

**UNIVERSIDAD DE CHILE**  
**FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS**  
**ESCUELA DE PREGRADO**

Memoria de Título

**EFFECTO DE LA APLICACIÓN DE PURINES DE CERDO EN LA DINÁMICA  
DEL NITRÓGENO, EN SUELOS DE TEXTURA GRUESA BAJO CULTIVO DE  
MAÍZ (*Zea mays* L.) EN LA COMUNA DE SAN PEDRO, REGIÓN  
METROPOLITANA**

**JAN GALLYAS SANHUEZA**

**SANTIAGO - CHILE**

**2014**

**UNIVERSIDAD DE CHILE**  
**FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS**

**ESCUELA DE PREGRADO**

**Memoria de Título**

**EFFECTO DE LA APLICACIÓN DE PURINES DE CERDO EN LA DINÁMICA  
DEL NITRÓGENO, EN SUELOS DE TEXTURA GRUESA BAJO CULTIVO DE  
MAÍZ (*Zea mays* L.) EN LA COMUNA DE SAN PEDRO, REGIÓN  
METROPOLITANA**

**EFFECT OF PIG SLURRIES APLICACION IN THE NITROGEN DYNAMICS IN  
COARSE-TEXTURED SOILS CULTIVATED WITH CORN (*Zea mays* L.) IN THE  
COMMUNE OF SAN PEDRO, METROPOLITAN REGION**

**JAN GALLYAS SANHUEZA**

**Santiago, Chile**

**2014**

**UNIVERSIDAD DE CHILE**  
**FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS**  
**ESCUELA DE PREGRADO**

**EFFECTO DE LA APLICACIÓN DE PURINES DE CERDO EN LA DINÁMICA  
DEL NITRÓGENO, EN SUELOS DE TEXTURA GRUESA BAJO CULTIVO DE  
MAÍZ (*Zea mays* L.) EN LA COMUNA DE SAN PEDRO, REGIÓN  
METROPOLITANA**

Memoria para optar al título profesional de:  
Ingeniero Agrónomo.

**JAN GALLYAS SANHUEZA**

**PROFESOR GUÍA**

**Calificaciones**

Sr. Osvaldo Salazar G.  
Ingeniero Agrónomo, M.Sc. Ph.D.

6,8

**PROFESORES EVALUADORES**

Sr. Manuel Casanova P.  
Ingeniero Agrónomo, M.Sc.

6,7

Sra. Cielo Char A.  
Bioquímica, Mg. Sc. Dr.

6,8

**Santiago, Chile**

**2014**

*A mi Isa y mi Florencia*

## **AGRADECIMIENTOS**

Quiero agradecer a mi Isa hermosa por su amor y apoyo incondicional a lo largo de todo este proceso, a mis padres y hermanos por su incondicionalidad y constante compañía para al fin terminar este largo proceso. A mi profesor guía por su claridad pedagógica y su gran apoyo e inmensa buena voluntad. A mi profesor evaluador Manuel Casanova por su aporte al proyecto. A la profesora Cielo Char por su comprensión. Y finalmente a Francisco Nájera por su gran apoyo en toda mi memoria desde las salidas a terreno hasta largas jornadas de procedimientos de laboratorio.

A mis amigos que conocí en la universidad por sus buenas energías, compañerismo, y siempre buena disposición a ayudarme cuando los necesitaba.

Al proyecto de investigación: "Evaluación del modelo DAISY para la predicción de pérdidas de nitrógeno en suelos de textura gruesa bajo cultivo de maíz en la zona central de Chile" por financiar esta investigación.

## ÍNDICE

|  | Página |
|--|--------|
| RESUMEN.....   | 1      |
| ABSTRACT.....  | 2      |
| INTRODUCCIÓN.....                                    | 3      |
| OBJETIVOS.....                                       | 7      |
| Objetivo general.....                                | 7      |
| Objetivos específicos.....                           | 7      |
| MATERIALES Y MÉTODOS.....                            | 8      |
| Lugar de estudio.....                                | 8      |
| Materiales.....                                      | 8      |
| Metodología.....                                     | 9      |
| Diseño experimental.....                             | 12     |
| RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....                          | 13     |
| Monitoreo de la temperatura y contenido de agua..... | 13     |
| Temperatura.....                                     | 13     |
| Contenido de agua del sitio control (SSE).....       | 13     |
| Contenido de agua del sitio SCE.....                 | 14     |
| Mineralización de N desde el suelo.....              | 15     |
| Mineralización neta de N.....                        | 15     |
| Carbono y nitrógeno total.....                       | 17     |
| Dinámica de los contenidos de nitrato y amonio.....  | 19     |
| Nitrato.....   | 20     |
| Amonio.....  | 21     |
| Balance de N.....                                    | 22     |
| Absorción por el cultivo (SCE y SSE).....            | 22     |
| Lixiviación.....                                     | 24     |
| Pérdidas gaseosas.....                               | 24     |
| Ciclo interno.....                                   | 25     |
| CONCLUSIONES.....                                    | 27     |

|                   |    |
|-------------------|----|
| BIBLIOGRAFÍA..... | 28 |
| ANEXOS.....       | 33 |
| APÉNDICE.....     | 34 |

## RESUMEN

La producción de cerdos en Chile ha aumentado significativamente en los últimos años, lo que ha traído como consecuencia la generación de grandes volúmenes de purines. Lo anterior ha causado un problema ambiental debido a que se hace necesaria una disposición final de dichos purines, los cuales contienen entre otros elementos concentraciones altas de nitrógeno (N), siendo la aplicación de purines a los suelos uno de los destinos más usados. Por esto es necesario conocer el efecto de la aplicación de purines de cerdo en la dinámica del N en el suelo, particularmente en suelos de textura gruesa que son más susceptibles de sufrir pérdidas de N por lixiviación. El objetivo de este estudio fue evaluar el efecto de la aplicación de purín de cerdo en el ciclo del N en un suelo de textura gruesa bajo cultivo de maíz para silo. Se estableció un ensayo de campo que consideró dos tratamientos: un cultivo de maíz para silo que recibió en total  $359 \text{ kg N ha}^{-1}$  a través de purines de cerdos aplicado mediante riego por pivote central (SCE); y un tratamiento control sin aplicación de purines de cerdo y sin manejos agronómicos (SSE). Se monitorearon las concentraciones de nitrato ( $\text{N-NO}_3$ ), amonio ( $\text{N-NH}_4$ ) y el contenido de agua del suelo a 3 profundidades: 25 cm, 50 cm y 100 cm; en 9 fechas durante el período de cultivo (Octubre 2011- Enero 2012). También se midió la lixiviación de N a los 100 cm, la mineralización neta de N, y la relación C/N en el suelo al inicio y final del estudio. Al final del estudio se cosecharon plantas de maíz para calcular la extracción de N por el maíz para silo. Usando estas variables se estableció un balance de N que incluyó: i) la adición de N a través del purín, ii) la mineralización neta de N, iii) la absorción de N por el cultivo, iv) la lixiviación de N vi) y estimaciones de las pérdidas gaseosas de N. Según los resultados del monitoreo bajo las condiciones estudiadas, el efecto de la aplicación de purín de cerdo mediante riego por pivote central en un suelo de textura gruesa bajo cultivo de maíz para silo no presentó un riesgo de contaminación de N hacia las napas subterráneas. La aplicación de purines de cerdo fue efectiva en promover la mineralización neta de N en SCE, existiendo diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) con SSE. Los contenidos de  $\text{N-NO}_3$  fueron significativamente ( $p < 0,05$ ) mayores solo a los 25 cm de profundidad en SCE en comparación con el sitio testigo (SSE); mientras que en los niveles de  $\text{N-NH}_4$  se encontraron diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) entre los tratamientos solamente en las últimas tres fechas de muestreo. Los contenidos de carbono orgánico (CO) y el N total en el suelo presentaron diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) entre los tratamientos, sin embargo no se reflejó en la relación C/N. En SCE la salida principal de N desde el suelo correspondió a la absorción por el cultivo. No se identificó riego de contaminación de N hacia las napas subterráneas, lo que reflejó adecuados métodos y dosis de aplicación de purines de cerdo.

**Palabras claves:** purines de cerdos, suelos de textura gruesa, nitrógeno, lixiviación, maíz para silo, mineralización *in situ*.

## ABSTRACT

Swine production in Chile has been increased significantly in recent years, generating large volumes of pig slurry. This has caused an environmental concern about the safe disposal of these slurries, which contain among other elements, high concentrations of nitrogen (N) being the application of manure to soils one of the most used practices. Therefore it is necessary to know the effect of pig slurry application on N dynamics in the soil, particularly in coarse-textured soils that are more prone to N leaching losses. The aim of this study was to evaluate the effect of pig slurry application on N cycling in coarse-textured soil cultivated with silage maize. It was established a field experiment that considered two treatments: silage maize that received 359 kg N ha<sup>-1</sup> of the pig slurry by central pivot irrigation (SCE) and a control without application of pig slurry and agricultural management (SSE). Concentrations of nitrate (N-NO<sub>3</sub>), ammonium (N-NH<sub>4</sub>) and the water content of the soil were monitored in three depth: 25 cm, 50 cm, 100 cm; in 9 occasions during the study period (October 2011 - January 2012). The leaching of N at 100 cm depth, net N mineralization, and the soil C/N ratio were also measured. At the end of the study maize plants were harvested to calculate the N uptake by the crop. Using these variables, a N balance was established including: i) calculated N pig slurry; ii) measured net N mineralization; iii) measured N crop uptake; IV) measured N leaching; vi) and estimated N gaseous losses. According to the monitoring results under the field site, the effect of pig slurry application by central pivot irrigation on a coarse-textured soil with silage corn crop did not present a high risk of N leaching to the subterranean water. The application of pig slurry in SCE was effective in promoting net N mineralization, with significant differences ( $p < 0.05$ ) with SSE. The levels of N-NO<sub>3</sub> at 25 cm depth were significantly ( $p < 0.05$ ) higher in SCE than the control site (SSE); while in the N-NH<sub>4</sub> levels significant differences were found ( $p < 0.05$ ) between treatments only in the last three sampling dates. The contents of organic carbon (CO) and total N in soil showed significant differences ( $p < 0.05$ ) between treatments, however, not reflected in the carbon to N ratio. In SCE the main N output from the soil corresponded to the crop N uptake. No risk of contamination of N identified, reflecting appropriate methods and application rates of pig slurry.

**Keywords:** pig slurry, coarse-textured soils, nitrogen leaching, silage maize, *in situ* mineralization.

## INTRODUCCIÓN

En los últimos 20 años se ha observado en Chile un crecimiento significativo de la producción ganadera intensiva, destacándose el rubro porcino como el que más ha crecido en este período (INIA, 2005). La producción de carne de cerdo en el año 2012 representó el 40% de la producción total de carnes chilenas, correspondiente a 583.673 toneladas vara, con un aumento de 10,6% en relación al año 2011 (ASPROCER, 2013).

Esto ha traído como consecuencia la generación de grandes volúmenes de efluentes producidos por los planteles porcinos, llamados genéricamente purines. Lo anterior ha generado un problema ambiental debido a que hace necesaria una disposición final segura de dichos desechos, los cuales contienen, entre otros elementos, concentraciones altas de nitrógeno (N). Si se parte de la base que un cerdo genera diariamente entre 10 y 20 L de purines, para el año 2011 (2.843.972 cabezas) (INE, 2012) se habrían generado una cantidad de purines de 28.000 a 56.000 m<sup>3</sup> día<sup>-1</sup> y, en consecuencia, entre 10 y 20 millones de m<sup>3</sup> año<sup>-1</sup>. Por otra parte, la concentración promedio de N de la parte acuosa de los purines de cerdos es de 1.282 mg N L<sup>-1</sup> (INIA, 2005), habiéndose generando así aproximadamente 13.500 ton N año<sup>-1</sup> en el año 2011.

A nivel nacional, los purines de cerdo son generalmente transportados por sistemas de lavado con agua hasta un pozo purinero, luego de lo cual, se separa la fracción líquida de la fracción sólida (guano). El guano suele ser aplicado como enmienda orgánica a suelos, o es utilizado como insumo en la alimentación animal. Mientras que la fracción líquida, en la gran mayoría de los casos, se utiliza para fertirrigar cultivos agrícolas y como enmienda orgánica de suelos (ASPROCER, 2008). Esta última alternativa se considera una forma de tratamiento natural de purines, llamado “sistema de tasa lenta,” la que consiste en la aplicación de un caudal controlado de agua residual o purín sobre la superficie de un terreno, donde previamente se ha establecido una plantación forestal o cultivo. Con ello se consigue la depuración del efluente mediante la acción conjunta del suelo, microorganismos y plantas (Peralta y Tapia, 2005).

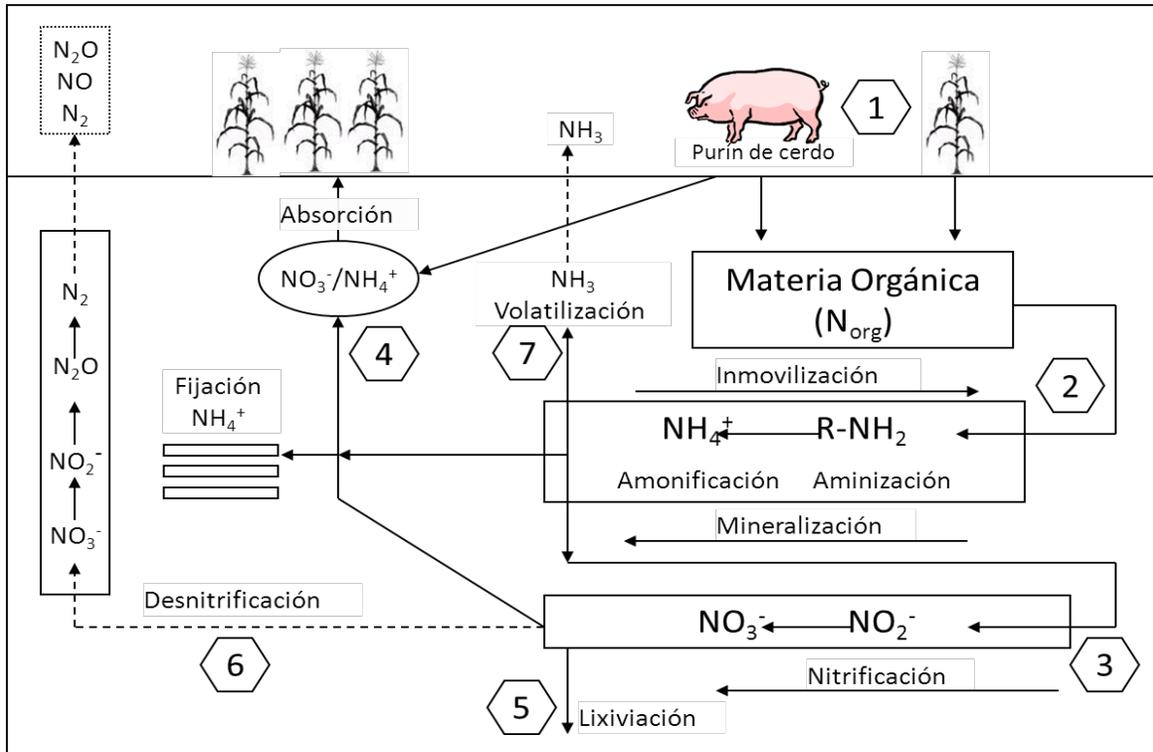
Este manejo tradicional presenta importantes deficiencias en términos de sustentabilidad ambiental, tales como: generación de excedentes de nutrientes respecto de lo que los cultivos pueden absorber y el suelo es capaz de retener; volatilización de N amoniacal y formas oxidables de N, desde las lagunas de acumulación; generación de malos olores; y proliferación de vectores sanitarios (ASPROCER, 2008). El gran problema para un número importante de planteles es que la superficie disponible para realizar dichas aplicaciones es insuficiente para la disposición de los grandes volúmenes de purines generados (INIA, 2005). Es importante destacar que el factor más limitante de la aplicación de purines de cerdo al suelo es el riesgo potencial de favorecer procesos de lixiviación de N. Este proceso ocurre

porque el ión nitrato ( $\text{NO}_3^-$ ) es muy soluble en el agua y es débilmente adsorbido a las partículas del suelo. En consecuencia es muy móvil en el suelo y es susceptible a perderse por lixiviación debido al movimiento de agua a través del suelo (Havlin *et al.*, 2013). En consecuencia, las aplicaciones de purines de cerdo pueden generar contaminación de las aguas subterráneas (Collao, 2008) y contaminación difusa de N a cuerpos de agua superficiales cercanos (Geohidrología Consultores LTDA, 2008). Particularmente, la lixiviación de N a los cuerpos de agua depende de varios factores, dentro de los más importantes están la tasa de aplicación de N, propiedades de suelos y el aporte de agua (precipitaciones y riego) (Havlin *et al.*, 2013). Se han identificado áreas donde dominan suelos de textura gruesa como zonas particularmente vulnerables a procesos de lixiviación de N, debido a que la percolación de agua es muy rápida y en consecuencia el transporte de iones solubles como el  $\text{NO}_3^-$  se facilita (Oenema *et al.*, 1998; van Es *et al.*, 2006). En particular, diversos estudios en zonas de climas Mediterráneos han clasificado a los suelos de textura gruesa como particularmente vulnerables de sufrir procesos de lixiviación avanzada (Zotarelli *et al.*, 2007; Yagüe and Quílez, 2010; Carneiro *et al.*, 2011).

En Chile, en promedio, del total del N aplicado a los campos, sólo entre un 40% a un 50% es asimilado por los cultivos, el resto se queda en el suelo o se pierde a la atmósfera y ecosistemas adyacentes (Ortega y Molina, 2011). Un efecto probable de las pérdidas de N puede ser la contaminación de cuerpos de agua, principalmente por el aumento del ión  $\text{NO}_3^-$ . Este ión causa impactos negativos en la salud de las personas cuando supera los  $10 \text{ mg N-NO}_3 \text{ L}^{-1}$ , pudiendo provocar problemas cardiovasculares en dosis bajas y metahemoglobina en infantes en dosis altas, además se presume que productos nitrogenados podrían ser cancerígenos en el largo plazo (Ward *et al.*, 2005). Por otra parte, cuando las formas nitrogenadas son transportadas a cuerpos de aguas superficiales se generan procesos de eutrofización causando efectos negativos en la biodiversidad de los ecosistemas acuáticos (Camargo y Alonso, 2006).

Entre las estrategias recomendadas para reducir las pérdidas de N se encuentran las herramientas que ayudan a predecir los requerimientos o demanda de N de las plantas en cada situación (Robertson and Vitousek, 2009). Claramente si se aplican las dosis y formas adecuadas de N en el momento en que los cultivos lo necesitan, se minimizan las pérdidas por lixiviación de N (Havlin *et al.*, 2013). Existen fuentes inorgánicas de N y otras orgánicas provenientes de desechos animales y vegetales que pueden suministrar suficiente N para una óptima producción de cultivos. En la Figura 1 se observa el ciclo del N, donde se muestran tanto las formas orgánicas como inorgánicas del N y sus diferentes transformaciones en el suelo y pérdidas del sistema suelo. En la etapa 1, se aprecian las adiciones de N al suelo a través de los purines de cerdos y residuos vegetales. En la etapa 2, el N orgánico adicionado es mineralizado a  $\text{NH}_4^+$  por los microorganismos del suelo. Una porción del  $\text{NH}_4^+$  es absorbido por los cultivos y otra es fijada en el suelo. En la etapa 3, parte del  $\text{NH}_4^+$  es transformado a  $\text{NO}_3^-$  por bacterias nitrificadoras en el proceso llamado nitrificación. En la etapa 4, tanto el  $\text{NH}_4^+$  como el  $\text{NO}_3^-$  son absorbidos por las raíces de las plantas. En la etapa 5, parte del  $\text{NO}_3^-$  se lixivía, mediante el movimiento de agua (percolación) en el perfil suelo.

En la etapa 6, parte del  $\text{NO}_3^-$  se convierte por el efecto de bacterias desnitrificantes a nitrógeno elemental ( $\text{N}_2$ ) óxido nítrico ( $\text{NO}$ ) y óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ) que se liberan a la atmosfera completando el ciclo. En la etapa 7, parte del  $\text{NH}_4^+$  se puede convertir a amoniaco ( $\text{NH}_3$ ) a través del proceso llamado volatilización.



**Figura 1.** Ciclo del nitrógeno en el suelo (adaptado de Havlin *et al.*, 2013.)

Entender el comportamiento del N en el suelo es esencial para maximizar la producción vegetal mientras se reduzcan los impactos en el medio ambiente (Havlin *et al.*, 2013). Las principales salidas o pérdidas de N desde el suelo ocurren a través de los procesos de absorción de este elemento por las plantas, volatilización de  $\text{NH}_4^+$ , desnitrificación y lixiviación de N. Aunque los procesos de volatilización y desnitrificación de N juegan un rol de gran importancia en las pérdidas de N, la absorción de este elemento por las plantas es la base para el diseño de los sistemas terrestres de tratamiento de purines de cerdos (aplicación al suelo). En este caso el nivel de N en el suelo corresponde al factor limitante en los sistemas naturales de tratamiento (INIA, 2005). Tanto las entradas de N como las transformaciones dentro del suelo deben ser bien manejadas en la producción agrícola para reducir las salidas que generan impactos negativos en el ambiente. Por lo tanto, es importante desarrollar conocimiento en el manejo de purines de cerdos, en que se conozcan las transformaciones del N dentro del suelo para lograr conocer la cantidad de N disponible para el cultivo proporcionado por el suelo y los purines, para diseñar manejos con mayor cantidad de evidencias de campo permitiendo reducir la contaminación difusa de N a cuerpos de agua.

A continuación se presentan estudios de transformaciones de N dentro de distintos agrosistemas en los que se puede observar la cantidad de N suministrado por el suelo (mineralización neta) a cultivos de maíz y pradera Mediterránea Anual.

**Cuadro 1.** Mineralización neta de N en distintos agrosistemas.

| Cultivo         | Mineralización neta<br>----- kg N ha <sup>-1</sup> ----- | Fertilización<br>----- | MOS*<br>-- % -- | Región/País             | Referencia                        |
|-----------------|--|------------------------|-----------------|-------------------------|-----------------------------------|
| Pradera natural | 20-40  | 0                      | 1,9             | Metropolitana/<br>Chile | Rodríguez (1993)                  |
| Maíz grano      | 67   | 0                      | 4,3             | O'Higgins/<br>Chile     | Sierra y Rodríguez (1986)         |
| Maíz grano      | 134  | 170                    | 2,3             | Nebraska/<br>EE.UU.     | Wienhold, (2007)                  |
| Maíz para silo  | 138  | 0                      | 6,1             | Bio Bio/<br>Chile       | Hirzel <i>et al.</i> , (2007)     |
| Maíz grano      | 150  | 54                     | 3,4             | Paraná/<br>Argentina    | Benintende <i>et al.</i> , (2008) |

\* Materia orgánica del suelo

Como se ha mencionado, la contaminación difusa de N en cuerpos de agua por la aplicación de purines y fuentes nitrogenadas puede transformarse en un problema ambiental grave en Chile, ya que impacta negativamente en la biodiversidad de los ecosistemas acuáticos y en la salud de las personas, lo que podría aumentar en el tiempo si no se toman las medidas necesarias para lograr un desarrollo sostenible de este rubro (Salazar y Nájera, 2011). Esta investigación se basa en ensayos de campo que permitirán desarrollar mejores alternativas del manejo de purines de cerdos, logrando entender los factores que influyen en la retención y liberación de N en un suelo de textura gruesa con aplicación de purines de cerdo, para poder minimizar la contaminación de las aguas tanto subterráneas como superficiales. Estos factores clarificarán la necesidad de establecer un balance de N en cada situación determinando las cantidades de enmienda orgánica que satisfacen la demanda de N por parte de los cultivos y evitando las pérdidas de N. Si se cumple con lo anterior se podría mejorar la sostenibilidad de los sistemas tradicionales de manejo de purines.

## OBJETIVOS

### **Objetivo general**

Evaluar el efecto de la aplicación de purín de cerdo en el ciclo del N en un suelo de textura gruesa bajo cultivo de maíz para silo.

### **Objetivos específicos**

- Determinar la mineralización neta *in situ* de N en suelos con y sin aplicación de purín de cerdo y relacionar estos valores con factores abióticos.
- Determinar los contenidos de carbono (C) orgánico en el suelo y evaluar su relación con los niveles de N total a través de la relación C/N durante la temporada de crecimiento del cultivo de maíz para silo.
- Evaluar la dinámica de los contenidos de nitrato y amonio en el suelo durante la temporada de crecimiento del maíz para silo.
- Establecer un balance de N en la temporada de crecimiento del cultivo de maíz para silo para establecer recomendaciones ambientales.

## MATERIALES Y MÉTODOS

### Lugar de estudio

Los ensayos se establecieron en un fundo perteneciente a la Asociación de Productores de Cerdos de Chile (ASPROCER), localizado en la Comuna de San Pedro, Provincia de Melipilla, Región Metropolitana. Su ubicación geográfica es 33°57'25.00'' S, 71°16'37.17'' O.

### Materiales

El suelo del área en estudio pertenece a la Serie de suelos Quilamuta clasificada según CIREN (1996) como “mixed, thermic, coarse loamy” de los “Typic Xerochrepts”. Es un suelo de origen aluvial, estratificado, profundo, en posición de terraza aluvial. La textura es franco arenosa fina descansando sobre arenas con grava fina. El suelo se encuentra débilmente estructurado y no muestra restricciones para el arraigamiento; el material de origen es granítico. El drenaje del suelo es bueno y la permeabilidad es rápida.

En el Anexo 1 se muestra un resumen de las propiedades físicas y químicas del suelo a tres profundidades medidas en el tratamiento control (SSE) y en tratamientos con aplicaciones de purines de cerdo (SCE) realizados durante el período otoño-invierno 2011 (Casanova *et al.*, 2011). La densidad aparente en SCE presenta valores más altos en profundidad que en SSE posiblemente debido al efecto de la compactación del suelo por el paso de maquinaria. En cuanto al pH, SCE presenta valores menores que SSE principalmente en los horizontes superficiales lo que refleja el efecto acidificante de la aplicación de purines de cerdo. Según la mediciones de conductividad eléctrica (CE) se clasifican ambos sitios como no salinos ( $CE < 4 \text{ dS m}^{-1}$ ). En relación con la capacidad de intercambio catiónico (CIC) los dos sitios presentan valores medios a bajos ( $< 20 \text{ cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1}$ ), relacionado con la dominancia de partículas gruesas en el suelo. Los niveles de materia orgánica (MOS) son medios a bajos ( $< 5\%$ ) con valores de N total bajos ( $< 0,1\%$ ).

En el sitio donde se montó SCE tiene un historial de aplicación de purines de cerdo de 5 años (Nájera, 2013) y rotaciones de cultivos, mientras que el sitio control (SSE) corresponde al mismo suelo sin historial de cultivo ni manejos correspondiente al suelo sin intervenciones.

El clima del área en estudio se clasifica como Mediterráneo semiárido con veranos cálidos e inviernos relativamente fríos. La comuna de San Pedro tiene una temperatura media anual de 14,2 °C y una precipitación media anual de 383 mm concentrada en los meses de Mayo a Octubre (Santibáñez y Uribe, 1990).

## Metodología

Esta investigación se desarrolló desde Octubre del 2011 hasta fines de Enero de 2012, siguiendo las prácticas habituales del campo. Se eligió un sitio control (SSE) con pradera Mediterránea anual degradada, sin aplicación de purines y carente de manejos agronómicos (labranza, fertilización y riego). El sitio estudiado (SCE) fue regado solamente con purines de cerdo y los manejos de un cultivo de maíz para silo fueron realizados por la agrícola. Los análisis de propiedades químicas de suelo se realizaron en el Laboratorio de Química de Suelos y Aguas de la Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. En el Cuadro 2 se describen los tratamientos evaluados.

**Cuadro 2.** Descripción de los tratamientos evaluados.

| Tratamientos <sup>a</sup> | Vegetación anterior <sub>b</sub> | Vegetación actual <sup>b</sup> | Aplicación enmienda |
|---------------------------|----------------------------------|--------------------------------|---------------------|
| SSE                       | PMA                              | PMA                            | Ninguna             |
| SCE                       | BAC                              | Maíz                           | Purín de cerdo      |

<sup>a</sup> SSE: suelo sin enmienda; SCE: suelo con enmienda; <sup>b</sup> PMA: pradera mediterránea anual; <sup>b</sup> BAC: pradera mezcla (ballica-avena-cebada).

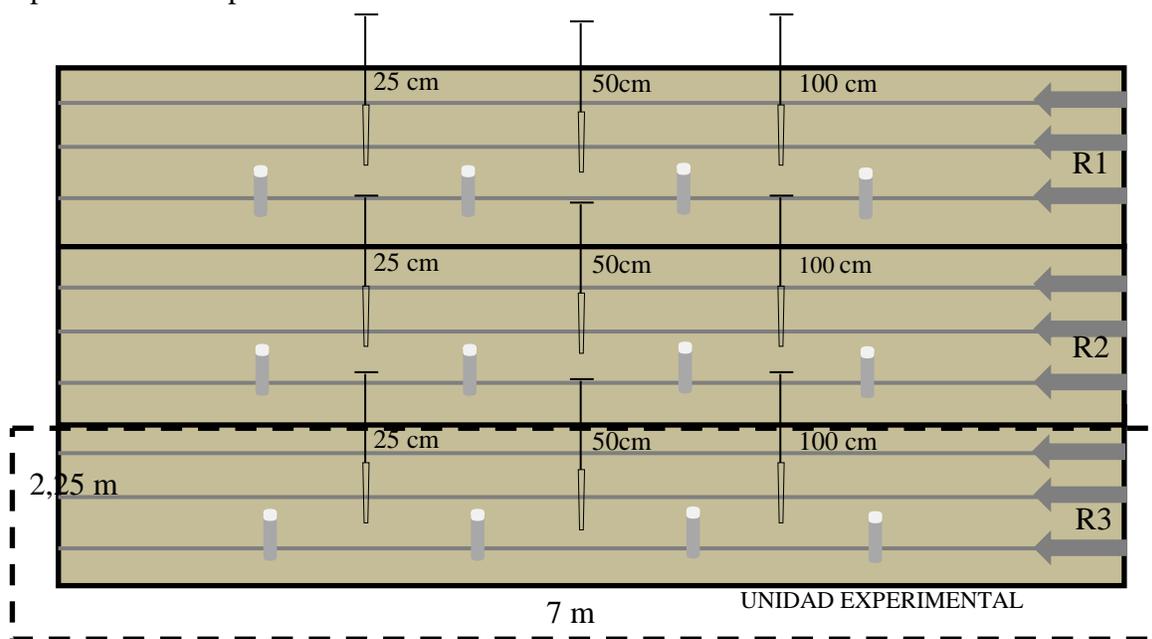
El laboreo de pre siembra fue realizado el 1 de Octubre de 2011 con arado de discos y rastra, incorporando los rastros de la pradera (mezcla ballica-avena-cebada). La siembra del maíz para silo fue realizada el 10 de Octubre del 2011 con la variedad Tuniche 150<sup>®</sup> en una superficie de 69 ha, la distancia de siembra fue de 0,75 m entre hileras con 7,5 plantas m<sup>-1</sup> sobre la hilera.

El cultivo de maíz para silo se regó con una mezcla de agua con purines de cerdo, mediante un pivote central, sin adición de otras fuentes nitrogenadas. Durante el período se aplicaron 450 mm de agua mezclada con purines de cerdos mediante 22 riegos de 20 mm aproximadamente. Los purines provenían de un biodigestor frío, perteneciente a una empresa productora de cerdos cercana al predio, desde la cual eran transportados por una matriz alimentadora al tranque con el que se regaba el cultivo de maíz para silo. Se aplicaron 48 horas semanales de purines al tranque del predio con un caudal de 7 L s<sup>-1</sup>, los que se

mezclaban con el agua del tranque. La concentración de N total del purín se estimó en 1281,5 ppm (INIA, 2005). La aplicación de purines correspondió a 90 kg N mensuales, completando en el período de estudio una dosis de 359 kg N ha<sup>-1</sup>, como se detalla en el Apéndice 1.

La unidad experimental en ambos sitios fue de 15,75 m<sup>2</sup>, que en SCE correspondió a tres hileras (separadas cada 0,75 m) de 7 m de largo (Figura 2). En cada tratamiento se tomaron muestras de suelos en 9 fechas durante la temporada: 27/09/11, 11/10/11, 03/11/11, 15/11/11, 30/11/11, 14/12/11, 27/12/11, 11/01/12, y 25/01/12; en 3 intervalos de profundidad: 20-30 cm (representando la profundidad 25 cm), 45-55 cm (representando la profundidad 50 cm), 95-105 cm (representando la profundidad de 100 cm), con un barreno holandés, obteniendo una muestra compuesta de tres muestras en cada tratamiento y repetición. Los dos primeros rangos de profundidad de muestreo del suelo representan el área de influencia del cultivo para extraer formas nitrogenadas, mientras que el rango 95-105 cm representa una zona en que las formas nitrogenadas existentes se encuentran susceptibles de perderse por lixiviación. Las muestras se tomaron sobre la hilera del cultivo y fueron trasladadas en bolsas plásticas para realizar el análisis de N-NO<sub>3</sub> y N-NH<sub>4</sub> por el método de extracción con KCl 2M, destilación y titulación (Sadzawka *et al.*, 2006).

En la Figura 2, se aprecia la unidad experimental demarcada con líneas punteadas. Las flechas y las líneas representan las hileras de cultivo (no existentes en el testigo). Los tubos grises con tapa blanca corresponden a tubos de mineralización *in situ* de N. Las figuras negras representan el muestreo con barreno a las tres profundidades de muestreo. R1, R2 y R3 representan las repeticiones de muestreo.



**Figura 2.** Esquema de la unidad experimental y distribución espacial de los tratamientos y testigo.

La mineralización neta del N en el suelo se determinó mediante el método propuesto por Raison *et al.* (1987) usando tubos de PVC de 5 cm de diámetro y 28,5 cm de largo, enterrados hasta una profundidad de 25 cm, con 4 perforaciones de 1 cm de diámetro en sus paredes, a 10 y 20 cm desde el extremo superior para permitir el intercambio gaseoso. La parte superior del tubo se cubrió con una tapa plástica, para disminuir riesgos de lixiviación. Estos tubos se instalaron en los dos tratamientos. Durante el periodo de estudio se retiraron 3 tubos de cada tratamiento en cuatro fechas: 27/09/11, 30/11/11, 27/12/11 y 25/01/12. Al inicio y al final del estudio las muestras de suelo colectadas de los tubos de mineralización se analizaron los niveles de N total por digestión ácida y CO por el método de calcinación (Sadzawka *et al.*, 2006) y en todas las muestras las concentraciones de N disponible (N-NO<sub>3</sub> + N-NH<sub>4</sub>) determinados en KCl 2M (Sadzawka *et al.*, 2006). Con estas mediciones se evaluó la dinámica de los procesos de mineralización e inmovilización usando los siguientes criterios:

1. Mineralización neta (kg N ha<sup>-1</sup>) = N disponible final - N disponible inicial

donde si:

Mineralización neta  $\geq 0$  (kg N ha<sup>-1</sup>), dominan los procesos de mineralización de N.

Mineralización neta  $< 0$  (kg N ha<sup>-1</sup>), dominan los procesos de inmovilización de N.

2. Relación C/N = contenido de C orgánico/contenido de N total

donde si:

C/N  $< 20$  dominan los procesos de mineralización de N

C/N 20-30 zona de transición entre mineralización/inmovilización de N

C/N  $> 30$  dominan los procesos de inmovilización de N

A todas las muestras de suelo extraídas con barreno se les determinó el contenido de agua gravimétrico, mediante secado en estufa a 105°C hasta masa constante.

La temperatura del aire se obtuvo de una estación meteorológica localizada en la comuna de San Pedro (Sistema de la Red Agroclima FDF-INIA-DMC, 2013).

En SCE se cosecharon 3 plantas completas de maíz por cada repetición, donde se determinó la materia seca a cosecha y la concentración del N total en la planta. El N total fue analizado de acuerdo a Sadzawka *et al.* (2007), medido en distintos órganos: hojas más tallos, mazorcas y raíz.

En SSE no se cosechó la pradera mediterránea anual ya que al inicio del ensayo no estaba activa, no siendo considerada en el balance.

El efecto de la aplicación de purín en el ciclo del N se evaluó realizando un balance de N, considerando:

i) en ambos casos, la variación de las concentraciones iniciales y finales de N mineral en el perfil de suelo ( $\Delta$  N-NO<sub>3</sub>+N-NH<sub>4</sub>);

- ii) en SCE, la cantidad de N que entró al sistema por la aplicación de purín de cerdo, estimada mediante la concentración de N en el purín y el volumen añadido durante el cultivo;
- iii) la mineralización neta, que se determinó mediante la diferencia de N disponible de los tubos de mineralización entre el inicio y final del estudio, en ambos casos;
- iv) extracciones por el cultivo (SCE) de maíz, para los distintos tejidos vegetales;
- v) las pérdidas por lixiviación se calcularon como el diferencial del N disponible a los 95-105 cm en dos fechas correlativas, en ambos casos; cuando este diferencial fue negativo se asumió pérdidas de N desde el suelo ya que a los 100 cm no hay raíces capaces de absorber el N en las condiciones evaluadas; y
- vi) las pérdidas gaseosas, tanto volatilización como desnitrificación, que fueron estimadas de la ecuación 1.:

$$\Delta N\text{-NO}_3\text{+N-NH}_4 = \text{Adición purín} + \text{mineralización neta} - \text{absorción} - \text{lixiviación} - \text{pérdidas gaseosas} \quad (1)$$

El 25 de enero de 2012 se cerró el balance de N incluyendo todas las variables medidas experimentalmente en campo, incluyendo las muestras de suelo y material vegetal.

### **Diseño experimental y análisis estadístico**

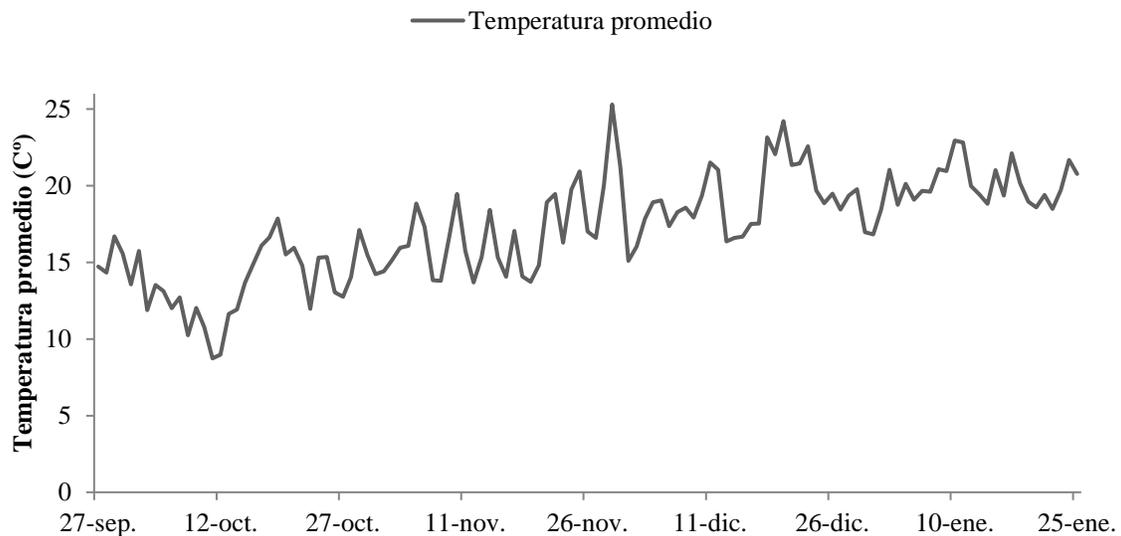
Se utilizó un diseño completamente al azar, con dos tratamientos y tres repeticiones por cada uno, donde la unidad experimental correspondió a un área de 15,75 m<sup>2</sup>.

Según este diseño, los resultados se sometieron a una prueba *t* de Student's ( $p < 0,05$ ) para determinar si existían diferencias significativas entre las medias de los tratamientos a nivel de lixiviación, contenido de N, CO, mineralización y relación C/N en el suelo. Se utilizó el programa estadístico MINITAB.

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

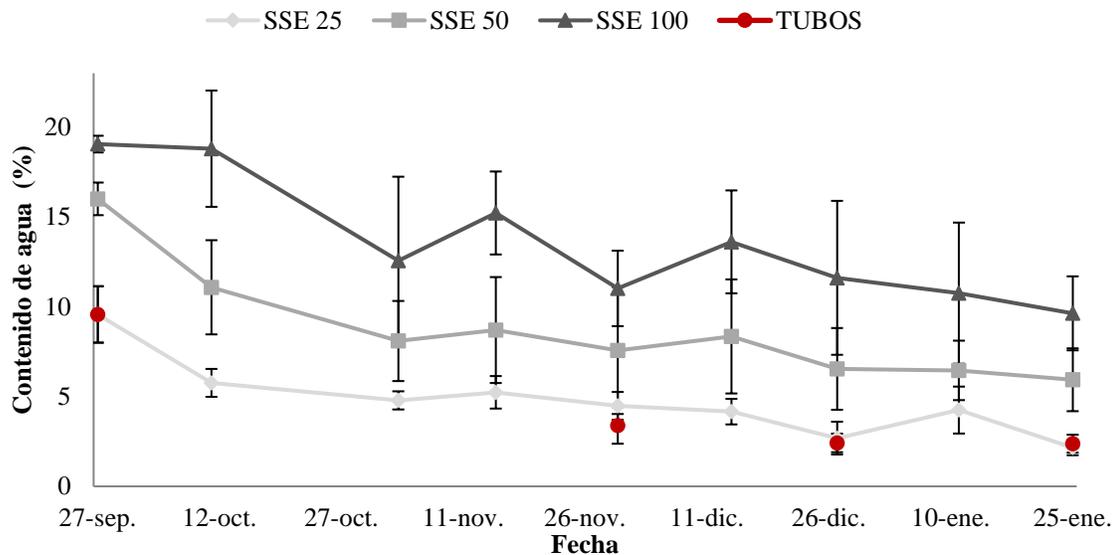
### Monitoreo de temperatura y contenido de agua

**Temperatura.** Durante el período de estudio la temperatura promedio del aire fue de  $19\text{ C}^\circ$ , donde la temperatura máxima promedio diaria del período fue de  $25,3\text{ C}^\circ$  y la mínima promedio diaria de  $13,7\text{ C}^\circ$ . En la Figura 3 se observa las oscilaciones de temperatura y la tendencia al alza durante el período de estudio.



**Figura 3.** Temperatura media diaria del período de estudio.

**Contenido de agua del sitio control (SSE).** Monitoreado en 9 fechas y a tres intervalos de profundidades, existió una disminución del contenido de agua del suelo en todo el perfil durante el ensayo (Figura 4), lo que se explicaría por pérdidas de agua por evaporación directa desde la superficie del suelo, ya que en este tratamiento no existieron riegos ni precipitaciones.

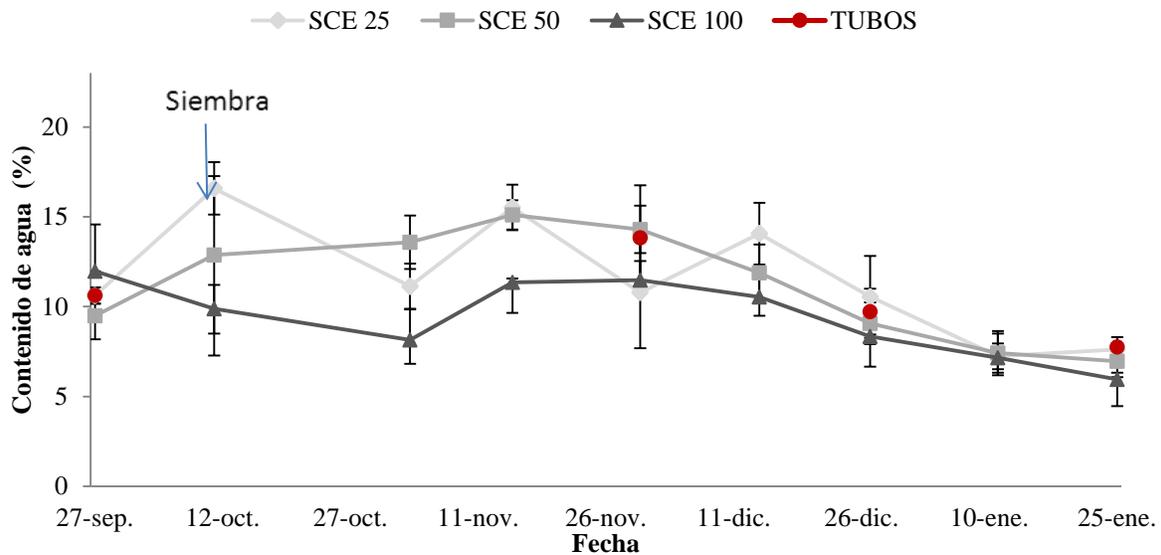


**Figura 4.** Contenido de agua gravimétrico del suelo control (SSE) dentro de los tubos de mineralización a 3 profundidades (25, 50, 100 cm) y dentro de tubos de mineralización. Las barras verticales indican desviación estándar (n=3).

El contenido de agua dentro de los tubos de mineralización (0-25 cm) se mantuvo bajo el 10% durante el período de estudio.

**Contenido de agua del sitio SCE.** En este caso, la tendencia fue a disminuir el contenido de agua en profundidad, con valores similares a 25 y 50 cm con un contenido de agua menor a los 100 cm de profundidad (Figura 5). Esta variación en profundidad del perfil de suelo se debe a que los riegos realizados fueron frecuentes y con bajos volúmenes durante el periodo de desarrollo del cultivo.

A los 25 cm de profundidad se observaron fluctuaciones mayores del contenido de agua del suelo por efecto de los riegos y una mayor evapotranspiración del cultivo de maíz. A los 50 cm de profundidad, en las primeras 4 fechas de muestreo, se registró un aumento en el contenidos de agua, existiendo una disminución entre las fecha 4 a la 9 de muestreo. A los 100 cm de profundidad existió un aumento leve del contenido de agua en las fechas 3, 4, 5. Este aumento se debe a que en estos 3 eventos hubo una percolación de agua más allá de la zona de raíces del maíz para silo, lo que se vio reflejado en el aumento del contenido de agua a los 100 cm de profundidad. En todas las fechas restantes hubo disminución constante en el contenido de agua a los 100 cm de profundidad, lo que se asoció a un aumento en la evapotranspiración.



**Figura 5.** Contenido de agua gravimétrico del suelo cultivado con maíz (SCE) dentro de los tubos de mineralización a 3 profundidades (25, 50, 100 cm) y dentro de tubos de mineralización. Las barras verticales indican desviación estándar (n=3).

### Mineralización de N desde el suelo

**Mineralización neta de N.** En el sitio con aplicación de purines de cerdo y con maíz para silo (SCE), el N mineralizado fue significativamente más alto ( $p < 0,05$ ) que en el sitio control (SSE), alcanzando valores de  $148 \text{ kg de N ha}^{-1}$  y  $27 \text{ kg de N ha}^{-1}$  en SCE y SSE, respectivamente. En SCE el aporte de N orgánico ( $N_{\text{org}}$ ) a través de la aplicación de purines de cerdos incrementó significativamente la mineralización neta de N. Sin embargo, es importante destacar que en SCE una parte importante del  $\text{N-NH}_4$  medido podría corresponder directamente del aporte del purín de cerdo y no a un producto de la mineralización de  $N_{\text{org}}$ .

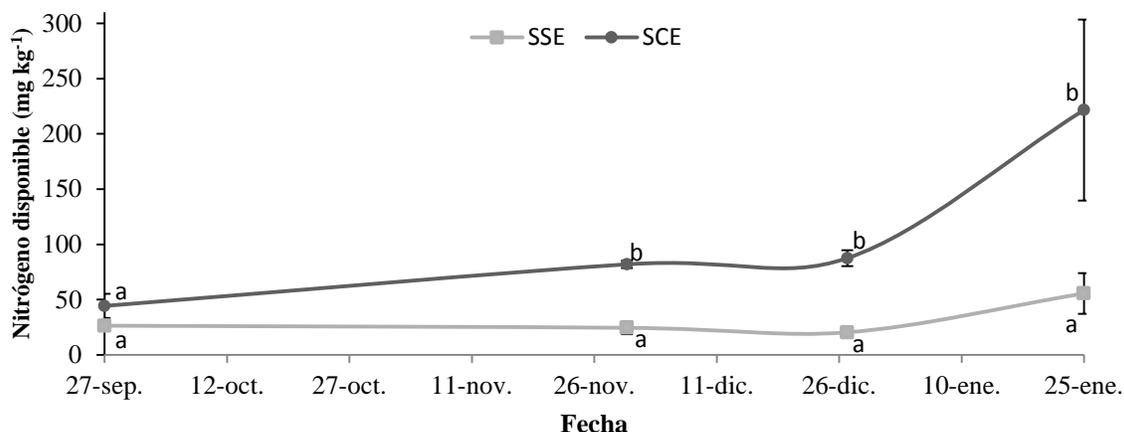
Por otra parte, al comparar los contenidos de N disponible dentro de los tubos de mineralización al inicio del ensayo, no se encontraron diferencias significativas ( $p > 0,05$ ) entre ambos tratamientos, lo cual indicó que cuando se dio inicio al ensayo los niveles de N disponible eran similares.

Al comparar los valores de mineralización medidos, con estudios previos (Cuadro 1), es posible establecer que: i) en SSE los valores son similares a los informados en suelos bajo pradera natural del secano costero (Rodríguez, 1993) y ii) en SCE están dentro de los valores

más altos observados en distintos agrosistemas cultivados con maíz (Rodríguez, 1993; Hirzel *et al.*, 2007; Wienhold, 2007; Benintende *et al.*, 2008).

En general se ha determinado que la temperatura de los primeros centímetros del suelo varía con la temperatura del aire (Brady and Weil, 1996). Por lo tanto, si se asume lo anterior, durante el periodo de estudio (ver Figura 3) la temperatura del suelo superficial (19°C) se encontró bajo el rango óptimo de temperatura (25-35°C) en que los microorganismos del suelo realizan el proceso de mineralización de N a la tasa más alta (Doran and Smith, 1987). Según Guntiñas *et al.* (2012) el contenido de agua óptimo para el proceso de mineralización se encuentra en un rango entre 80% a 100% de la capacidad de campo, por lo tanto el suelo dentro de los tubos de mineralización se encontraba en promedio para el periodo bajo el rango óptimo (45,0% en SCE y 22,8% en SSE), lo cual posiblemente influyó en la mayor mineralización de N en SCE en comparación a SSE.

Dentro de los tubos de mineralización *in situ* se evidenciaron valores significativamente ( $p < 0,05$ ) más altos en la concentración de N disponible en todas las fechas en SCE respecto a SSE, excepto en la primera (Figura 6). La escasa diferencia inicial podría atribuirse a que en los tratamientos el contenido de agua medido respondió solo al aporte de la lluvias previas existiendo contenidos de agua similares entre los tratamientos (10,6% en SSE y 9,6% en SCE) y en las fechas posteriores solo el tratamiento SCE recibió aporte de agua de riego, lo que podría haber favorecido su mineralización mayor. Es importante destacar que durante el mes de enero, cuando las temperaturas medias fueron de 20,2 °C, se registraron las concentraciones más altas de N disponible en ambos casos, por estar más cercana a la temperatura óptima de mineralización de N.



**Figura 6.** Variación de la concentración de N disponible dentro de las incubaciones *in situ*. SSE: suelo sin enmienda; SCE: suelo con enmienda. Letras distintas indican diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) en una misma fecha. Las barras verticales indican desviación estándar ( $n=3$ ).

En SSE el contenido de arcilla a la profundidad de los tubos de mineralización fue de 8,6% mientras que en SCE de 12,3%, valores asociados a suelos de textura gruesa, favoreciendo los procesos de difusión gaseosa y por ende suministrando suficiente oxígeno a los microorganismos del suelo (MARM, 2009; Havlin *et al.*, 2013).

**Carbono y nitrógeno total.** Aunque relación C/N fue más alta en SSE que en SCE al inicio y al final del ensayo, no se encontraron diferencias significativas ( $p>0,05$ ), probablemente debido a la alta variabilidad encontrada en los valores de SSE (Cuadro 3).

**Cuadro 3.** Niveles de carbono orgánico y nitrógeno total al inicio y al final del estudio.

| Tratamiento <sup>a</sup> | N total inicial | N total final | CO inicial | CO final   | C/N inicial | C/N final |
|--------------------------|-----------------|---------------|------------|------------|-------------|-----------|
|                          | -----%-----     |               |            |            | -           | -         |
| SSE                      | 0,08±0,01a      | 0,13±0,02a    | 1,26±0,67a | 1,29±0,32a | 14,8±5,9a   | 9,9±1,9a  |
| SCE                      | 0,18±0,03b      | 0,20±0,01b    | 1,71±0,32b | 1,83±0,07b | 9,4±0,5a    | 9,0±0,4a  |

Letras distintas en una columna indican diferencias significativas entre tratamientos ( $p<0,05$ ) (n=3).

<sup>a</sup> SSE: suelo sin enmienda; SCE: suelo con enmienda.

Según Rodríguez (1993), la relación C/N en la mayoría de los suelos varía entre 10 y 12, valores cercanos a los observados en SSE y SCE. Havlin *et al.* (2013) estiman que si  $C/N < 20$  dominan los procesos de mineralización de N, como ocurre en ambos casos estudiados. MARM (2009) considera que una relación C/N entre 10 y 12 produce una adecuada transformación de N a formas inorgánicas, mientras que valores por encima o por debajo de este rango, provocan liberaciones muy escasas o excesivas, respectivamente. Durante el periodo de estudio en SCE se encontraron incluso relaciones  $C/N < 10$ , lo que se asocia a la mineralización neta alta encontrada al final del ensayo (Figura 6).

Balota *et al.* (2010) encontraron que tras 3 años de aplicaciones de purines de cerdo a un suelo con cultivo de maíz, se incrementaron los niveles de CO en el suelo y también la mineralización neta de N. Al comparar el suelo control (SSE) con el que recibió aplicaciones de purines se observó que el tratamiento SCE obtuvo mayores valores de CO y de mineralización neta.

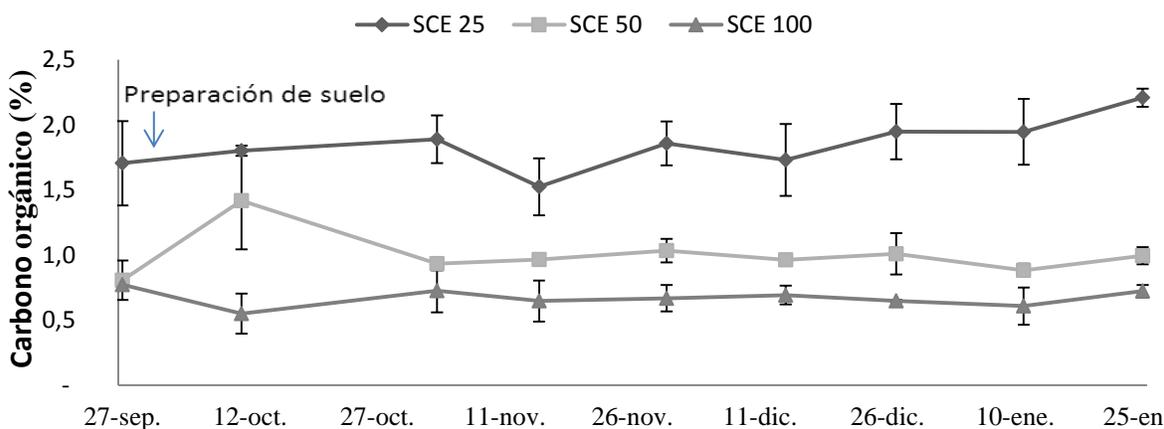
No existieron diferencias significativas ( $p>0,05$ ) en las relación C/N entre los tratamientos, ya que en SCE los contenidos de N total y CO fueron mayores pero en la misma proporción. Sin embargo, sí existieron diferencias significativas ( $p<0,05$ ) entre ambos tratamientos en cuanto a los contenidos de N total y CO al inicio y final de ensayo.

Se estimó que en SCE el porcentaje de N total mineralizado fue de 7,4%, mientras que en la situación control (SSE) se registró solo una mineralización de un 2,9% del N total. Sierra y Rodríguez (1986), en dos Inceptisoles de la zona central, encontraron valores cercanos (6,6% y 7,1%) a lo medido en SCE, pero alejados de lo medido en el sitio control.

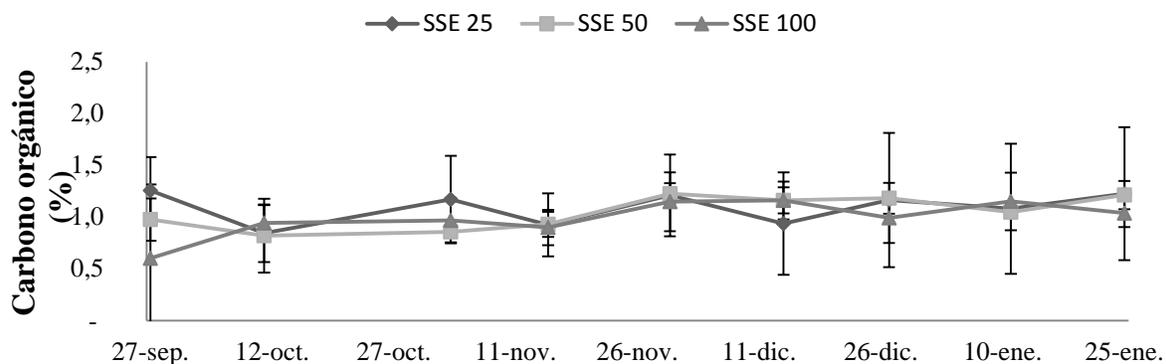
El contenido de CO, como un indicador clave de la fertilidad del suelo, se asocia por ejemplo con la capacidad del suelo para suministrar elementos esenciales a los cultivos. Al respecto, Casanova *et al.* (2013) destacan que en la zona Mediterránea semiárida de Chile, el 81% de los suelos tiene valores de  $CO \leq 2,5\%$ , directamente relacionados con la pluviometría de la zona. En ambos casos estudiados, los valores de CO dentro de los tubos de mineralización se mantuvieron estables, bajo este valor, durante el período de estudio.

En la pradera Mediterránea anual los contenidos de CO generalmente varían mucho en el suelo superficial. Esto podría explicarse por la presencia de árboles de *Acacia caven*, alrededor de los cuales se forman las llamadas “islas de fertilidad” por el aporte mayor de N generado por la fijación del N atmosférico, donde hay un crecimiento mayor de la pradera generando en consecuencia micro variación del contenido de CO (Salazar *et al.*, 2011). En este sentido, los resultados muestran que la variabilidad de los contenidos de CO dentro de los tubos de mineralización en SSE fueron más altos que en SCE, ya que probablemente en este último la incorporación de restos orgánicos y la labranza han homogeneizado estos contenidos.

Fuera de los tubos de mineralización en SCE existió una clara tendencia a disminuir el porcentaje de CO a medida que se profundiza en el perfil suelo (Figura 6), mientras que en SSE no se registró este efecto (Figura 7). Este fenómeno se explicaría por el efecto de la aplicación de purines de cerdos en SCE, que aportó CO que se acumuló en el suelo superficial.



**Figura 6.** Dinámica del carbono orgánico en el tratamiento con aplicación de enmienda (SCE) en tres intervalos de profundidad (25, 50 y 100 cm) durante el periodo de estudio. Las barras verticales indican el error estándar (n=3).



**Figura. 7** Dinámica del carbono orgánico en el tratamiento sin aplicación de enmienda (SSE) en tres intervalos de profundidad (25, 50 y 100 cm) durante el periodo de estudio. Las barras verticales indican desviación estándar (n=3).

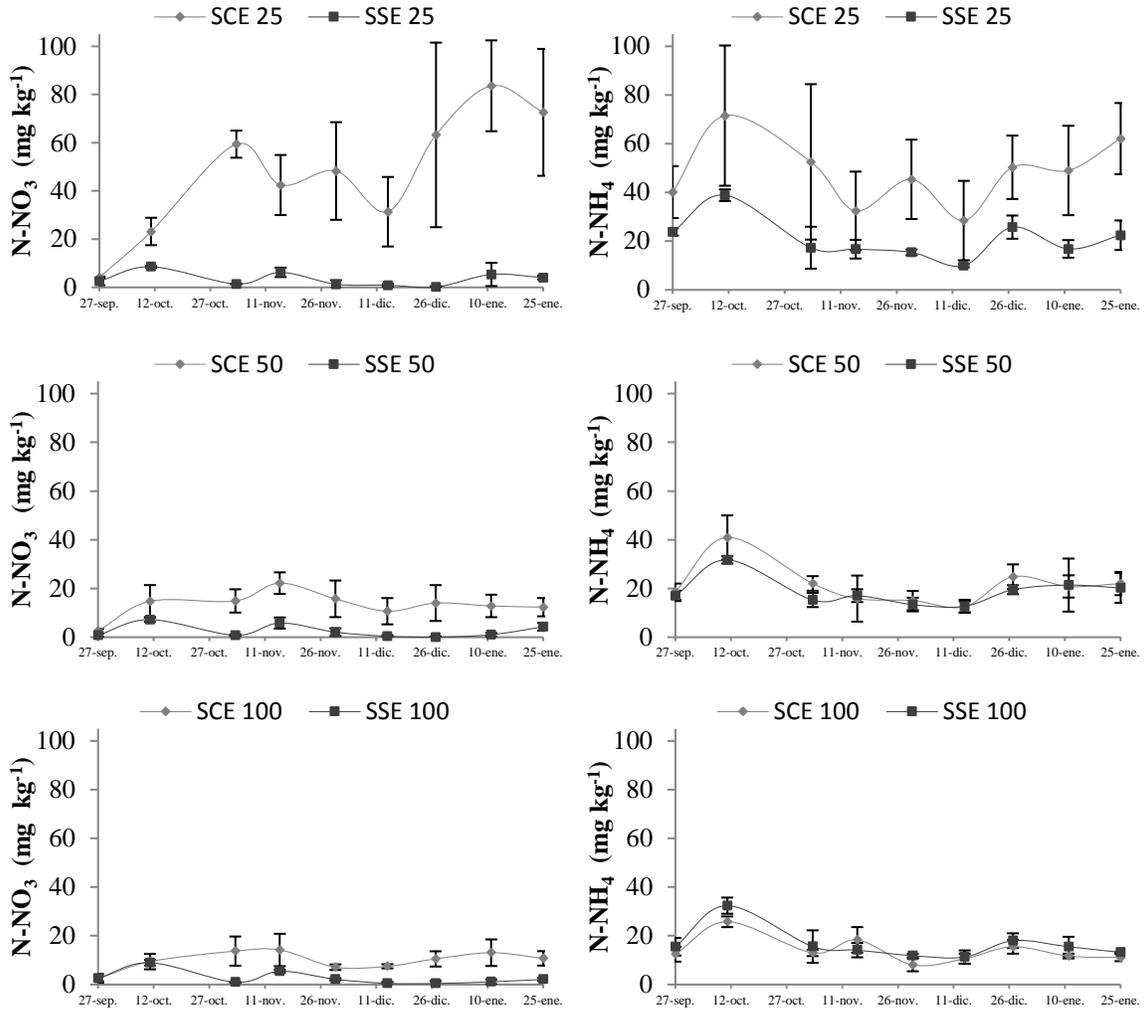
Según Rodríguez (1993), los suelos de origen granítico ubicados en el secano costero de la Región Metropolitana contienen un 0,1% de N total y 1,9% de MOS, con una relación C/N de 11. En este estudio el sitio control presentó dichos valores, aunque SCE casi duplica estos contenidos y manteniendo la relación C/N, por efecto del historial de aplicaciones de purines de cerdos y las aplicaciones realizadas durante el ensayo. Sin embargo, no se encontraron diferencias significativas ( $p>0,05$ ) entre los tratamientos en la relación C/N.

Tanto en SCE como en SSE las muestras colectadas desde los tubos de mineralización *in situ* registraron fluctuaciones menores de contenidos de agua durante el ensayo que en las muestras de suelo colectadas fuera de los tubos de mineralización. Aunque lo anterior sugiere que la mineralización de N medida por el método de incubación *in situ* (Raison *et al.*, 1987), podría sobrestimar la mineralización neta medida por el efecto de menores fluctuaciones del contenido de agua, las variaciones dentro y fuera de los tubos fueron leves lo cual no sugiere deficiencias del método utilizado. Teniendo en cuenta todos los métodos disponibles para medir la mineralización de N en los suelos, los métodos *in situ* requieren de mayor mano de obra y presentan costos más altos en comparación con los métodos de incubación en laboratorio. Sin embargo, los primeros tienen ventajas debido a que se implementan bajo condiciones de temperatura y contenido de agua de campo, proporcionando estimaciones más precisas de la mineralización de N en diversos agroecosistemas (Wienhold, 2007)

### Dinámica de los contenidos de nitrato y amonio.

Durante el ensayo se monitorearon los contenidos de N-NO<sub>3</sub> y N-NH<sub>4</sub>, observándose alta variabilidad espacial entre las repeticiones (Figura 7). Resultados similares a nivel de campo fueron reportados por Ortega y Mardones (2005) en la Región del Bío-Bío. Lo anterior

sugiere que es necesario determinar el número de muestras necesario para considerar esta variabilidad espacial de las concentraciones de N en ensayos de mineralización *in situ* y suelo.



**Figura 7.** Dinámica de los contenidos de nitrato y amonio durante la temporada en 3 profundidades (25, 50 y 100 cm). SSE: suelo sin enmienda; SCE suelo con enmienda. Las barras verticales indican el error estándar (n=3).

**Nitrato.** En las concentraciones de N-NO<sub>3</sub> no se evidenciaron diferencias significativas ( $p > 0,05$ ) entre SCE y SSE en las dos primeras fechas de muestreo a los 25 cm de profundidad; y tampoco en las profundidades 50 cm y 100 cm durante todo el período de estudio (Figura 7).

Por otra parte, sí se encontraron diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) entre SCE y SCE a los 25 cm de profundidad desde la segunda fecha de muestreo y hasta el final del ensayo, lo que se relacionó al aporte de N-NH<sub>4</sub> del purín de cerdo y a la rápida nitrificación por factores ambientales. Además, parte del N<sub>org</sub> del suelo y de los purines de cerdos se mineralizaron durante la temporada de estudio. Así, en SCE a los 25 cm de profundidad la tendencia fue a aumentar las concentraciones de N-NO<sub>3</sub> en el tiempo, mientras que a los 50 cm y 100 cm existió un aumento inicial, manteniéndose estable durante el resto del estudio.

En SCE se ve una clara tendencia a disminuir las concentraciones de N-NO<sub>3</sub> desde la superficie hacia los horizontes más profundos en cada fecha de muestreo. La misma gradiente con contenidos mayores de N mineral en el suelo superficial fueron observadas por Silva *et al.* (2012) en un suelo con aplicación de purines de cerdo y fertilizante mineral en Brasil.

Por otra parte en el sitio control (SSE) las concentraciones de N-NO<sub>3</sub> tendieron a mantenerse estables durante el estudio, con valores bajo los 10 mg kg<sup>-1</sup> en todo el perfil de suelo.

**Amonio.** Se observaron diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) en los niveles de N-NH<sub>4</sub> entre los tratamientos en la profundidad de 25 cm en las últimas 3 fechas de muestreo (Figura 7).

Estas diferencias posiblemente se reflejaron al final del ensayo, ya que coincidió con las tasas mayores de mineralización de N, por lo cual el N orgánico existente en la materia orgánica del suelo y los purines de cerdo pasó a formar N inorgánico en forma de N-NH<sub>4</sub>.

No existieron diferencias significativas entre los tratamientos ( $p > 0,05$ ) en las profundidades 50 cm y 100 cm en todo el ensayo. Esto se explicaría por la baja movilidad del N-NH<sub>4</sub> en el suelo, debido a que esta forma nitrogenada sufre procesos de adsorción en los sitios de intercambio del suelo, quedando retenido temporalmente (Almendro *et al.*, 2001; Havlin *et al.*, 2013) evitando su desplazamiento a profundidades mayores a 25 cm. Así el efecto de la aplicación de purines de cerdos en los niveles de N-NH<sub>4</sub> fue significativa solo hasta los 25 cm de profundidad sin existir influencia en profundidades mayores.

Existió una tendencia general a aumentar los contenidos de N-NH<sub>4</sub> entre la 1<sup>ra</sup> y 2<sup>da</sup> fecha y a disminuir las concentraciones en el tiempo tanto en SCE como SSE entre la 2<sup>da</sup> hasta la 6<sup>ta</sup> fecha de muestreo. Estos resultados se podrían relacionar con el proceso de nitrificación de N-NH<sub>4</sub> a N-NO<sub>3</sub> y a la extracción de N-NH<sub>4</sub> en el caso de SCE. Silva *et al.* (2012) reportó en un estudio de la dinámica de N-NH<sub>4</sub> y N-NO<sub>3</sub> en un cultivo de maíz, que la tendencia en el contenido de N-NH<sub>4</sub> fue a disminuir en el tiempo debido a la extracción por parte del maíz y al mismo tiempo la nitrificación de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> a NO<sub>3</sub><sup>-</sup>.

## Balance de N

Las entradas de N al sitio SCE fueron de 359 kg ha<sup>-1</sup> a través de la aplicación de purines de cerdos mediante un sistema de riego por pivote central (Anexo 1) mientras que el sitio SSE no recibió ningún tipo de adición de N durante el ensayo. A continuación se informan las salidas de N para este balance

**Absorción de N por el cultivo.** Como se observa en el Cuadro 4, la absorción de N del maíz para silo fue de 424 kg N ha<sup>-1</sup> durante la temporada, donde la distribución del N absorbido dentro de la planta fue de un: 70,1% hojas + tallos, 15,1% mazorca y 12,9% en la raíz.

**Cuadro 4.** Absorción de nitrógeno por tejido en maíz para silo.

| Órganos        | Rendimiento       | Rendimiento            | N total         | Absorción de N      |
|----------------|-------------------|------------------------|-----------------|---------------------|
|                | (masa fresca)     | (masa seca)            |                 |                     |
|                | ----- Mg          | ----- ha <sup>-1</sup> | -- % --         | kg ha <sup>-1</sup> |
| Mazorca        | 26,8±5,8          | 4,7±1,3                | 1,37±0,16       | 64±16,1             |
| Hojas + tallos | 112,3±6,9         | 22,3±1,8               | 1,37±0,06       | 305±29,3            |
| Raíz           | 28,7±5,3          | 4,8±1,2                | 1,15±0,25       | 55±12,1             |
| <b>Total</b>   | <b>167,8±18,0</b> | <b>31,8±4,3</b>        | <b>1,3±0,10</b> | <b>424±57,5</b>     |

En cuanto a las dispersiones cabe señalar que se cosecharon tres pantas competas de maíz para la realización de los análisis, lo cual sugiere que en estudios futuros se debe aumentar la cantidad de platas a cosecha para la obtención de datos menos dispersos.

En un estudio de Tapia *et al.* (2011) en un cultivo de maíz de la zona central de Chile, aplicando una dosis de N de 600 kg ha<sup>-1</sup> como purín de cerdos, estiman extracciones de N en un rango de entre 382 y 479 kg ha<sup>-1</sup>, valores que coinciden con los observados en esta memoria.

En Osorno (Hirzel *et al.*, 2007), se encontraron valores de absorción de N de 389 kg ha<sup>-1</sup> en la parte aérea de maíz para silo fertilizado con 10 Mg ha<sup>-1</sup> de guano de gallinas y 300 kg ha<sup>-1</sup> de N mineral valores que concuerdan con la extracción de la parte aérea del maíz para silo (369 kg ha<sup>-1</sup>) de esta memoria.

Estimaciones de Flores y Figueroa (2010), señalan que la cantidad de N extraído por maíz para silo por Mg de materia seca (MS) corresponde a 14 kg. Este valor ajustado a 27 Mg MS ha<sup>-1</sup> (mazorca + hojas + tallos) sin raíz, correspondería a 378 kg ha<sup>-1</sup> de extracción, valor que se asemeja a lo extraído por la parte aérea del maíz para silo 369 kg ha<sup>-1</sup>. Según Rodríguez (1993) la concentración de N de la biomasa total del maíz para silo es de un 1,5%, cuando no hay deficiencias nutricionales; al calcular el porcentaje de N del rendimiento total de MS

observado ( $31,8 \text{ Mg ha}^{-1}$ ) se refleja una demanda de N de  $477 \text{ kg ha}^{-1}$ , un valor mayor a lo observado en este ensayo de campo.

Soto *et al.* (2002) informan, con una densidad de  $110.000 \text{ plantas ha}^{-1}$  y N mineral adicionado de  $150, 300$  y  $450 \text{ kg ha}^{-1}$ , rendimientos de MS aérea de  $26, 29$  y  $31 \text{ Mg ha}^{-1}$ , respectivamente. Estos valores, comparados con los obtenidos en SCE ( $100.000 \text{ plantas ha}^{-1}$  y  $359 \text{ kg ha}^{-1}$  de N-purín) son un poco más bajos ( $27 \text{ Mg ha}^{-1}$  de MS aérea) que los alcanzados con la fertilización mineral.

Según Rodríguez (1993) el maíz para silo contiene  $1,5\%$  de N total en la parte aérea y  $1,2\%$  de N en la raíz, datos que se asemejan a lo observado en los órganos de la plantas de maíz en el tratamiento SCE.

En el Cuadro 5 se observa que un tercio del N absorbido por el maíz para silo fue suministrado por el suelo a través del proceso de mineralización de N. Esto refleja que el manejo del suelo ha sido correcto, logrando que el suministro de N al cultivo de maíz para silo durante la temporada de crecimiento sea importante para suplir las necesidades del cultivo.

**Cuadro 5.** Cuantificación del aporte de nitrógeno del suelo al maíz para silo.

| Tratamiento <sup>a</sup> | Mineralización neta <sup>b</sup><br>-----kg N ha <sup>-1</sup> ----- | Absorción | Mineralización aportada al cultivo<br>-----%----- |
|--------------------------|--|-----------|---|
| SSE                      | $29,2 \pm 16,0$ a  | -         | -   |
| SCE                      | $147,9 \pm 65,3$ b   | 424       | $34,9 \pm 12,6$                                   |

<sup>a</sup> SSE: suelo sin enmienda, SCE: suelo con enmienda.

<sup>b</sup> Letras distintas en una columna indican diferencias significativas entre tratamientos ( $p < 0,05$ ) ( $n=3$ ).

Como se había señalado anteriormente, la variabilidad espacial observada en la mineralización neta *in situ* de N fue alta, influyendo en el aporte de N al cultivo y por ende en la variabilidad del rendimiento de MS y en la variabilidad de absorción total de N.

En el caso de SSE la extracción por parte de la pradera Mediterránea anual (PMA) fue despreciable y se asumió que la absorción fue de  $0 \text{ kg de N ha}^{-1}$  durante el ensayo, ya que al inicio y durante el ensayo la PMA se encontraba seca sin mostrar actividad. Los residuos de la PMA no se incorporaron al suelo, por lo cual no fueron incluidos dentro del balance de N.

**Lixiviación.** Durante el tiempo de monitoreo del suelo a  $100 \text{ cm}$  de profundidad se detectaron niveles bajos de  $\text{N-NO}_3$ . Experimentalmente se midieron niveles de lixiviación de N de  $6,4 \text{ kg ha}^{-1}$  en SCE y de  $4,1 \text{ kg ha}^{-1}$  en SSE, pero sin diferencias significativas ( $p > 0,05$ ) entre los tratamientos.

Sin embargo, en SSE no existió ningún tipo de riego ni precipitación durante el período de estudio, por lo que la lixiviación de N medida experimentalmente ( $4,1 \text{ kg N ha}^{-1}$ ) reflejó la variabilidad espacial de las concentraciones de N en el sitio de muestreo, asumiéndose en este estudio la lixiviación en SSE igual a  $0 \text{ kg N ha}^{-1}$ . Con este supuesto, en SCE la lixiviación de N debería ser ajustada a  $2,3 \text{ kg ha}^{-1}$  durante el período de estudio.

El maíz tiene un sistema radical extensivo, con una gran capacidad de utilizar los nutrientes distribuidos en un gran volumen de suelo, pudiendo llegar a 2,4 m en suelos sin restricciones (Havlin *et al.*, 2013). Aunque en SCE la profundidad de las raíces alcanzó como máximo los 85 cm, los resultados de este estudio sugieren que debido a las características del sistema radical del cultivo bajo las condiciones evaluadas pudo ayudar a disminuir considerablemente la lixiviación de N en este suelo.

En el caso de SCE, del total de N aplicado vía purines de cerdo solo el 1,6% se habría perdido por lixiviación, valor inferior a los 2 y 4% informados por Pino (2003) en la zona central de Chile, también con adición de purines de cerdos a suelos de textura gruesa bajo cultivo de maíz. Este porcentaje menor de lixiviación en SCE se explicaría por la eficiencia de aplicación de los purines con el sistema de riego por pivote central, distribuido en 22 riegos, lo que disminuyó el riesgo de lixiviación de  $\text{N-NO}_3$  en este suelo de textura gruesa.

Por otra parte, Nájera (2013) en un estudio en el mismo suelo donde se estableció SCE, pero con aplicaciones de purines de cerdo en una pradera mezcla ballica-avena-cebada durante la temporada otoño-invierno 2011, encontró valores de lixiviación de N de  $5,6 \text{ kg ha}^{-1}$ , valor cercano a lo medido en SCE ( $6,4 \text{ kg ha}^{-1}$ ).

**Pérdidas gaseosas.** En las pérdidas gaseosas (ecuación 1) no existieron diferencias significativas ( $p > 0,05$ ) entre los tratamientos, donde se estimaron pérdidas gaseosas (volatilización y desnitrificación) de N de 24 y 23  $\text{kg ha}^{-1}$  en SSE y SCE, respectivamente.

Nájera (2013), en un estudio durante la temporada otoño-invierno 2011, en los mismos suelos donde se estableció este estudio (SSE y SCE), estimó pérdidas gaseosas de N de 67 y 62  $\text{kg ha}^{-1}$ , respectivamente; este hecho obedecería a las mayores dosis de purines aplicadas durante el invierno. Pino (2003) encontró pérdidas gaseosas de N, en similares condiciones a las de esta memoria, en un rango de 8 a 9% del total de los aportes de N. En el caso estudiado (SCE), dichas pérdidas son ligeramente inferiores, con un 6,5% de pérdidas del total de N aportado vía purines de cerdos.

Particularmente para suelos de la zona central de Chile, Casanova y Benavides (2009) determinaron tres factores que afectan las pérdidas por volatilización de N desde los suelos, definiendo valores umbrales de estos factores para suelos con potencial alto de pérdidas: i)  $\text{CIC} \geq 20 \text{ cmol}_{(+)}\text{kg}^{-1}$ ; ii) actividad ureásica  $40 \geq \text{g N-urea g}^{-1} \text{ h}^{-1}$ ; y iii)  $\text{pH} \geq 8,0$ . Los suelos de los tratamientos SCE y SSE presentaron valores que no superan al menos dos de estos

umbrales, por lo tanto los suelos del estudio pueden clasificarse como de un riesgo bajo de volatilización de N. Existe la posibilidad de que se hayan generado pérdidas por desnitrificación, principalmente en el tratamiento SCE después de los eventos de riego, sin embargo con la textura de los suelos de esta memoria es difícil que se obtengan las condiciones favorables para que ocurra la desnitrificación de N. Sin embargo, existe una incertidumbre alta en estas estimaciones ya que no se realizaron mediciones *in situ* de estos procesos de pérdidas gaseosas separando las distintas formas de pérdidas.

### Ciclo interno.

Durante el ensayo, como se detalló anteriormente, se mineralizaron 148 kg N ha<sup>-1</sup> en SCE y 29 kg N ha<sup>-1</sup> en SSE.

En cuanto al pool de N inorgánico, el tratamiento SSE no presentó variaciones en el contenido de N en el intervalo de profundidad 0-1 m, con niveles de 63 y 64 kg ha<sup>-1</sup> al inicio y final del ensayo, mientras que en SCE, el N disponible al principio del ensayo fue de 84 kg ha<sup>-1</sup> observándose un incremento en el tiempo llegando a valores de 139 kg ha<sup>-1</sup> al final del estudio. En el Cuadro 6, se muestra la variación en los contenidos de N disponible durante el período de estudio en las distintas profundidades de muestreo.

**Cuadro 6.** Variación del pool de N disponible entre el inicio y el final del estudio a distintas profundidades de suelo con y sin adición de purines.

| Tratamiento <sup>a</sup>          | Profundidad de suelo (cm) |           |           |            |           |           |
|-----------------------------------|---------------------------|-----------|-----------|------------|-----------|-----------|
|                                   | 25                        | 50        | 100       | 25         | 50        | 100       |
|                                   | N inicial                 |           |           | N final    |           |           |
| ----- kg N ha <sup>-1</sup> ----- |                           |           |           |            |           |           |
| SSE                               | 27,5±2,1a                 | 18,6±2,5a | 16,9±3,3a | 26,5±6,8a  | 23,2±6,5a | 14,4±0,1a |
| SCE                               | 45,4±11,8a                | 24,6±4,5a | 14,2±3,6a | 91,3±21,4b | 32,5±4,9a | 15,3±1,1a |

Letras distintas en una columna indican diferencias significativas entre tratamientos ( $p < 0,05$ ) (n=3).

<sup>a</sup>SSE suelo sin enmienda; SCE suelo con enmienda.

Al comparar los contenidos de N disponible entre los tratamientos a distintas profundidades, se encontraron diferencias significativas ( $p < 0,05$ ) solo en el intervalo de profundidad de 25 cm al final del ensayo, lo cual reflejó el aporte de N por las aplicaciones de purines realizadas durante el ensayo.

Se realizó un balance de N en cada tratamiento (Cuadro 7) ocupando la ecuación 1, donde se ingresaron los valores medidos experimentalmente del balance de N obtenidos durante la temporada de estudio.

**Cuadro 7.** Balance de N (0-100 cm) en cada tratamiento durante el período de estudio.

| Tratamientos <sup>a</sup> | Entradas |            | -----Salidas----- |                   | -----Suelo ----- |            |
|---------------------------|----------|------------|-------------------|-------------------|------------------|------------|
|                           | Purín    | Cosecha    | Lixiviación       | Pérdidas gaseosas | Mineralización   | $\Delta N$ |
| SSE                       | 0        | 0          | 4,1±0,7a          | 24,1±30,1a        | 29,2±18,5a       | 1,0±15,3a  |
| SCE                       | 359,4    | 423,5±55,0 | 6,4±2,9a          | 22,6±31,2a        | 147,9±65,3b      | 54,9±38,9b |

Letras distintas en una columna indican diferencias significativas entre tratamientos ( $p < 0,05$ ) (n=3).

<sup>a</sup> SSE suelo sin enmienda; SCE suelo con enmienda.

Dentro de los componentes del balance de N se encontraron diferencias significativas entre los tratamientos ( $p < 0,05$ ) en la mineralización de N y en el diferencial de concentración de N ( $\Delta N$ ), donde el tratamiento con aplicaciones de purines (SCE) presentó los valores más altos llegando a un balance final positivo de aproximadamente 55 kg N ha<sup>-1</sup>. Por otra parte en la situación control (SSE) se evidenció una situación de equilibrio con un  $\Delta N$  cercano a 0, lo que concuerda con la relación C/N = 9 medida durante el período de estudio.

La aplicación de purines de cerdo aporta grandes cantidades de N al suelo, pudiendo estar disponible inmediatamente para las plantas (N inorgánico) o requerir la mineralización de su fracción orgánica para quedar en forma disponible. La tasa de mineralización del N orgánico de los purines de cerdo es entre un 90 - 95% durante el primer año de aplicación al suelo (Hirzel y Salazar, 2011). En el caso de SCE las aplicaciones de purines de cerdo incrementaron los niveles de N disponible en el suelo, por efecto de la mineralización de las formas orgánicas de N incorporadas al suelo y el N inorgánico presente en los purines de cerdo.

Los balances de N en ambos tratamientos indicaron que la lixiviación de N fue baja, y en consecuencia el riesgo de contaminación de napas subterráneas es bajo. Lo anterior refuerza la idea que desde un punto de vista de sustentabilidad ambiental, el manejo de purines con cultivo de maíz para silo en este predio es el adecuado.

## CONCLUSIONES

- La aplicación de purines de cerdo mediante riego por pivote central fue efectiva en promover la mineralización neta de N, bajo cultivo de maíz para silo, existiendo diferencias significativas con el suelo testigo sin manejos agronómicos.
- La dinámica de los contenidos de nitrato y amonio, mostró un aumento de los contenidos de N nítrico a los 25 cm de profundidad en el sitio con aplicaciones de purines de cerdo, existiendo diferencias con el sitio testigo. Sin embargo, los niveles de N amoniacal mostraron escasas diferencias con el sitio control, sugiriendo que la mineralización de las formas orgánicas de N se transformaron rápidamente en N nítrico en el suelo.
- Los contenidos de C orgánico en el suelo y el N total presentaron diferencias significativas  $p < (0,05)$  entre los tratamientos por efecto de las aplicaciones de purines de cerdo, sin embargo la relación C/N no expresó diferencias entre los tratamientos.
- Cuando existió maíz para silo, la salida principal de N desde el suelo correspondió a la absorción por el cultivo. Aunque en la situación control la salida principal podrían ser las pérdidas gaseosas, existe incertidumbre en qué forma se perdió el N.
- El balance de N mostró que en cada situación no se identificaron riesgos evidentes de contaminación de N hacia napas subterráneas, lo cual reflejó principalmente que en el tratamiento SCE la dosis y el método de aplicación de purines de cerdos durante el ensayo fueron adecuados.

## BIBLIOGRAFÍA

Almendro, M. B., J. Navarro; M. Jordan; E. García y J. Mataix. 2001. Ensayos de movilidad de compuestos nitrogenados en zona no saturada. (Tema 1, pp. 23–34). *En*: Congreso Investigación, gestión y recuperación de acuíferos contaminados. (Octubre 2001, Alicante, España). Alicante España: Instituto Geológico y Minero de España. 392 p.

ASRPROCER (Asociación Gremial de Productores de Cerdos), Chile. 2008, abr. Alternativas para el manejo de purines. (Doc. Téc.), ASPROCER. Las Condes. Santiago de Chile. 32 p.

ASRPROCER (Asociación Gremial de Productores de Cerdos). 2013. Análisis sectorial 2012. [En línea]. Santiago, Chile. Recuperado en: <[http://www.asprocer.cl/index/plantilla1.asp?id\\_seccion=2&id\\_subsecciones=77](http://www.asprocer.cl/index/plantilla1.asp?id_seccion=2&id_subsecciones=77)>. Consultado el: 7 de mayo 2013.

Balota, E., O. Machineski and P. Truber. 2010. Soil carbon and nitrogen mineralization caused by pig slurry application under different soil tillage systems. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 45(5):515-521.

Benintende, M.; J. De Battista; S. Benintende; M. Saluzzio; C. Muller y M. Sterren. 2008. Estimación del aporte de nitrógeno del suelo para la fertilización racional de cultivos. *Ciencia, Docencia y Tecnología*, 37: 141-174.

Brady, N. C. and R. R. Weil. 2008. Soil air and soil temperature. (cap. 7). *In*: The Nature and Properties of Soils. EE. UU.: Pearson-Prentice Hall. 990 p.

Camargo, J. A. and A. Alonso. 2006. Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment. *Environment International*, 32(1): 831-849.

Casanova, M.; O. Salazar; O. Seguel; W. Luzio. 2013. The Soils of Chile. Dordrecht, Germany: Springer Science+Business Media. 193 p.

Casanova, M.; O. Salazar; F. Nájera y I. Fuentes. 2011. Informe final: Estudio complementario de suelos determinación de presencia de nitrógeno en las aguas subterráneas provenientes de diferentes fuentes, en cuencas pilotos seleccionadas. (inf. téc.), Servicio Agrícola y Ganadero (S.A.G.). Santiago, Chile: S.A.G. 47 p.

Casanova, M y C. Benavides. 2009. Cartografía de las pérdidas potenciales de N-urea por volatilización en suelos de Chile central. *Revista de la Ciencia del Suelo y Nutrición Vegetal*, 9(1): 14-25.

Carneiro J. P.; J. Coutinhob and H. Trindadec. 2011, Oct. Nitrate leaching from a maize×oats double-cropping forage system fertilized with organic residues under Mediterranean conditions. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 160: 29-39.

CIREN (Centro de Información de Recursos Naturales), Chile. 1996. Estudio Agrológico. Descripción de suelos materiales y símbolos. (Doc. Tec. N° 115), CIREN. Santiago, Chile: CIREN. 425 p.

Collao, G. 2008. Contaminación de las aguas subterráneas por nitratos provenientes de la utilización de purines de cerdo en la agricultura. Memoria para optar al título de Ingeniero Civil. Santiago, Chile: Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas, Universidad de Chile. 125 p.

Doran, J. W and Smith, M. S. 1987. Organic matter management and utilization of soil and fertilizer nutrients. (cap. 4, pp 53-72). In: Soil Fertility and Organic Matter as Critical Components of Production Systems. EE. UU., Madison: SSSA and ASA. 166 p.

Flores, M. y U. Figueroa. 2010, Dic. Producción y ensilaje de maíz forrajero de riego. (doc. téc. N°30), Instituto Nacional de Investigaciones Forestales, Agrícolas y Pecuarias (INIFAP). Zacatecas, México: INIFAP. 41 p.

Geohidrología Consultores Ltda. 2008, Mar. Definición de áreas de riesgo en aguas subterráneas por aplicación de N. (inf. téc.), SAG. Santiago, Chile: SAG. 377 p.

Guntiñas, M.; M. Leirós; C. Trasar-Cepeda and Gil-Sotres, F. 2012. Effects of moisture and temperature on net soil nitrogen mineralization: A laboratory study. *European Journal of Soil Biology*, 48:73-80.

Havlin, J.L.; S.L. Tisdale; W.L. Nelson and J.D. Beaton. 2013. Soil Fertility and Fertilizers: An Introduction to Nutrient Management. 8th edition. Upper Saddle River, Estados Unidos: Pearson Prentice Hall. 516 p.

Hirzel, J. y F. Salazar. 2011. Uso de enmiendas orgánicas como fuente de fertilización de cultivos. (cap. 6, pp. 69-98). *En su*: Fertilización de Cultivos en Chile. Santiago, Chile: INIA. 438 p. (Colección libros INIA N° 48.)

Hirzel, J.; I. Matus; F. Novoa and I. Walter. 2007, Feb. Effect of poultry litter on silage maize (*Zea mays* L.) production and nutrient uptake. *Spanish Journal of Agricultural Research*. 5(1):102-109.

INE (Instituto Nacional de Estadísticas). 2012. [En línea]. Santiago, Chile. Recuperado en: <[http://www.ine.cl/canales/menu/publicaciones/calendario\\_de\\_publicaciones/pdf/Pecuaria2012\\_primer\\_Semestre23102012.pdf](http://www.ine.cl/canales/menu/publicaciones/calendario_de_publicaciones/pdf/Pecuaria2012_primer_Semestre23102012.pdf)> Consultado el: 12 de julio de 2013.

INIA (Instituto de Investigaciones Agropecuarias)-SAG (Servicio Agrícola y Ganadero), Chile. 2005. Recomendaciones técnicas para la gestión ambiental en el manejo de purines de la explotación porcina. Santiago, Chile: José Peralta Ed. 204 p. (Colección Libros INIA N° 18).

MARM (Ministerio de Medio Ambiente y Medio Rural y Marino), España. 2009. Práctica de la fertilización racional de los cultivos en España. España: MARM. 264 p.

Nájera, F. 2013. Determinación *in situ* de la mineralización de nitrógeno en suelos con aplicaciones de purines de cerdos en la zona mediterránea central de Chile. Tesis Magíster en Suelos y Aguas. Santiago, Chile: Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. 23p.

Oenema, O.; P. Boers; M. van Eerdt; B. Fraters; H.G. van der Meer; C. Roest *et al.* 1998. Leaching of nitrate from agriculture to groundwater: the effect of policies and measures in the Netherlands. *Environmental Pollution*, 102(1): 471-478.

Ortega, R. y R. Mardonez. 2005. Variabilidad espacial de la mineralización de nitrógeno en un suelo volcánico de la provincia de Ñuble, VIII región, Chile. *Agricultura Técnica*, 65(2): 221-231.

Ortega, R. y M. Molina. 2011. Tecnologías para mejorar la eficiencia del uso del nitrógeno en Chile. *Agronomía y Forestal UC*, 19(1): 20-25.

Peralta, J. y F. Tapia. 2005. Tratamientos naturales de purines: Sistemas de tasa lenta aplicados a la producción porcina. *Tierra Adentro*, 60(1):31-34.

Pino, L. E. 2003. Análisis de la experiencia mundial en la aplicación de purines de cerdo, como riego. Seminario de título, Químico Ambiental. Santiago: Facultad de Ciencias Químicas y Farmacéuticas, Universidad de Chile. 135 p.

Raison, R.; M. Connel and P. Khanna. 1987. Methodology for studying fluxes of soil mineral N *in situ*. *Soil Biology & Biochemistry*, 19(1): 521-530.

Rodríguez, J. 1993. La fertilización de los cultivos un método racional. Santiago, Chile: Facultad de Agronomía Pontificia universidad Católica de Chile. 291 p.

Robertson, G. and P. Vitousek. 2009. Nitrogen in agriculture: Balancing the cost of an essential resource. *Annual review of environment and resources*, 34(1):97-125.

Sadzawka, A.; M. Carrasco; R. Grez; M. Mora; H. Flores y A. Neaman. 2006. Métodos de Análisis recomendados para los Suelos de Chile. Santiago, Chile: Instituto de Investigaciones Agropecuarias. 164 p. (Serie actas INIA N° 34).

Sadzawka, A.; M. Carrasco; R. Demanet; H. Flores; R. Grez; M. Mora. y A. Neaman. 2007. Métodos de Análisis de Tejidos Vegetales. 2ª Ed. Santiago, Chile: Instituto de Investigaciones Agropecuarias. 139 p. (Serie Actas INIA N° 40).

Salazar, O.; M. Casanova and T. Kätterer. 2011. The impact of agroforestry combined with water harvesting on soil carbon and nitrogen stocks in central Chile evaluated using the ICBM/N model. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 140 (1) 123-136.

Salazar, O. y F. Nájera. 2011. Contaminación de aguas por el uso de fertilizantes nitrogenados y enmiendas orgánicas. (pp.147-152) *En*: Simposio Nacional de la Ciencia del Suelo: Conservación de suelos y aguas, un compromiso de Chile. (11,12 de Julio, 2011, Santiago, Chile). Boletín N° 24. Santiago, Chile: SCHCS. 174 p.

Santibáñez, F. y J. Uribe. 1990. Atlas Agroclimático de Chile: regiones V y metropolitana. Santiago de Chile: Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad de Chile. Esc. 1: 1.500.000. 65p., [1] Lám. Blanco y negro.

Sierra, C. y J. Rodríguez. 1986. Efecto del manejo del suelo en el suministro de N. *Ciencia e Investigación Agraria*. 13(3):229-238.

Silva, D.; C. Andrade; A. Resende; C. Hickmann; T. Amaral; M. Alves. 2012. Nitrogen dynamics in soils cultivated with maize and fertilized with pig slurry. *Revista Ambiente & Água*, 7(1): 9-23.

Sistema de la Red Agroclima FDF-INIA-DMC. [En línea]. Santiago, Chile. Recuperado en: <<http://www.agroclima.cl/>>. Consultado el: 18 marzo 2013.

Soto, P.; E. Jahn y S. Arredondo 2002. Planting density and nitrogen fertilization of hybrid corn for silage in the irrigated central valley. *Agricultura Técnica*, 62(2): 255-265.

Tapia, F.; J. Peralta y J. Bolívar. 2011. Ballica y maíz: Eficiencia de la remoción de nitrógeno de los purines de cerdo. *Revista Tierra Adentro*, 94(1):8-10.

Van es, H.; J. M. Sogbedji and R. R. Schindelbeck. 2006. Effect of manure application timing, crop, and soil type on nitrate leaching. *Journal of Environmental Quality*, 35(1):670-679.

Ward, M.; T. Dekok; P. Levallois; J. Brender; G. Gulis; B. T. Nolan and J. Vanderslice. 2005. Drinking-water nitrate and health recent findings and research needs. *Environmental Health Perspectives*, 113(11):1607-1614.

Wienhold, B. J. 2007. Comparison of laboratory methods and an *in situ* method for estimating nitrogen mineralization in an irrigated silt-loam soil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*, 38: 1721 - 1732.

Yagüe M. and D. Quílez. 2010. Response of maize yield, nitrate leaching, and soil nitrogen to pig slurry combined with mineral nitrogen. *Journal of Environmental Quality*, 39(1): 686–696.

Zotarelli, L.; J. Scholberg; M. Dukes and R. Carpena. 2007. Monitoring of nitrate leaching in sandy soils: Comparison of three methods. *Journal of Environmental Quality*, 36(1):953-962.

## ANEXO

**Anexo 1.** Propiedades del suelo del sitio control sin aplicación de purines (SSE), y sitio con aplicación de purines (SCE).<sup>a</sup>

| Tratamiento <sup>b</sup> | Propiedades del suelo <sup>c</sup> |    |       |      |       |                       |     |                    |                             |       |                |
|--------------------------|------------------------------------|----|-------|------|-------|-----------------------|-----|--------------------|-----------------------------|-------|----------------|
|                          | Prof<br>cm                         | T  | A     | a    | L     | Da                    | pH  | CE                 | CIC                         | MOS   | N <sub>T</sub> |
|                          |                                    | -  | ----- | (%)  | ----- | Mg<br>m <sup>-3</sup> | -   | dS m <sup>-1</sup> | cmol(+)<br>kg <sup>-1</sup> | ----- | %              |
|                          |                                    |    |       |      |       |                       |     |                    |                             |       | -----          |
| SSE                      | 25                                 | Fa | 8,6   | 69,2 | 22,2  | 1,44                  | 6,7 | 0,21               | 15,16                       | 2,02  | 0,09           |
|                          | 50                                 | Fa | 9,2   | 65,4 | 25,4  | 1,39                  | 6,8 | 0,24               | 14,78                       | 1,77  | 0,06           |
|                          | 100                                | Fa | 11,1  | 55,1 | 33,8  | 1,34                  | 7,1 | 0,42               | 16,44                       | 1,44  | 0,04           |
| SCE                      | 25                                 | Fa | 12,3  | 57,6 | 30,1  | 1,41                  | 6,1 | 0,26               | 17,08                       | 3,74  | 0,19           |
|                          | 50                                 | aF | 3,5   | 83,7 | 12,8  | 1,63                  | 6,4 | 0,47               | 18,28                       | 1,69  | 0,06           |
|                          | 100                                | Fa | 9,0   | 68,6 | 22,4  | 1,39                  | 6,8 | 0,55               | 17,74                       | 1,28  | 0,04           |

<sup>a</sup> Adaptado de Casanova *et al.*, 2011. Informe final: Estudio complementario de suelos determinación de presencia de nitrógeno en las aguas subterráneas provenientes de diferentes fuentes, en cuencas pilotos seleccionadas.

<sup>b</sup> SSE suelo sin enmienda; SCE suelo con enmienda, ver descripción de los tratamientos en el Cuadro 2.

<sup>c</sup> T: clase textural; A: arcilla; a: arena; L: limo; Da: densidad aparente (cilindro); pH: medido en agua; CE: conductividad eléctrica; CIC: capacidad de intercambio catiónica; MOS: materia orgánica; N<sub>T</sub>: N total.

## APÉNDICE

**APÉNDICE 1.** Cálculo de entrada de nitrógeno mediante purines porcinos al cultivo de maíz.

**Cuadro 1.1.** Entradas de N al cultivo de maíz para silo.

| Flujo de entrada de purines | Entrada 8 días al mes | N total en purín <sup>1</sup> | Superficie maíz | Entrada N maíz         | Entrada N temporada      |
|-----------------------------|-----------------------|-------------------------------|-----------------|------------------------|--------------------------|
| L seg <sup>-1</sup>         | L                     | ppm                           | ha              | kg N mes <sup>-1</sup> | kg N ciclo <sup>-1</sup> |
| 7                           | 4.838.400,0           | 1281,5                        | 69,0            | 89,9                   | 359,4                    |

<sup>1</sup>INIA, 2005