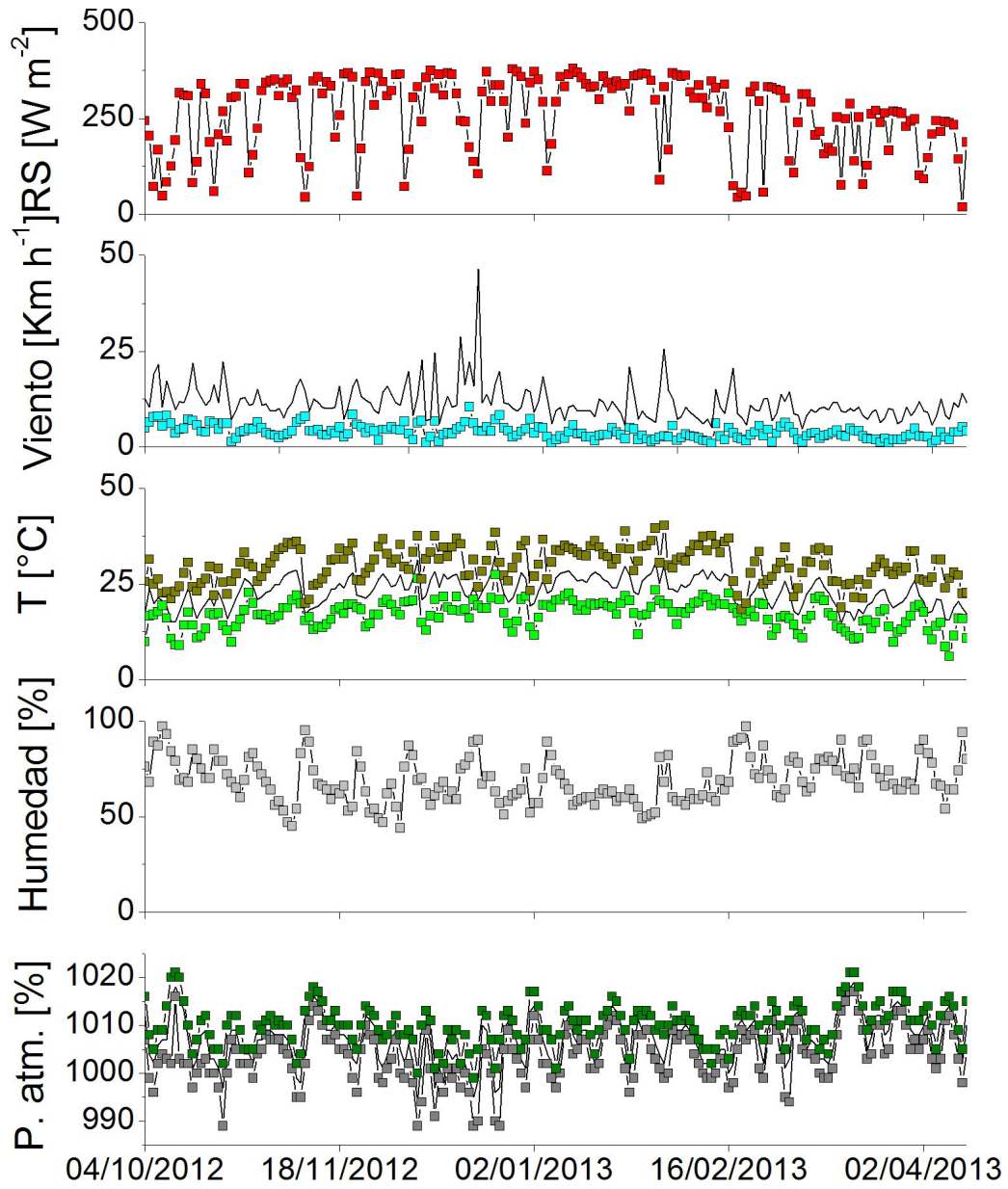


Figura A.1.: Datos meteorológicos utilizados en las simulaciones realizadas.

Doctorado en Ingeniería
Mención Ambiental

Título de la obra:

**Estudio de la dinámica del nitrato en el suelo proveniente de la
actividad ganadera intensiva**

Autor: Emiliano Andrés Veizaga

Lugar: Santa Fe, Argentina

Palabras Claves:

Feedlot, zona no saturada, nitratos, modelación numérica.