

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE PREGRADO

MEMORIA DE TÍTULO

**COMPARACIÓN DE MÉTODOS PARA LA ESTIMACIÓN DE LA LIXIVIACIÓN
DE NITRATOS EN SUELOS DE TEXTURA GRUESA**

JUAN FRANCISCO VARGAS COURBIS

Santiago, CHILE
2013

UNIVERSIDAD DE CHILE

FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS

ESCUELA DE PREGRADO

MEMORIA DE TÍTULO

**COMPARACIÓN DE MÉTODOS PARA LA ESTIMACIÓN DE LA LIXIVIACIÓN
DE NITRATOS EN SUELOS DE TEXTURA GRUESA**

**COMPARISON OF METHODS FOR ESTIMATING NITRATE LEACHING IN
COARSE-TEXTURED SOILS**

JUAN FRANCISCO VARGAS COURBIS

Santiago, CHILE
2013

UNIVERSIDAD DE CHILE

FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS

ESCUELA DE PREGRADO

**COMPARACIÓN DE MÉTODOS PARA LA ESTIMACIÓN DE LA LIXIVIACIÓN
DE NITRATOS EN SUELOS DE TEXTURA GRUESA**

Memoria para optar al título profesional de:
Ingeniero Agrónomo

JUAN FRANCISCO VARGAS COURBIS

	Calificaciones
PROFESOR GUÍA	
Sr. Osvaldo Salazar G. Ingeniero Agrónomo M.S. Ph.D.	7.0
PROFESORES EVALUADORES	
Sr. Manuel Casanova P. Ingeniero Agrónomo M.S.	7.0
Sr. Werther Kern F. Ingeniero Agrónomo, MBA.	6.0
COLABORADOR	
Sr. Oscar Seguel S. Ingeniero Agrónomo Dr.	

Santiago, CHILE
2013

*A mis Padres, Hermana y Amigos.
“May the Force be with you”*

AGRADECIMIENTOS

Al Laboratorio de Química de Suelos y Aguas de la Facultad de Ciencias Agronómicas de la Universidad de Chile. En particular a los profesores Osvaldo Salazar y Francisco Nájera por su colaboración y compromiso en el desarrollo de la memoria de título, a Marisol Aravena y Consuelo Aguilera por su apoyo y preocupación en las tareas de laboratorio y a todos los memorantes y tesistas por la ayuda otorgada en terreno.

ÍNDICE

RESUMEN.....	1
Palabras claves.	1
“ABSTRACT”	2
Key words.....	2
INTRODUCCIÓN	3
Objetivo general	6
Objetivos específicos	6
MATERIALES Y MÉTODOS	7
Lugar de estudio	7
Caracterización del suelo.....	7
Materiales	8
Métodos	9
Análisis estadístico	12
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	13
Condiciones climáticas y muestreo	13
Dinámica del contenido de agua en el suelo	14
Comparación entre métodos para monitorear lixiviación de nitratos.....	17
Relaciones entre mediciones de solutos solubles	22
CONCLUSIONES	24
BIBLIOGRAFÍA	25

ÍNDICE DE CUADROS

Cuadro 1. Propiedades del suelo del sitio experimental.....	8
Cuadro 2. Fechas en las que se realizaron las mediciones en cada bloque.....	10
Cuadro 3. Descripción de los tratamientos.....	10
Cuadro 4. Contenido de agua en el suelo (w), infiltración acumulada (IA) y percolación profunda acumulada (P) en tratamiento con barreno (T0).....	15
Cuadro 5. Lixiviación de nitrógeno como nitrato ($\text{NO}_3\text{-N}$) en tratamiento con barreno (T0) y lisímetro de drenaje (T3) y precipitación acumulada (Pp) durante el periodo de estudio.....	17
Cuadro 6. Comparación de las concentraciones de nitrato-N ($\text{NO}_3\text{-N}$) usando barreno (T0) en diferentes intervalos de profundidad del suelo a los tiempos 0 min (t_0) y 240 min (t_{240}).....	18
Cuadro 7. Lixiviación de $\text{NO}_3\text{-N}$ (NL) durante dos eventos de inundación.....	19
Cuadro 8. Conductividad hidráulica saturada del suelo (K_s) medida en cada tratamiento .	20

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Disposición espacial de 1 parcela con los 4 tratamientos del ensayo. De izquierda a derecha se muestran: barreno agrológico (T0), pozo de observación (T1), cápsula de succión (T2) y lisímetro de drenaje (T3).....	9
Figura 2. Caracterización climática del sitio experimental durante el periodo de estudio (INIA, 1989).....	13
Figura 3. Contenido de agua del suelo en todos los tratamientos (ver Cuadro 3) en el bloque 1 y precipitación diaria (Pp).....	14
Figura 4. Contenido de agua en el suelo usando barreno (T0) entre 0-1,25 m medido en seis diferentes fechas (bloques) al tiempo 0 min (t0) y al tiempo 240 min (t240).....	16
Figura 5. Concentración de nitrato-N ($\text{NO}_3\text{-N}$) mediante barreno (T0) entre 0-1,25 m en seis diferentes fechas (bloques) al tiempo 0 min (t0) y 240 min (t240).....	21
Figura 6. Relación entre nitrato-N ($\text{NO}_3\text{-N}$) y a) cloruros (Cl^-) y b) conductividad eléctrica (CE) en las mediciones con barreno (n=10) el 7 de Junio (bloque 1).....	22
Figura 7. Relación entre nitrato-N ($\text{NO}_3\text{-N}$) y a) cloruros (Cl^-) y b) conductividad eléctrica (CE) en las mediciones con lisímetro de drenaje (n=8) el 7 de Junio (bloque 1).....	23
Figura 8. Relación entre nitrato-N ($\text{NO}_3\text{-N}$) y a) cloruros (Cl^-) y b) conductividad eléctrica (CE) en las mediciones con los lisímetros de drenaje (n=6) después del primer evento de inundación (26 de Mayo).....	23

RESUMEN

La demanda por alimentos en la zona centro de Chile está aumentando y la superficie arable se expande rápidamente, donde incluso terrazas aluviales que se inundan ocasionalmente han sido habilitadas para sistemas de producción de monocultivo de maíz, los que reciben dosis altas de fertilización nitrogenada. Sin embargo, un monto significativo de nitrógeno (N) residual podría estar disponible en el suelo durante el periodo de barbecho (otoño-invierno), reflejando un riesgo alto de lixiviación de nitratos ($\text{NO}_3\text{-N}$) durante eventos de precipitación o inundación que generen una percolación rápida de agua en el suelo. El objetivo de este estudio fue comparar la efectividad de cuatro métodos: barreno agrológico (T0), pozo de observación (T1), cápsulas de succión (T2) y un lisímetro de drenaje FullStopTM (T3) para monitorear la lixiviación de $\text{NO}_3\text{-N}$ durante el periodo otoño-invierno en un suelo aluvial de textura gruesa que ha sido habilitado para el cultivo de maíz. La comparación de los diferentes métodos mostró que los métodos T0 y T3 pueden ser usados para monitorear lixiviación de $\text{NO}_3\text{-N}$ en suelos de textura gruesa con alta variabilidad de precipitaciones intra e inter anuales; mientras que los métodos T1 y T2 no fueron apropiados para las condiciones del sitio. Se encontró una relación entre las concentraciones de $\text{NO}_3\text{-N}$ y sales solubles (Cl^- y CE) sólo en las primeras mediciones luego del periodo seco estival.

Palabras claves: Nitrato; lixiviación; métodos de muestreo; textura gruesa.

“ABSTRACT”

In Central Chile demand for food is increasing and arable land is rapidly expanding even floodplain soils have been clear for maize cultivation. However, a significant amount of residual N may be still present in the soil in autumn-winter reflecting a high risk of nitrate-nitrogen ($\text{NO}_3\text{-N}$) leaching during flush flooding events. This study compare the effectiveness of four different methods: soil coring (T0), observation well (T1), ceramic suction cup lysimeters (T2) and a capillary lysimeter FullStopTM wetting front detector (T3) for monitoring $\text{NO}_3\text{-N}$ leaching during autumn-winter in a typical coarse-textured alluvial floodplain soil that has been clear for maize cultivation. The comparison of different methods showed that T0 and T3 can be used for monitoring $\text{NO}_3\text{-N}$ leaching in floodplain coarse textured soils with a high intra-and inter annual precipitation variability; whereas T1 and T2 were not appropriated for site conditions. There was found correlation between $\text{NO}_3\text{-N}$ and soluble salt measurements (Cl^- and EC) only in first measurements after the dry summer period.

Key words: Nitrate; leaching; sampler devices; coarse-textured soils.

INTRODUCCIÓN

El maíz es el cultivo más importante en la Región del Libertador Bernardo O'Higgins, cubriendo una superficie de 47.419 ha durante la temporada 2011-2012. Es cultivado principalmente en suelos planos ubicados en terrazas aluviales bajo sistemas de riego convencional durante el periodo primavera-verano (Septiembre-Abril). Sin embargo, la demanda por alimento está incrementando y la superficie arable se expande rápidamente, donde incluso suelos que se inundan ocasionalmente han sido habilitados para el cultivo de maíz. En estos sistemas productivos son aplicadas tasas altas de fertilización nitrogenada, fluctuando entre los 350 a 560 kg N ha⁻¹, con una eficiencia baja en la aplicación de riego (<45%); donde en promedio 200 kg N ha⁻¹ no son absorbidos por el maíz y están susceptibles a ser perdidos si el agua percola a través del perfil del suelo (Salazar y Nájera, 2011).

Los procesos de pérdidas de nitrógeno (N) desde el suelo a los cuerpos de agua ocurren en forma natural en todos los ecosistemas, sin embargo el uso intensivo de fertilizantes nitrogenados y enmiendas orgánicas que son aplicados al suelo para incrementar los rendimientos de los cultivos puede intensificar los riesgos de contaminación de cuerpos de agua por formas nitrogenadas, si es que éstas se mueven más allá de la zona de raíces de los cultivos (Carpenter *et al.*, 1998; Vitousek *et al.*, 2009). De ellas, el nitrato-N (NO₃-N) es el más susceptible a ser transportado hacia los cuerpos de agua, proceso conocido como lixiviación, debido a que es muy soluble en agua y a que la capacidad de adsorción de aniones de los suelos es por lo general baja (Armstrong y Burt, 1993). Así, en suelos con texturas gruesas, se favorecen las pérdidas de N debido a las tasas altas de infiltración y percolación, y a la capacidad baja de retención de agua (Zotarelli *et al.*, 2007).

Aunque es posible que un monto importante del N aplicado pueda ser lixiviado por el riego excesivo durante la temporada de crecimiento del cultivo en el periodo primavera-verano (Gehl *et al.*, 2006), un monto significativo de N residual podría estar todavía disponible en el suelo durante el periodo otoño-invierno, reflejando un riesgo alto de lixiviación de NO₃-N durante el periodo de barbecho.

Particularmente la producción de maíz está ubicada en la zona central de Chile bajo condiciones climáticas Mediterráneas, las cuales se caracterizan por una fuerte distribución de las lluvias en la temporada otoño-invierno, donde se concentra el 75% de las precipitaciones. Bajo estas condiciones, el monitoreo de la lixiviación de NO₃-N implica una tarea compleja particularmente en suelos de textura gruesa, donde la mayoría del tiempo el movimiento de agua es bajo condiciones de no saturación con eventos de inundación ocasionales.

Aunque la medición de la lixiviación de NO₃-N por debajo de la zona de raíces permite determinar la contribución de las prácticas agrícolas a la contaminación por NO₃-N de cuerpos de aguas superficiales y subsuperficiales, en la práctica su medición es difícil

(Webster *et al.*, 1993). Diversos métodos han sido empleados para monitorear y cuantificar esta lixiviación de $\text{NO}_3\text{-N}$ en suelos de textura gruesa, los que presentan diferentes ventajas y desventajas dependiendo de las interacciones con la solución suelo, la heterogeneidad natural del suelo, el rango de tensiones de agua y la frecuencia de muestreo (Litaor, 1988; Fares *et al.*, 2009). En general, estos métodos pueden ser divididos como métodos de muestreo activos, tales como el barreno agrológico, cápsulas de succión y pozos de observación, que necesitan la acción de un operador para obtener la muestra; y los métodos pasivos, como los lisímetros de drenaje, los cuales usualmente tienen una pequeña cavidad en su base en donde muestras de solución suelo pueden ser almacenadas automáticamente para un muestreo posterior. Numerosos estudios han sido llevados a cabo para comparar la efectividad de estos métodos para evaluar la lixiviación de $\text{NO}_3\text{-N}$ en suelos agrícolas de textura gruesa (Barbee y Brown, 1986; Webster *et al.*, 1993; Gehl *et al.*, 2005; Zotarelli *et al.*, 2007; Arauzo *et al.*, 2010; van der Laan *et al.*, 2010; Wang *et al.*, 2012), encontrando variadas características asociadas a cada dispositivo.

El muestreo con barreno es simple, relativamente barato, ampliamente usado y aplicable a la mayoría de los suelos. Sin embargo, la obtención de muestras de suelo con barreno requiere de mayor tiempo que otros métodos, es destructivo y sólo entrega un visión parcial de la distribución de N. En comparación con otros métodos, el muestreo de suelo entrega una medida indirecta de N inorgánico en la solución suelo (Webster *et al.*, 1993). Un muestreo consecutivo con barreno puede introducir además errores asociados a una variabilidad espacial de la concentración de $\text{NO}_3\text{-N}$ (Simonne *et al.*, 2004). Aunque el barreno entrega información de la distribución de N dentro del perfil de suelo y los balances de N en un punto particular en el tiempo, este método no se acomoda al cálculo de lixiviación de N a menos que se combine a aproximaciones con modelos y/o relacionando la distribución de N con la dinámica del flujo de agua bajo la rizósfera (Willian y Nielsen, 1989).

Los pozos de observación permiten obtener una serie de registros puntuales y/o continuos de los parámetros hidráulicos o de calidad físico/química en el muestreo de los fluidos, pero están sujetos a que exista un nivel freático cercano a la superficie. Dentro de las ventajas de los pozos construidos con PVC se destaca que es un material ligero, de excelente resistencia química, fácil de obtener y tiene un precio bajo. Por el contrario, es sensible a cambios de temperatura y podría reaccionar con el agua subterránea liberando así algunos constituyentes (EPA, 1991).

Las cápsulas de succión son consideradas como una técnica adecuada para monitorear la lixiviación de N en suelos no estructurados. Son fáciles de instalar y permiten medidas frecuentes desde la misma ubicación, pero no permiten desarrollar un balance de masas en un único momento de tiempo a menos que el flujo de agua potencial sea determinado al mismo tiempo. Además bajo condiciones de baja disponibilidad de agua, que frecuentemente se presentan en los suelos de textura gruesa, no es posible obtener adecuados volúmenes de muestreo, lo cual induce grandes incertidumbres en el cálculo de pérdidas de N (Barbee y Brown, 1986; Lord y Shepherd, 1993).

Los lisímetros de drenaje son comúnmente usados para monitorear las dinámicas de lixiviación de N. Capturan todo el volumen que lixivia y con ello la concentración de N, la cual puede ser usada para calcular la carga de N que pasa a una profundidad específica del suelo. Sin embargo, la instalación puede resultar en una apreciable disturbación del suelo y deben ser ajustados para representar una unidad de producción. Los lisímetros necesitan ser ubicados lo suficientemente profundos para que representen las condiciones del campo. El uso de lisímetros permite una medición precisa y relativamente consistente de la concentración de $\text{NO}_3\text{-N}$. Una ventaja de este método es que provee una aproximación integral, en espacio y tiempo para hacer más realista la evaluación del N en el suelo (Webster *et al.*, 1993).

También es importante evaluar cómo la instalación de estos equipos afecta la percolación de agua y en consecuencia el movimiento en profundidad de $\text{NO}_3\text{-N}$ en el perfil del suelo. Por ejemplo, Webster *et al.* (1993) en un estudio comparativo entre el uso de barreno, cápsulas de succión y lisímetros de drenaje, concluyó que las discrepancias entre estos métodos estaban atribuidas a la perturbación del suelo durante la instalación de los dispositivos. Este impacto negativo podría relacionarse a los efectos de los métodos de muestreo en la habilidad del suelo para transmitir el agua cuando está sujeto a un gradiente hidráulico, cuando la conductividad hidráulica saturada del suelo (K_s) es modificada durante la instalación de los equipos.

Además los métodos basados en concentración de iones pueden ser usados para estudiar la trayectoria de los flujos, reacciones entre el suelo y solutos, y recargas de los acuíferos (Allison *et al.*, 1994). Uno de los iones que ha sido usado en numerosos estudios es el cloruro (Cl^-) (Lo Russo *et al.*, 2003; Rasiah *et al.*, 2005; Huang *et al.*, 2013), donde este anión en el suelo actúa como un trazador que se mueve junto con el agua. Algunos de estos métodos conservativos de concentración de sales, como el Cl^- y la conductividad eléctrica (CE), son más fáciles de determinar que los $\text{NO}_3\text{-N}$ y podrían ser usados para identificar el riesgo de la lixiviación de $\text{NO}_3\text{-N}$ en suelos de textura gruesa.

Es importante notar que el criterio clave para evaluar el impacto del N residual de suelos cultivados de textura gruesa en la calidad del agua podría ser el monitorear y cuantificar la potencial lixiviación de N a través de una técnica adecuada que permita obtener muestras de la solución suelo durante eventos rápidos de infiltración de agua. Fares *et al.* (2009) sostiene que un muestreo preciso de la solución suelo y sus análisis proveen una alerta temprana de potenciales contaminaciones del agua subterránea. Además mejores prácticas de manejo para conservar la calidad de agua en suelos agrícolas podrían ser evaluadas para minimizar el riesgo de contaminación de $\text{NO}_3\text{-N}$ a lo largo de los cursos de aguas de la Región de O'Higgins en la zona centro de Chile.

Objetivo general

Comparar cuatro métodos de muestreo para estimar la lixiviación de nitratos ($\text{NO}_3\text{-N}$) en un suelo de textura gruesa.

Objetivos específicos

1. Comparar todos los métodos de muestreo de acuerdo a los resultados obtenidos para la estimación de pérdidas por lixiviación de $\text{NO}_3\text{-N}$.
2. Evaluar la variación en el tiempo de los niveles de $\text{NO}_3\text{-N}$ medidos por los distintos métodos.
3. Estimar las pérdidas por lixiviación de $\text{NO}_3\text{-N}$ considerando en cada método de muestreo, las concentraciones de $\text{NO}_3\text{-N}$ y contenido de agua del suelo.
4. Evaluar la relación entre las concentraciones de $\text{NO}_3\text{-N}$ y trazadores naturales como la conductividad eléctrica y la concentración de cloruros en el suelo.

MATERIALES Y MÉTODOS

Lugar de estudio

El presente estudio se realizó en un predio de 10 ha de producción agrícola ubicado en la zona central de Chile, específicamente en el sector de San Luis de la Comuna de Pichidegua, en la Región del Libertador General Bernardo O'Higgins (34°22' S, 71°25' O, altitud 124 m). En este campo se cultiva maíz grano en el periodo Septiembre-Abril y el resto del tiempo el suelo se mantiene en barbecho. Los análisis químicos se realizaron en el Laboratorio de Química de Suelos y Aguas de la Facultad de Ciencias Agronómicas de la Universidad de Chile.

El clima en la Comuna de Pichidegua es Mediterráneo semiárido con veranos cálidos e inviernos relativamente fríos, con una precipitación media anual de 696 mm y una temperatura media anual de 14,1°C. Las lluvias se concentran principalmente durante los meses de Mayo a Octubre ocurriendo un 75% en los meses de invierno (Santibáñez y Uribe, 1993).

Las variables climáticas (ej: precipitaciones, temperatura, etc.) fueron registradas en una estación meteorológica ubicada a 2 km al noreste del sitio experimental. Esta estación también entregó parámetros del clima para calcular la evapotranspiración de referencia ETo de acuerdo a la ecuación combinada FAO Penman-Monteith (Allen *et al.*, 1998).

El campo experimental estaba ubicado próximo al río Tinguiririca (300 al norte), donde ocasionalmente ocurren eventos de inundación por periodos cortos sujetos a intensas precipitaciones durante la época invernal.

Caracterización del suelo

El suelo está ubicado cartográficamente en terrazas aluviales indiferenciadas con clase textural superficial franco arenosa, moderadamente profundo, pendiente ligera, con excesivo drenaje y ocasionalmente inundado (CIREN, 1996). Dentro de las actividades del proyecto Fondecyt de Iniciación N°11110464 se colectaron muestras de suelo desde los horizontes de suelo mineral para la caracterización química y física, incluyendo propiedades como: pH en agua, conductividad eléctrica (CE), materia orgánica (MOS), nitrógeno total (NT) de acuerdo a Sadzawka *et al.* (2006) y capacidad de intercambio catiónico (CIC) por Dewis y Freitas (1970) (NaOAc 1N pH 8,2); y propiedades físicas tales como textura, densidad aparente y curva de retención de agua de acuerdo a los métodos de análisis físicos de suelos (Sandoval *et al.*, 2012). Estos análisis se resumen en Cuadro 1. De acuerdo a la descripción del suelo y los análisis llevados a cabo en este estudio, el suelo fue clasificado como Typic Xerochrepts.

Cuadro 1. Propiedades del suelo del sitio experimental.

Horizonte	Prof.	Propiedades del suelo ¹								
		Da	Clase textural ²	Arcilla	AA	MOS	N _T	pH (H ₂ O)	CE	CIC
	cm	Mg m ⁻³	-	----- % -----				-	dS m ⁻¹	cmol ₍₊₎ kg ⁻¹
A _p	0-15	1,35	F	10,06	11,91	1,47	0,039	6,93	1,59	9,65
A ₂	15-39	1,36	Fa	8,05	9,11	1,24	0,015	6,90	1,04	10,64
B _{w1}	39-73	1,32	Fa	16,10	6,27	1,18	0,015	6,90	0,89	10,15
B _{w2}	73-103	1,31	F	18,12	28,18	1,35	0,024	6,80	1,32	10,94
C	103-132	1,46	a	6,03	0,19	0,44	0,002	7,27	0,80	10,49
C _g	132-155	1,31	aF	16,10	5,10	0,71	0,023	7,29	0,59	10,94

¹ Da: densidad aparente; AA: agua aprovechable. MOS: materia orgánica del suelo; N_T: nitrógeno total; CE: conductividad eléctrica; CIC: capacidad de intercambio catiónico.

² F: franco; Fa: franco arenoso; aF: areno francoso; a: arenoso (USDA).

Materiales

Los tratamientos, consistentes en cuatro distintos tipos de muestreo, se instalaron en un suelo que fue cultivado con maíz grano en la temporada 2011-2012, donde se aplicaron 600 kg ha⁻¹ de mezcla maicera (20-15-15) y 700 kg ha⁻¹ de urea, con un aporte total de fertilizantes nitrogenados de 442 kg N ha⁻¹. La cosecha se realizó la primera quincena de Mayo de 2012, con un rendimiento de grano de 155 qqm ha⁻¹.

La determinación de la concentración de nitratos-N (NO₃-N) se realizó por cuatro métodos de muestreo. Los tres primeros corresponden a un muestreo de solución suelo, que incluye: i) un pozo de observación que consiste en un cilindro de PVC de 35 mm de diámetro y 150 cm de largo con orificios en los últimos 25 cm; ii) un lisímetro de drenaje detector de frentes de agua FullStopTM compuesto por un embudo plástico conectado a una base con filtro de malla fina de acero y una manguera flexible; iii) y un cilindro de PVC de 15 mm de diámetro y 120 cm de largo con una placa de porcelana porosa en su extremo conocido como cápsula de succión (Poss *et al.*, 1995). El cuarto método corresponde a la obtención de muestras de suelo por medio de un barreno agrológico, a modo de control (Figura 1).

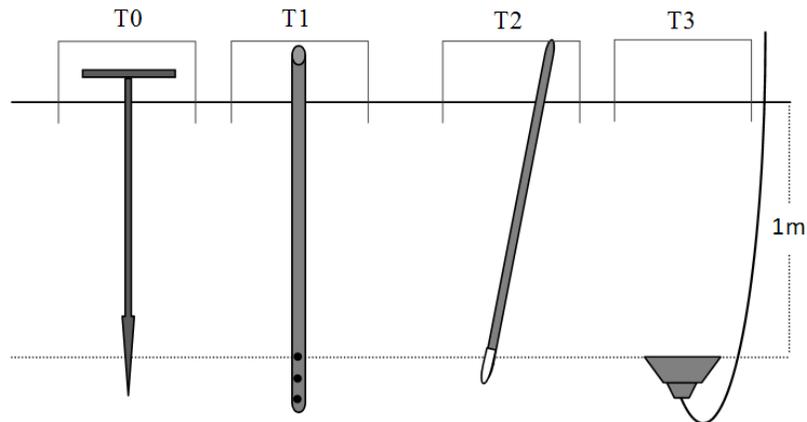


Figura 1. Disposición espacial de 1 parcela con los 4 tratamientos del ensayo. De izquierda a derecha se muestran: barreno agrológico (T0), pozo de observación (T1), cápsula de succión (T2) y lisímetro de drenaje (T3).

Para asegurar un volumen de solución suelo necesario para realizar los análisis de laboratorio, se aplicó una carga de agua similar a la que se utiliza durante la prueba de velocidad de infiltración (Bouwer, 1986), a través de un cilindro infiltrómetro enterrado en cada uno de los tratamientos. Además, utilizando éste método se midió la conductividad hidráulica saturada (K_s) en cada tratamiento, para evaluar el efecto de la instalación de los equipos en el movimiento de agua en suelo. Durante esta prueba se determinó el contenido de agua *in situ* utilizando sensores marca DecagonTM (modelo ECH₂O EC-5).

Métodos

La instalación de los tratamientos y los sensores, se realizó entre los meses de Abril y Mayo (2012). Los pozos de observación (T1) fueron enterrados en el suelo a 125 cm, siendo perforados en su extremo inferior con cuatro orificios (1 cm de diámetro) a tres profundidades (100, 110 y 120 cm) para permitir el ingreso de agua y además fueron sellados en su parte basal para la acumulación de ésta. Las cápsulas de succión (T2) fueron instaladas en ángulo de 15° desde la horizontal para evitar el flujo preferencial por las paredes del tubo, y enterradas hasta una profundidad de 100 cm. A esta misma profundidad fueron ubicados los lisímetros de drenaje (T3), que permiten capturar y almacenar una muestra de solución del suelo. En T1 y T3 las muestras de solución suelo fueron obtenidas ejerciendo succión con una jeringa, mientras que en T2 se utilizó una bomba de vacío.

Los sensores de contenido de agua DecagonTM fueron instalados junto a cada tratamiento a una profundidad de 100 cm, incluyendo la zona en la cual fueron extraídas las muestras por barreno, así en cada repetición los sensores midieron el contenido de agua del suelo (volumétrico) desde una semana antes de realizar la toma de muestras.

En este estudio, la unidad experimental correspondió a una circunferencia aproximada de 50 cm de diámetro (área que ocupa el cilindro infiltrómetro) donde cada equipo de extracción con su respectivo sensor de contenido de agua se ubicó en el centro. Dentro de un bloque los cuatro tratamientos estaban separados a 1 m. Se realizaron seis repeticiones por tratamiento, por lo tanto se habilitaron 24 unidades experimentales, que incluyeron al tratamiento respectivo más un sensor de contenido de agua. Cada repetición se midió en seis distintas fechas, correspondiendo éstas a los bloques, dentro del periodo de barbecho durante los meses invernales (Junio-Julio-Agosto), como se muestra en Cuadro 2.

Cuadro 2. Fechas en las que se realizaron las mediciones en cada bloque.

Bloque (Repetición)	Fecha
1	7 de Junio
2	27 de Junio
3	17 de Julio
4	24 de Julio
5	7 de Agosto
6	21 de Agosto

Durante cada una de las fechas se realizaron las pruebas en los 4 tratamientos al mismo tiempo, para evitar efectos de variabilidad en el contenido de agua. Además, en cada tratamiento, se mantuvo una carga de agua permanente de 30 cm durante 240 min, colectando muestras de solución suelo en 7 oportunidades durante el tiempo de avance; excepto en el tratamiento con barreno donde se tomaron dos muestras: una inicial, previa a la aplicación de la carga de agua en un diámetro de 80 cm fuera del área del cilindro y, la segunda al final del ensayo, después de 240 min de la carga de agua (Cuadro 3).

Cuadro 3. Descripción de los tratamientos.

Tratamiento	Método de muestreo	Tiempo de muestreo de solución suelo (min)
T0	Barreno	0-240
T1	Pozo de observación	
T2	Cápsula de succión	0-5-15-30-60-120-180-240
T3	Detector de frente de humedad	

En los tratamientos T1, T2 y T3, antes de comenzar con las pruebas de muestreo (tiempo 0), si existía solución suelo disponible, ésta fue colectada en su totalidad. Una vez comenzadas las pruebas de muestreo se colectó un volumen mínimo de 50 mL de solución suelo para asegurar la realización de las pruebas posteriores.

Se efectuaron dos mediciones adicionales utilizando el método de muestreo T3 en todas las repeticiones, luego de intensos eventos pluviométricos que generaron la inundación del predio los días 26 de Mayo y 13 de Junio.

En el campo, las muestras de solución suelo fueron almacenadas en botellas plásticas, mantenidas en un cooler a 4°C y transportadas el mismo día al Laboratorio de Química de Suelos y Aguas de la Facultad de Ciencias Agronómicas de la Universidad de Chile, donde fueron refrigeradas y analizadas dentro de 48 h. Previo a los análisis, las muestras fueron ambientadas a temperatura de 20°C y después fueron filtradas utilizando filtros de pirinola de 0,45 µm libres de NO₃-N, lo que dio un filtrado claro en el que se determinaron las formas nitrogenadas. Así, en este estudio, la concentración de NO₃-N en las muestras fueron analizadas utilizando set de reactivos de la empresa Hach mediante métodos colorimétricos, donde el NO₃-N fue determinado por el método del ácido cromotrópico. Finalmente la lectura de las concentraciones de NO₃-N en las muestras de solución suelo se realizó en un espectrofotómetro marca Hach modelo DR-5000.

En las muestras de solución suelo se realizaron análisis con trazadores naturales para evaluar su relación con la lixiviación de NO₃-N, mediante determinación de conductividad eléctrica por conductivimetría y determinación de concentración de cloruros (Cl) por titulación potenciométrica con nitrato de plata (Sadzawka, 2006).

En el tratamiento con barreno (T0) se colectaron 3 muestras de suelo a 5 profundidades regulares (de 25 cm hasta 125 cm) con un barreno agrológico para obtener una muestra compuesta por profundidad. En estas muestras de suelo se determinaron los niveles de NO₃-N por el método de destilación según Sadzawka (2006).

La percolación profunda (*P*) fue calculada usando una ecuación para el balance de agua de cada bloque en el intervalo de profundidad 0-1 m, la cual puede ser representada como:

$$P = IA - \frac{\Delta w}{\Delta t} + AC - ETc - ES \quad (1)$$

donde Δw es la cantidad de agua añadida o removida entre 0-1 m de profundidad usando el tratamiento T0 al minuto 0 (contenido de agua en el suelo inicial previo a la infiltración) y al minuto 240 (contenido de agua en el suelo posterior a la infiltración), Δt es el tiempo (240 min), *IA* es la profundidad acumulada de agua infiltrando durante 240 min medida con el cilindro infiltrómetro, *AC* es el flujo ascendente de agua subterránea a la zona de raíces, *ETc* es la tasa de evapotranspiración del cultivo y *ES* es el escurrimiento superficial. Las últimas tres variables de la ecuación 1 (*AC*, *ETc* y *ES*) pueden ser descartadas, ya que la napa freática está significativamente más profunda que la zona de raíces y *AC* es cero, durante la prueba hay una columna permanente de agua sobre el suelo por lo que *ETc* es cero y cuando se usa un cilindro infiltrómetro el *ES* es cero. Asumiendo lo anterior, la ecuación 1 se simplifica de la siguiente manera:

$$P = IA - \frac{\Delta w}{\Delta t} \quad (2)$$

En T0 la lixiviación de N fue obtenida desde las muestras conseguidas entre 1- 1,25 m calculada usando una ecuación de Burns modificada (Matus y Rodríguez, 1994):

$$NL = A * \left(\frac{P}{P+(W*Da)} \right)^z \quad (3)$$

Donde NL es la cantidad de N lixiviado ($\text{kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$) más allá de la zona de raíces z (cm), A es la cantidad de $\text{NO}_3\text{-N}$ ($\text{kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$) en el suelo que se presenta a la profundidad z , W es el contenido de agua en el suelo (g g^{-1}), Da es la densidad aparente del suelo (Mg m^{-3}) y P es la percolación profunda acumulada bajo la profundidad z (cm)

Las tasas de lixiviación de nitrógeno (NL) para los métodos T1, T2 y T3 fueron calculados usando la percolación profunda acumulada obtenida de la Ecuación 2 y la concentración media de $\text{NO}_3\text{-N}$ obtenida por cada método a través de la Ecuación 4:

$$NL = A * P * 10 \quad (4)$$

Donde NL es expresada en $\text{kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$, A es la concentración de $\text{NO}_3\text{-N}$ ($\text{mg NO}_3\text{-N L}^{-1}$) en las muestras de solución suelo, P está expresado en (m) y 10 es un factor de conversión.

Análisis estadístico

Para este estudio fue utilizado un análisis de varianza (ANDEVA) con $p < 0,05$ de acuerdo a un diseño en bloques con 6 repeticiones. Para comparaciones individuales entre 2 tratamientos o variables fue usada la prueba t -Student para el par de muestras con $p < 0,05$. Se utilizó el procedimiento de Modelo Lineal General para relacionar en conjunto las mediciones de $\text{NO}_3\text{-N}$ con Cl^- y CE , utilizando el coeficiente de determinación (R^2) como herramienta estadística. Todos los datos de los análisis de suelo fueron procesados estadísticamente usando el programa Minitab Versión 15.0.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Condiciones climáticas y muestreo

Durante el periodo de estudio las precipitaciones (Pp) alcanzaron los 307 mm, lo cual fue un 44% menor a un año normal (INIA, 1989), como se aprecia en la Figura 2. En este periodo fueron registrados sólo 4 eventos intensos de precipitaciones: 25-27 de Mayo (91 mm); 12-13 de Junio (47 mm); 16-17 de Junio (34 mm); y 28 de Junio- 1 de Julio (32 mm). La evapotranspiración de referencia acumulada (ETo) fue de 84,9 mm y la temperatura media del aire fue 10,4 °C.

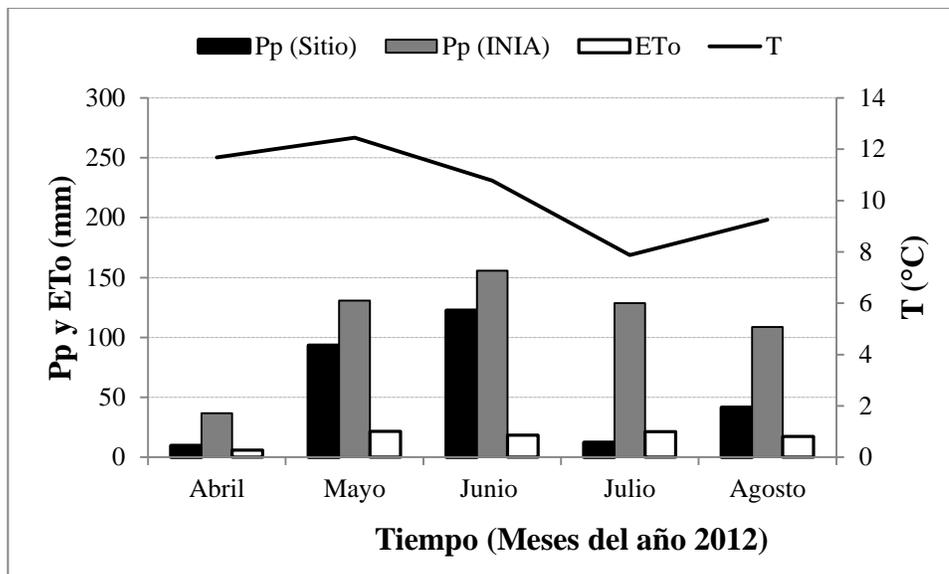


Figura 2. Caracterización climática del sitio experimental durante el periodo de estudio (INIA, 1989).

Es importante señalar que el área experimental fue inundada por 8 horas el día 26 de Mayo y durante 4 horas el 13 de Junio, alcanzando aproximadamente un nivel de agua máximo de 0,5 m y 0,3 m, respectivamente, como fue registrado por una estaca de madera en el campo. Los días previos al primer evento de inundación ocurrido el 26 de Mayo, el contenido de agua del suelo medido por sensores a 1 m de profundidad mostraron una alta variabilidad, fluctuando de $0,28 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ a $0,43 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ como se muestra en la Figura 3. Sin embargo, después del intenso evento de precipitaciones durante el 25-27 de Mayo (91 mm) y la primera inundación del 26 de Mayo, los contenidos de agua del suelo fueron más homogéneos entre los tratamientos, alcanzando contenidos en el rango de $0,42 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ y $0,44 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ durante la primera fecha de evaluación del 7 de Junio.

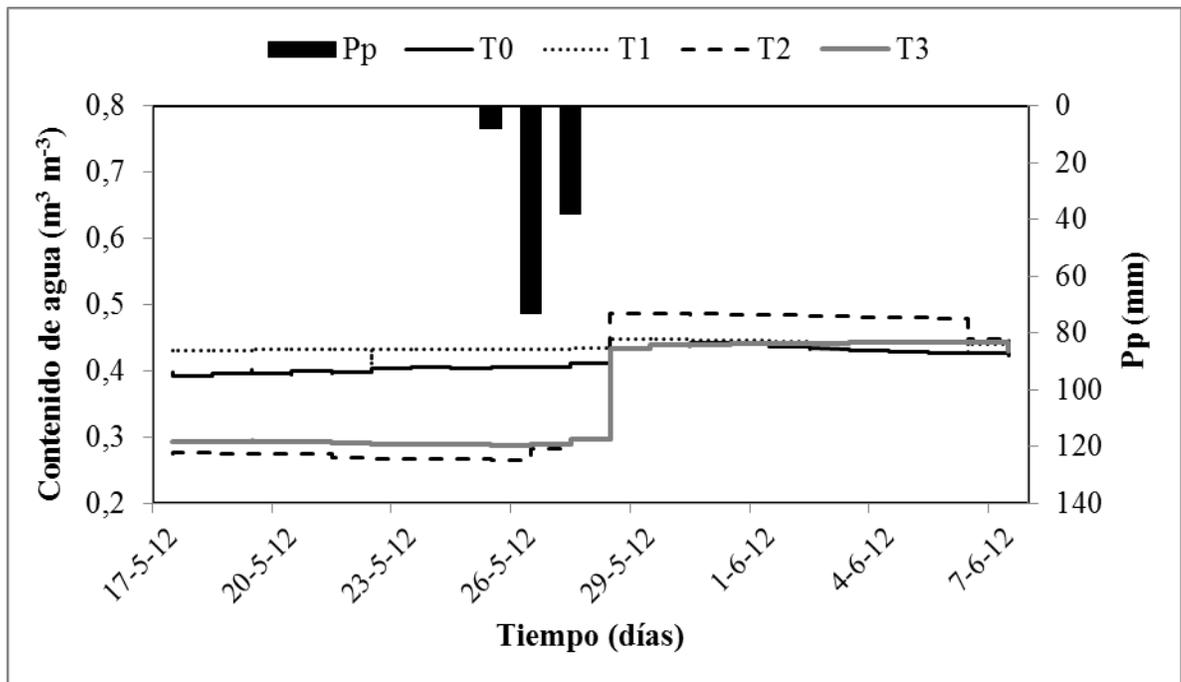


Figura 3. Contenido de agua del suelo en todos los tratamientos (ver Cuadro 3) en el bloque 1 y precipitación diaria (P_p).

En adición, los sensores de contenido de agua ubicados a 1 m indicaron que inmediatamente después de la primera inundación, el perfil de suelo fue saturado (ver Figura 3). Después de eso, el contenido de agua a 1 m durante el periodo de estudio, varió entre los $0,45 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$ y $0,49 \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$, muy cercano a condiciones de saturación (información no mostrada).

Dinámica del contenido de agua en el suelo

Todos los tratamientos fueron evaluados simultáneamente el mismo día en cada una de las seis fechas (bloques) (Cuadro 4). En el tratamiento T0 se determinó el contenido de agua del suelo en la profundidad de 0-1 m en los tiempos 0-min y 240-min, donde el contenido inicial de agua en el suelo (T_0 , t 0 min) se ubicaba entre los 65 mm y los 100 mm, mostrando una relación negativa con los valores de infiltración acumulada (IA) ($R^2 = -0,61$, $p = 0,066$). Esto concuerda con el hecho de que cuando el suelo está inicialmente cercano a saturación la IA es menor que cuando el suelo está seco. En cinco de seis bloques se registró percolación profunda (P), la cual mostró un amplio rango de 40 mm a 174 mm.

En el bloque 4 la P fue cercana a cero, ya que el agua infiltrada quedó retenida entre los 0-1 m debido al contenido inicial bajo de agua que el suelo presentaba (225 mm) antes de que ocurriera la prueba. Lo anterior puede ser observado en la Figura 4, donde en contraste a los

otros bloques, en el bloque 4 el suelo estaba particularmente seco en el intervalo de profundidad de 0,50-0,75 m, debido a la falta de precipitación en el mes de Julio.

Cuadro 4. Contenido de agua en el suelo (w), infiltración acumulada (IA) y percolación profunda acumulada (P) en tratamiento con barreno (T0).

Bloque	w_{inicial} (0-0,25 m)	w_{inicial} (0-1 m)	Δw (0-1 m) ^a	IA	P ^b
	----- mm -----				
1	83	318	48	222	174
2	82	320	52	183	131
3	65	272	100	237	137
4	74	225	129	126	-3
5	100	367	35	75	40
6	98	371	30	77	47
Promedio $\pm \sigma^c$	84 \pm 12	312 \pm 51	66 \pm 36	153 \pm 65	88 \pm 63

^a Obtenido por barreno entre 0 min y 240 min.

^b Calculada usando la ecuación 2.

^c Promedio \pm desviación estándar (σ) (n=6).

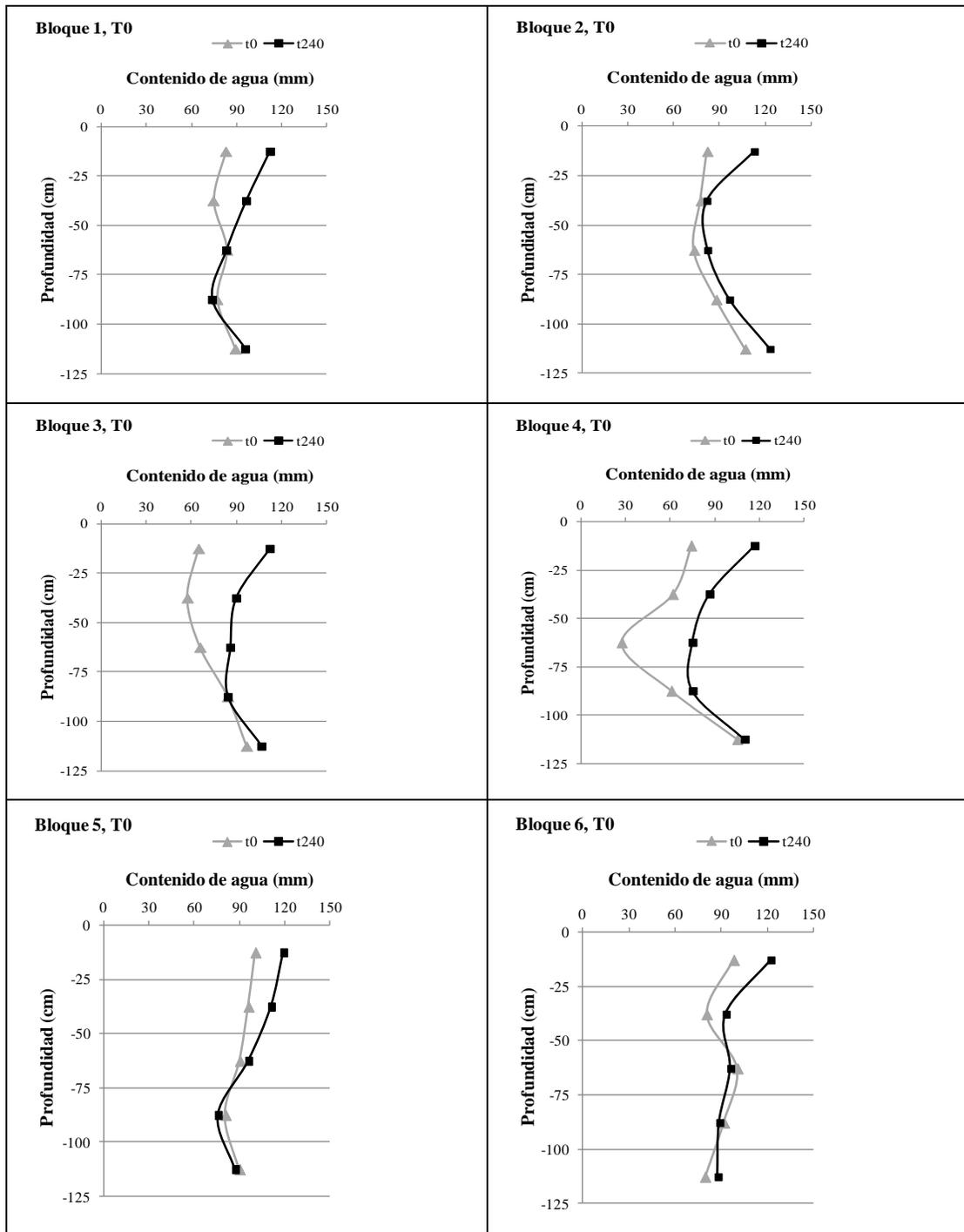


Figura 4. Contenido de agua en el suelo usando barreno (T0) entre 0-1,25 m medido en seis diferentes fechas (bloques) al tiempo 0 min (t0) y al tiempo 240 min (t240).

Comparación entre métodos para monitorear lixiviación de nitratos

Aunque fueron establecidos en el campo cuatro métodos con 6 repeticiones para monitorear la lixiviación de $\text{NO}_3\text{-N}$, sólo fue posible obtener muestras del tratamiento con barreno (T0) y del lisímetro de drenaje FullStopTM (T3). Debido a esto se utilizó la prueba *t*-Student y no se aplicó un ANDEVA. Por otra parte, en el Bloque 4 no hubo percolación profunda (Cuadro 4) y en consecuencia se asumió que no existió lixiviación para este día en particular. Multiplicando la percolación profunda obtenida de las mediciones del T0 (Cuadro 4) por la concentración de $\text{NO}_3\text{-N}$ en tratamientos T0 y T3, se calcularon las pérdidas por lixiviación de $\text{NO}_3\text{-N}$ ($\text{kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$) como se muestra en el Cuadro 5. Cuando no se detectaron niveles de $\text{NO}_3\text{-N}$ se asumió un valor de cero, bajo el supuesto de que si no hay detección de muestras se refleja precisamente la condición de que no hay percolación profunda y por consecuencia no hay pérdidas de $\text{NO}_3\text{-N}$ por lixiviación. En este caso aunque el tratamiento T0 tuvo una media de $\text{NO}_3\text{-N}$ mayor que el T3, no se mostraron diferencias significativas ($p > 0,05$, *t*-Student). Las estimaciones de lixiviación de $\text{NO}_3\text{-N}$ relativamente más bajas con el uso de T3 en comparación al uso de T0, podrían relacionarse con: i) las muestras colectadas con T0 provienen de un área menor que en T3, lo cual podría aumentar considerablemente la variabilidad espacial y/o fluctuaciones potenciales entre mediciones (Zotarelli *et al.*, 2007); ii) la inundación de los suelos lleva a una disminución del oxígeno y al comienzo de condiciones anaeróbicas, en consecuencia la acumulación de agua en el fondo del embudo del T3 puede intensificar la pérdida de N por desnitrificación que podría resultar en una subestimación de la lixiviación potencial de N; y iii) el uso de una alta aplicación de agua podría resultar en un efecto de dilución de $\text{NO}_3\text{-N}$.

Cuadro 5. Lixiviación de nitrógeno como nitrato ($\text{NO}_3\text{-N}$) en tratamiento con barreno (T0) y lisímetro de drenaje (T3) y precipitación acumulada (Pp) durante el periodo de estudio.

Bloque	Pp acumulada	Lixiviación de nitratos	
		T0 ^a	T3 ^b
--- mm ---		----- kg N ha^{-1} -----	
1	123	10,57	1,69
2	263	7,28	1,74
3	307	5,99	nd
4	307	nd ^c	nd
5	307	0,02	nd
6	307	0,06	nd
Promedio $\pm \sigma$ ^d		3,98 \pm 4,18	0.57 \pm 0.89

^a Calculado usando ecuación 3.

^b Calculado usando ecuación 4.

^c No detectado.

^d Promedio \pm desviación estándar (σ) (n=6).

También es importante notar que en el T0 los resultados sugieren que en la primera infiltración de agua en el Bloque 1 se encontraba un contenido mayor de NO₃-N disponible para ser transportado, mientras que después de este evento, las concentraciones de NO₃-N decrecieron gradualmente en los otros bloques debido a una lixiviación natural causada por la precipitación acumulada que percoló a través del perfil del suelo (ver Cuadro 5). De manera similar, Baldwin y Mitchell (2000) destacan que cuando los suelos que son sometidos a inundaciones se rehidratan luego de un periodo seco puede resultar en un mayor lavado inicial de N disponible.

En la Figura 5 se muestra la concentración de NO₃-N en T0 en el perfil de suelo, medida al tiempo 0 min (t0) y 240 min (t240) en seis fechas diferentes. La comparación muestra diferencias significativas ($p < 0,05$, *t*-Student) entre los intervalos de profundidad 0-25 cm y 75-100 cm (Cuadro 6). Estos resultados sugieren que en T0 durante los 240 min de prueba hubo un movimiento de NO₃-N desde la superficie del suelo hacia horizontes inferiores.

Cuadro 6. Comparación de las concentraciones de nitrato-N (NO₃-N) usando barreno (T0) en diferentes intervalos de profundidad del suelo a los tiempos 0 min (t0) y 240 min (t240).

Lixiviación de nitratos		
Profundidad (cm)	t0	t240
	----- mg N kg ⁻¹ -----	
0-25	7,66 ± 2,26	4,04 ± 2,74 *
25-50	4,62 ± 3,46	3,73 ± 2,29
50-75	4,00 ± 3,19	4,01 ± 4,26
75-100	6,06 ± 3,37	2,67 ± 3,16 *
100-125	4,60 ± 2,46	2,73 ± 2,31

*en la misma fila indica que las concentraciones medias de NO₃-N (n=6) son significativamente diferentes ($p < 0,05$, *t*-Student).

No fue posible obtener un volumen de muestra ni por el método del pozo de observación (T1) ni por el método de las cerámicas de succión (T2), probablemente debido a: i) la falta de precipitaciones, situación que fue discutida previamente; y ii) a que el nivel freático estuvo por debajo de una profundidad de 1,5 m durante el periodo de estudio. Otra posible explicación podría estar relacionada al corto tiempo de la prueba (240 min), cuando el movimiento del agua no fue lo suficientemente rápido para saturar el perfil del suelo. Aunque el T2 ha sido considerado ser una técnica adecuada para monitorear la lixiviación de NO₃-N en suelos no estructurados (Webster *et al.*, 1993), en este estudio no fue posible obtener un volumen de muestra desde este de suelo estratificado y de textura gruesa ($\leq 18\%$ arcilla). Por el contrario, en otro estudio Poss *et al.* (1995) indicó que el método T1 demostró ser una técnica segura y precisa para monitorear la lixiviación de NO₃-N en suelos de textura homogénea y contengan un monto moderado de arcilla ($\geq 23\%$ arcilla). Zotarelli *et al.* (2007) agrega que el funcionamiento de T1 en suelos de textura gruesa pueden ser erráticos a menos que el suelo esté cercano o sobre capacidad de campo.

Aunque, en este estudio los sensores de contenido de agua del suelo mostraron que la mayor del tiempo el suelo a 1 m de profundidad estuvo muy cercano a condiciones de saturación ($>45\% \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$), el horizonte superior estuvo bajo condiciones de no saturación ($<35\% \text{ m}^3 \text{ m}^{-3}$) de acuerdo a las mediciones realizadas con T0 (ver Figura 4). De manera similar Litaor (1988) en una revisión de métodos de muestreo de solución suelo señaló que la heterogeneidad inherente del suelo afecta a la retención de agua y por lo tanto hace que el flujo o percolación sea no uniforme e irregular desde el suelo hacia el equipo muestreador.

También fue posible obtener muestras de solución suelo de los lisímetros de drenaje después de 48 h de los eventos de inundación registrados en el campo los días 26 de Mayo y 13 de Junio. Si se asume que la percolación profunda podría ser similar a la calculada para la prueba del 7 de Junio (Cuadro 4), la cual es la fecha entre los 2 episodios de inundación, y también considerando el tiempo de duración de los eventos de 8 h y 4 h el 26 de Mayo y 13 de junio, respectivamente, se puede estimar el monto de N lixiviado (NL) por debajo de la zona de raíces usando la ecuación 4 (ver Cuadro 7). A pesar de que la concentración de $\text{NO}_3\text{-N}$ fue mayor el 26 de Mayo que el 13 de Junio, lo cual sugiere que el primer evento de inundación encontró más $\text{NO}_3\text{-N}$ disponible para lixiviar por debajo de la zona de raíces, no hubo diferencias significativas ($p>0,05$, t -Student) entre estas fechas. Sin embargo, claramente el tiempo de duración del evento de inundación determina fuertemente el monto de $\text{NO}_3\text{-N}$ que podría perderse en este suelo de textura gruesa, donde se estimó una lixiviación de N cercana a los $10 \text{ kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$ para un evento de 8 h. Asumiendo que había un excedente de 200 kg N ha^{-1} que no fue absorbido por el cultivo de maíz la temporada anterior, en conjunto de los 2 eventos de inundación, se podrían haber lixiviado alrededor de un 6% de la carga total de $\text{NO}_3\text{-N}$. Dentro de los escasos datos reportados en la literatura, Huber *et al.* (2012) en un estudio de lixiviación de N en suelos con periodos cortos de inundación en Suiza encontró que durante la inundación temporal de suelos se podía contribuir con hasta un 11% de la carga total de $\text{NO}_3\text{-N}$ que había en las aguas subterráneas de esa zona.

Cuadro 7. Lixiviación de $\text{NO}_3\text{-N}$ (NL) durante dos eventos de inundación.

Fecha	$\text{NO}_3\text{-N}^a$	Duración	P^b	NL^c
	-- mg L^{-1} --	-- h --	-- mm --	-- $\text{kg NO}_3\text{-N ha}^{-1}$ --
26 de Mayo	$1,60 \pm 0,82$	8	348	10,56
13 de Junio	$1,28 \pm 0,86$	4	174	2,23

^a Media \pm desviación estándar (n=6).

^b Percolación profunda (P), para el evento de inundación de 8 h del 26 de Mayo se asumió el doble de P calculada para el 7 de Junio (174 mm)

^c Calculado usando la ecuación 4.

Adicionalmente, en aquellos tratamientos que incluían la instalación de dispositivos de muestreo (T1, T2 y T3) fueron encontrados valores de conductividad hidráulica saturada (K_s) promedio menores que en T0 (Cuadro 8), pero sin diferencias estadísticamente significativas ($p>0,05$, ANDEVA). Por lo tanto se encontró que la instalación de los

equipos no influenció mayormente el movimiento de agua en el suelo. Por el contrario, Webster *et al.* (1993) en un estudio comparativo entre dispositivos de muestreo concluyó que habían diferencias en K_s entre métodos similares a los evaluados en este estudio, donde las discrepancias entre éstos fueron atribuidas a perturbaciones en el suelo durante la instalación de los métodos de muestreo.

Cuadro 8. Conductividad hidráulica saturada del suelo (K_s) medida en cada tratamiento

Tratamiento	K_s^a
	--- cm h ⁻¹ ---
T0	2,39±1,39
T1	1,21±0,89
T2	1,45±1,03
T3	1,27±1,49

^a Promedio ± desviación estándar (n=6).

Adicionalmente fue encontrada una desviación estándar alta en las mediciones de K_s en cada tratamiento, lo que se relacionó a la variación espacial alta que puede ser encontrada en esta propiedad hidráulica del suelo en suelos de textura gruesa, incluso en áreas pequeñas (Djurhuus *et al.*, 1999).

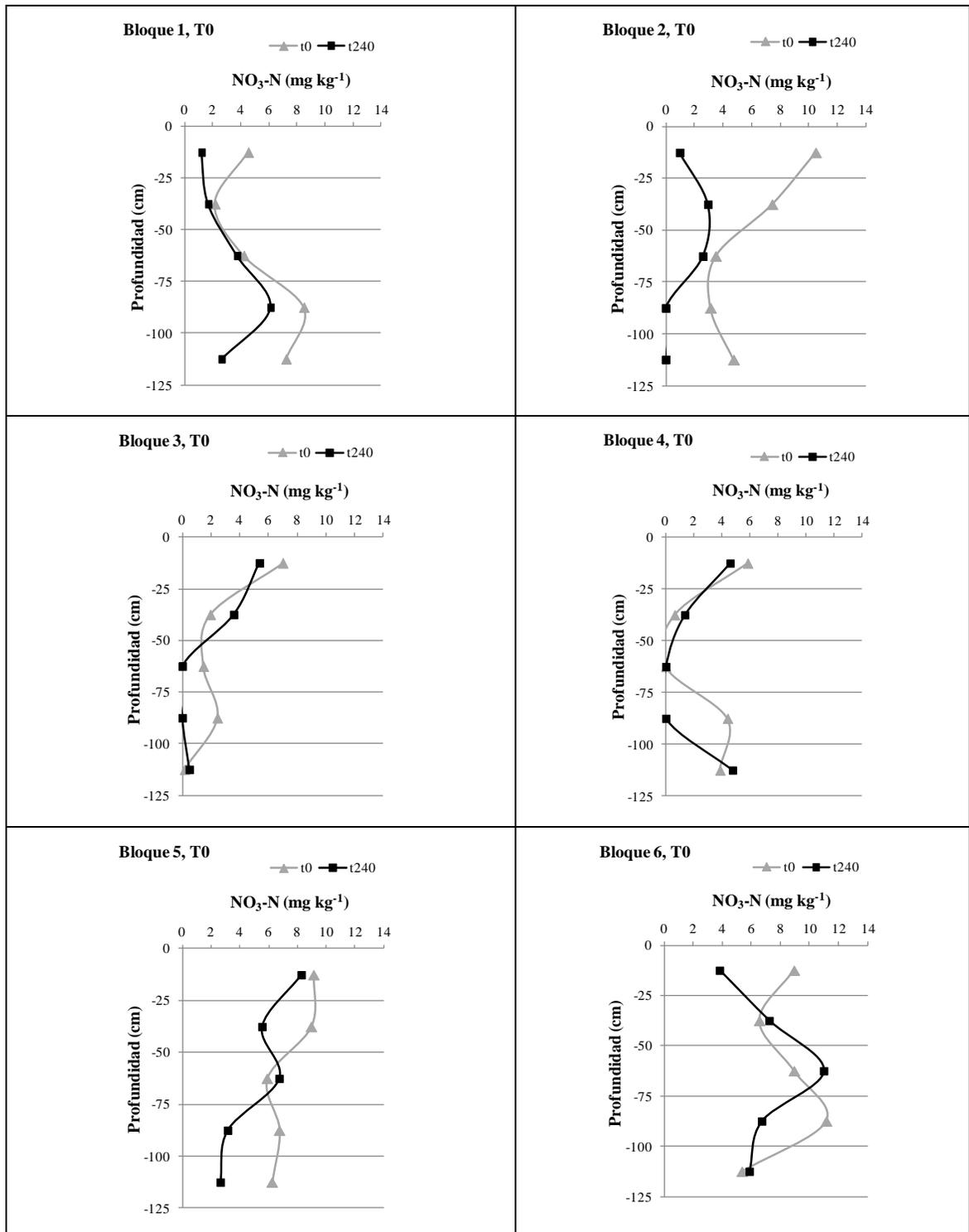


Figura 5. Concentración de nitrato-N ($\text{NO}_3\text{-N}$) mediante barreno (T0) entre 0-1,25 m en seis diferentes fechas (bloques) al tiempo 0 min (t_0) y 240 min (t_{240}).

Relaciones entre mediciones de solutos solubles

Las mediciones de concentración de solutos ($\text{NO}_3\text{-N}$, Cl^- y CE) disponibles en los tratamientos T0 y T3, fueron integradas en una sola base de datos y utilizadas en análisis de regresión. En ambos, T0 y T3, los valores de $\text{NO}_3\text{-N}$ no mostraron una clara relación con las mediciones de Cl^- y CE ($R^2 < 0,2$). Sin embargo, cuando en T0 los valores de $\text{NO}_3\text{-N}$ medidos en el Bloque 1 fueron comparados a sus valores correspondientes de Cl^- y CE, se encontró una relación cercana con la CE ($R^2=0,57$) y una relación débil con Cl^- (Figura 6). En T3 los valores de $\text{NO}_3\text{-N}$ medidos en el Bloque 1 mostraron una relación alta con Cl^- ($R^2=0,90$) y CE ($R^2=0,71$) (Figura 7). De manera similar, los valores de $\text{NO}_3\text{-N}$ obtenidos usando los lisímetros de drenaje (T3) ($n=6$) después del primer evento de inundación, indicaron una relación cercana con Cl^- ($R^2=0,61$) y CE ($R^2=0,49$) (Figura 8). Estos resultados sugieren que las primeras mediciones, después del periodo seco de verano, encontraron concentraciones altas de sales solubles en la superficie del suelo, pero durante las primeras precipitaciones y del evento de inundación las sales solubles fueron principalmente lixiviadas o diluidas en el perfil del suelo, manteniéndose posteriormente un movimiento menor de iones $\text{NO}_3\text{-N}$ en profundidad.

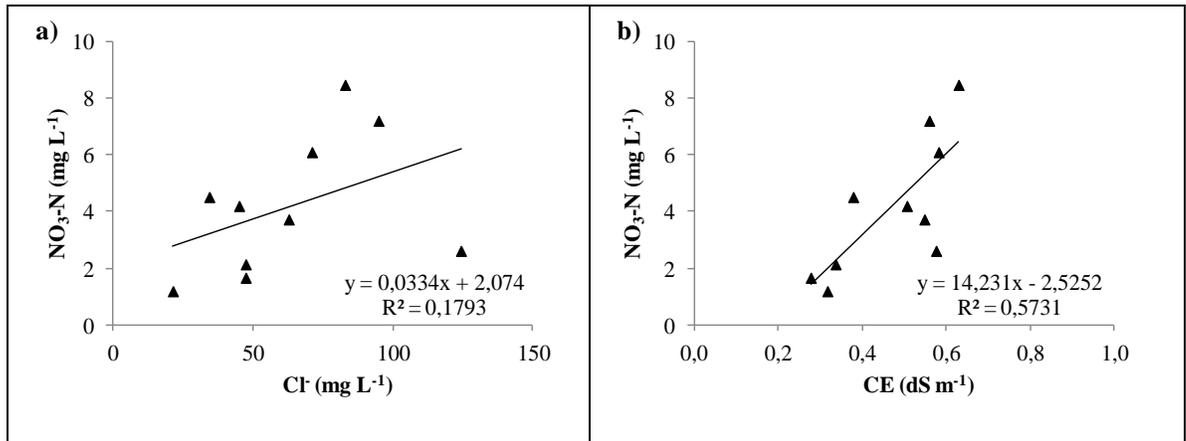


Figura 6. Relación de nitrato-N ($\text{NO}_3\text{-N}$) con a) cloruros (Cl^-) y b) conductividad eléctrica (CE) en las mediciones con barreno ($n=10$) el 7 de Junio (bloque 1).

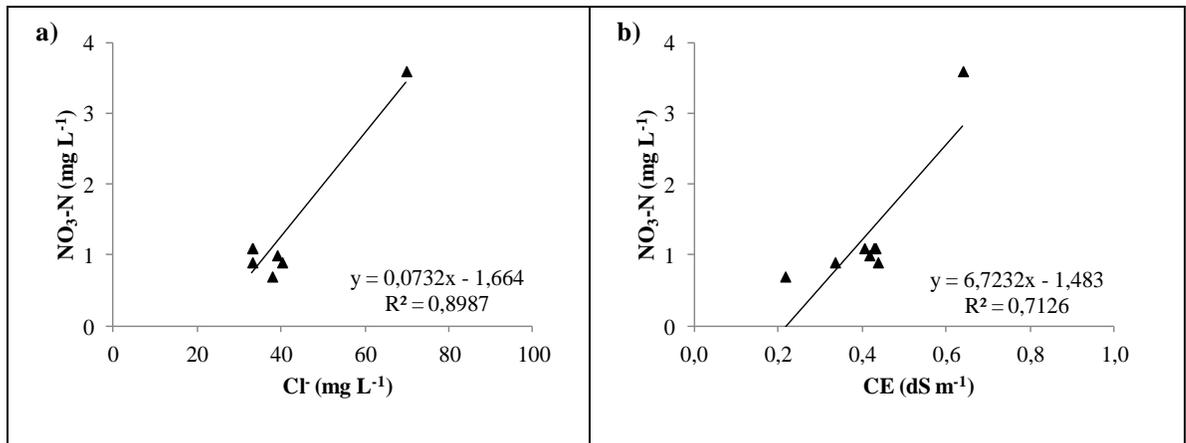


Figura 7. Relación entre nitrato-N ($\text{NO}_3\text{-N}$) y a) cloruros (Cl^-) y b) conductividad eléctrica (CE) en las mediciones con lisímetro de drenaje ($n=8$) el 7 de Junio (bloque 1).

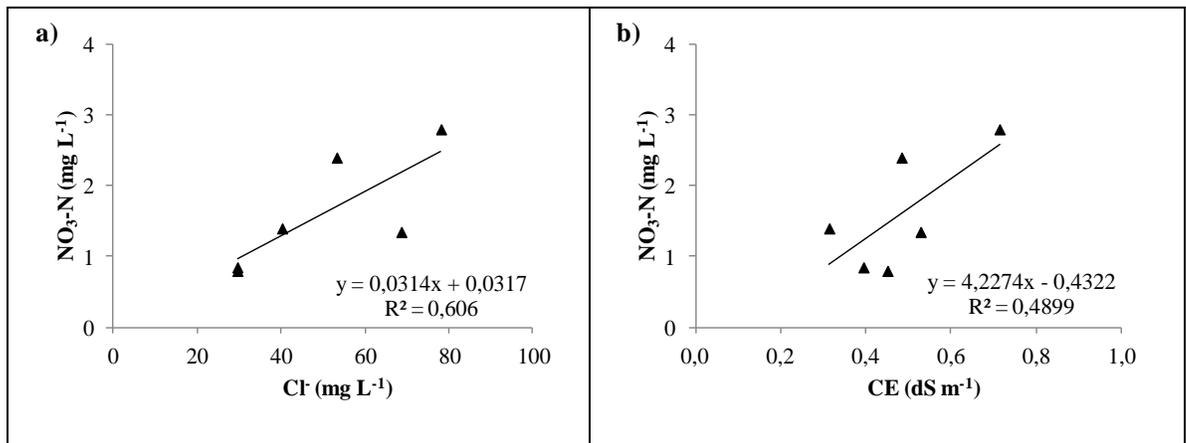


Figura 8. Relación entre nitrato-N ($\text{NO}_3\text{-N}$) y a) cloruros (Cl^-) y b) conductividad eléctrica (CE) en las mediciones con los lisímetros de drenaje ($n=6$) después del primer evento de inundación (26 de Mayo).

CONCLUSIONES

La comparación de diferentes métodos mostró que el barreno agrológico (T0) y lisímetros de drenaje *in situ* (T3) pueden ser usados para el monitoreo de la lixiviación de $\text{NO}_3\text{-N}$ en suelos de textura gruesa con alta variabilidad de precipitaciones intra e inter anuales.

La comparación realizada descarta los pozos de observación (T1) y las cerámicas de succión (T2) para las condiciones del sitio estudiado, pues no fue posible obtener muestras de solución suelo.

Los niveles de $\text{NO}_3\text{-N}$ medidos en T0 y T3 mostraron una variabilidad temporal marcada durante el periodo de estudio, siendo mayores al inicio, luego de las lluvias y los eventos de inundación y menores hacia el resto de la temporada invernal. Aunque la lixiviación de $\text{NO}_3\text{-N}$ fue relativamente más baja con el uso de T3 en comparación a T0, estas diferencias no fueron significativas.

Se encontró una relación estrecha entre solutos ($\text{NO}_3\text{-N}$, Cl^- y CE) sólo en las primeras fechas de medición, después del periodo seco estival. Esto sugiere que durante las primeras precipitaciones y un evento de inundación se encontraban concentraciones altas de sales solubles en la superficie del suelo, las cuales fueron principalmente lixiviadas o diluidas en el perfil del suelo, manteniendo un movimiento en profundidad menor de iones $\text{NO}_3\text{-N}$ durante el resto del periodo de estudio.

BIBLIOGRAFÍA

- Allen, R.G.; L.S.Pereira; D. Raes and M. Smith. 1998. Crop evapotranspiration guidelines for computing crop water requirements. Irrigation and Drainage Paper 56. Food and Agriculture Organization of the United Nations. FAO, Roma, Italia. 326 p.
- Allison, G.B.; G.W. Gee and S.W. Tyler. 1994. Vadose-zone techniques for estimating groundwater recharge in arid and semiarid regions. *Soil Science Society of America Journal* 58: 6–14.
- Arauzo, M.; J.J. Martínez-Bastida; M. Valladolid and J.A. Díez. 2010. Field evaluation of Gee Passive Capillary Lysimeters for monitoring drainage in non-gravelly and gravelly alluvial soils: A useful tool to estimate nitrogen leaching from agriculture. *Agricultural Water Management* 97: 465–474.
- Armstrong, A.C. and T.P. Burt. 1993. Nitrate losses from agricultural land. pp: 239-267. In: Burt, T.P., Heathwaite, A.L., Trudgill, S.T. (Eds), Nitrate-processes, patterns and management. John Wiley & Sons, UK. 444 p.
- Baldwin, D.S and A.M. Mitchell. 2000. The effects of drying and re-flooding on the sediment and soil nutrient dynamics of lowland river–floodplain systems: a synthesis. *Regulated Rivers: Research & Management* 16: 457–467.
- Barbee, G.C. and K.W. Brown. 1986. Comparison between suction and free-drainage soil solution samplers. *Soil Sciences* 141: 149–153.
- Bouwer, H. 1986. Intake rate: Cylinder infiltrometer. pp: 825-844. In: Klute, A. (Ed.). *Methods of soil analysis*. 2^a ed. ASA and SSSA. Madison. WI. V1, 1188 p.
- Carpenter, S.R.; N.F. Caraco; D.L. Correll; R.W. Howarth; A.N. Sharpley and V.H. Smith. 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications* 8: 559-568.
- CIREN. 1996. Estudio Agrológico VI Región. Descripción de suelos materiales y símbolos. Centro de Información de Recursos Naturales. Publicación N° 114.
- Dewis, J. y F. Freitas. 1970. Métodos físicos y químicos de análisis de suelos y aguas. *Boletín sobre suelos* N°10.FAO, Roma, Italia. 252 p.
- Djurhuus, J.; S. Hansen; K. Schelde and O. Jacobsen. 1999. Modelling mean nitrate leaching from spatially variable fields using effective hydraulic parameters. *Geoderma* 87: 261–279.

EPA. 1991. Handbook of Suggested Practices for the Design and Installation of Ground-Water Monitoring Wells. Environmental Monitoring Systems Laboratory. Office of Research and Development. U.S. Environmental Protection Agency. Las Vegas. Nevada. 221p.

Fares, A.; S.K. Den and S. Fares. 2009. Review of vadose zone soil solution sampling techniques *Environmental Reviews* 17: 215-234.

Gehl, R.J.; J.P. Schmidt; L.R. Stone; A.J. Schlegel and G.A. Clark. 2005. In situ measurements of nitrate leaching implicate poor nitrogen and irrigation management on sandy soils. *Journal of Environmental Quality* 34: 2243–2254.

Gehl, R.J.; J.P. Schmidt; C.B. Godsey; L.D. Maddux and W.B. Gordon. 2006. Post-harvest soil nitrate in irrigated corn: variability among eight field sites and multiple nitrogen rates. *Soil Science Society of America Journal* 70: 1922–1931.

Huang, T.; Z. Pang and W.M. Edmunds. 2013. Soil profile evolution following land-use change: implications for groundwater quantity and quality. *Hydrological Processes* 27: 1238–1252.

Huber, B.; J. Luster; S.M. Bernasconi; J. Shrestha and E. Graf Pannatier. 2012. Nitrate leaching from short-hydroperiod floodplain soils. *Biogeosciences Discuss* 9: 5659–5694.

INIA. 1989. Mapa agroclimático de Chile. Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA). Santiago. Chile.

Litaor, M.I. 1988. Review of soil solution samplers. *Water Resources Research* 24: 727-733.

Lo Russo, S.; L. Zavattaro; M. Acutis and G.M. Zuppi. 2003. Chloride profile technique to estimate water movement through unsaturated zone in a cropped area in subhumid climate (Po Valley-NW Italy). *Journal of Hydrology* 270: 65–74.

Lord, E.I. and M.A. Sheperd. 1993. Developments in the use of porous ceramic cups for measuring nitrate leaching. *Journal of Soil Science* 44: 435-449.

Matus, F.J. and J. Rodríguez. 1994. A simple model for estimating the contribution of nitrogen mineralization to the nitrogen supply of crops from a stabilized pool of soil organic matter and recent organic input. *Plant and Soil* 162: 259-271.

Poss, R.; A.D. Noble; F.X. Dunin and W. Reyenga. 1995. Evaluation of ceramic cup samplers to measure nitrate leaching in the field. *European Journal of Soil Sciences* 46: 667-674.

Rasiah, V.; J.D. Armour and N.W. Menzies. 2005. Chloride as a signature indicator of soil textural and hydrologic stratigraphies in variable charge deep profiles. *Hydrological Processes* 19: 2007–2022.

Sadzawka, A. 2006. Métodos de análisis de agua para riego. Instituto de Investigaciones Agropecuarias, Serie Actas INIA N° 37. Santiago, Chile. 332 p.

Sadzawka, A.; M. Carrasco; R. Grez; M. Mora; H. Flores y A. Neaman. 2006. Métodos de análisis recomendados para los suelos de Chile. Instituto de Investigaciones Agropecuarias, CRI La Platina, Santiago, Chile. 164 p.

Salazar, O. y F. Nájera. 2011. Contaminación de las aguas por el uso de fertilizantes nitrogenados y enmiendas orgánicas. pp: 147-152, In: Casanova, M., ed. Simposio Nacional de la Ciencia del Suelo. Santiago, Chile, 11 y 12 de julio de 2011. Sociedad Chilena de la Ciencia del Suelo y Universidad de Chile. Santiago, Chile.

Sandoval, M.; J. Dörner; O. Seguel; J. Cuevas y D. Rivera. 2012. Métodos de análisis físicos de suelos. Chile: Departamento de Suelos y Recursos Naturales, Universidad de Concepción. 80 p. (Publicación N° 5).

Santibañez, F. y J.M. Uribe. 1993. Atlas Agroclimático de Chile: regiones sexta, séptima, octava y novena. Ministerio de Agricultura. Fondo de Investigación Agropecuaria. Corporación de Fomento de la Producción. Santiago.

Simonne, E.H.; D. Studstill; M.D. Dukes; J. Duval; R. Hochmuth; G. McAvoy. et al. 2004. How to conduct an on-farm dye test and use the results to improve drip irrigation management in vegetable production. HS 222, Hort. Sci. Dep., Florida Coop. Ext. Serv., Inst. of Food and Agric. Sci., Univ. of Florida.

van der Laan, M.; R.J. Stirzaker; J.G. Annandale; K.L. Bristow and C.C du Preez. 2010. Monitoring and modelling draining and resident soil water nitrate concentrations to estimate leaching losses. *Agricultural Water Management* 97: 1779–1786.

Vitousek, P.M.; R. Naylor; T. Crews; M.B. David; L.E. Drinkwater; E. Holland E. *et al.* 2009. Nutrient imbalances in agricultural development. *Science* 324:1519-1520.

Wang, Q.; K. Cameron; G. Buchan; L. Zhao; E.H. Zhang; N. Smith and S. Carrick. 2012. Comparison of lysimeters and porous ceramic cups for measuring nitrate leaching in different soil types. *New Zealand Journal of Agricultural Research* 55: 333–345.

Webster, C.P.; M.A. Shepherd; K.W. Goulding and E. Lord. 1993. Comparisons of methods for measuring the leaching of mineral nitrogen from arable land. *Journal of Soil Sciences* 44: 49–62.

Willian, A. and D. Nielsen. 1989. Nitrate transport and leaching mechanism. pp: 139-157. In: R.F, Follett (ed.) Nitrogen management and ground water. Elsevier, Amsterdam.

Zotarelli, L.; J. Scholberg; M. Dukes; R. Muñoz-Carpena. 2007. Monitoring of nitrate leaching in sandy soils: Comparison of three methods. Journal Environment Quality 36: 953-962.