

UNIVERSIDAD DE CHILE FACULTAD DE CIENCIAS FORESTALES Y DE LA CONSERVACIÓN DE LA NATURALEZA MAGÍSTER EN GESTIÓN Y PLANIFICACIÓN AMBIENTAL PROGRAMA INTERFACULTADES

# EVALUACIÓN DEL MODELO DAISY PARA PREDECIR PÉRDIDAS POR LIXIVIACIÓN DE NITRÓGENO EN SUELOS DE TEXTURA GRUESA EN LA ZONA CENTRAL DE CHILE

## Tesis para optar al grado de Magíster en Gestión y Planificación Ambiental

WILSON DAVID TAPIA LÓPEZ

Profesor Guía: Ing. Agr. MS. Ph.D Osvaldo Salazar Guerrero Profesores Consejeros: Ing. Agr. MS. Manuel Casanova Pinto Ing. For. MS. Ph.D Juan Pablo Fuentes Espoz

Santiago, Chile 2014

Proyecto de grado presentado como parte de los requisitos para optar al grado de Magíster en Gestión y Planificación Ambiental.

Profesor Guía	Nombre:	Ing. Agr. MS. Ph.D Osvaldo Salazar Guerrero
	Nota:	
	Firma:	
Profesor Consejero	Nombre:	Ing. Agr. MS. Manuel Casanova Pinto
	Nota:	
	Firma:	
Profesor Consejero	Nombre:	Ing. For. MS. Ph.D Juan Pablo Fuentes Espoz
	Nota:	
	Firma:	

### Dedicatoria

A mis padres por sus enseñanzas y apoyo incondicional.

A mi familia Tapia López que son el motor para seguir luchando para continuar cumpliendo mis sueños y proyectos.

A mis amigos, en especial a los que conocí durante mi paso por Chile, que sin duda fueron como una familia donde los momentos compartidos hicieron que el estar lejos sea una de las mejores experiencias de vida.

#### Agradecimientos

A mis padres y familia que son una motivación para seguir adelante y luchar por cumplir mis objetivos.

A la Secretaría de Educación Superior, Ciencia, Tecnología e Innovación SENESCYT por la beca y financiamiento que me permitió realizar mis estudios en Chile, una experiencia única realmente.

A la Profesora Adriana Carrasco que me orientó para conseguir el proyecto de tesis.

Al Profesor Osvaldo Salazar, por permitirme formar parte de su proyecto y equipo de trabajo por sus enseñanzas, orientación y ayuda en el desarrollo de la tesis.

A los Profesores Manuel Casanova y Juan Pablo Fuentes, por su aporte valioso en la cristalización de esta investigación.

A Oscar Vío por su ayuda en el uso y funcionamiento del modelo Daisy.

A Francisco Nájera, Patricio Guerrero, Jan Gallyas, Nataly Apablaza, Benjamín Castillo y Francisco Vargas por los datos proporcionados de sus trabajos para el desarrollo de las simulaciones.

Al equipo de trabajo del Laboratorio de Química de Suelos y Aguas, a la Profesora Yasna Tapia, Marisol Aravena, Consuelo Aguilera y a todas las personas que forman parte del mismo sin duda una familia y un gran grupo humano.

ii

## Cuadro de Contenido

Dedicatoria	i
Agradecimientos	ii
Índice de Figuras	v
Índice de Cuadros	vii
Resumen	ix
Abstract	х
1. INTRODUCCIÓN	1
2. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA	5
2.1. Perspectiva mundial en la producción y consumo de fertilizantes	5
2.2. El nitrógeno, su dinámica y problemática asociada a su uso	
agrícola.	6
2.3. Mejores prácticas de manejo para mejorar la utilización del	
nitrógeno agrícola	10
2.4. Modelos ambientales	12
2.5. Modelo de simulación DAISY	13
3. MATERIALES Y MÉTODOS	15
3.1. Materiales	15
3.2. Lugar de estudio	15
3.3. Caracterización de los suelos	15
3.4. Caracterización del clima	16
3.5. Sitios de estudio	16
3.6. Definición de variables para la simulación	17
3.7. Métodos	22
3.7.1. Calibración inicial de la simulación	22
3.7.2. Balance de N y estimación de pérdidas por lixiviación	23
3.7.3. Aplicación de la Metodología de Estimación de Incertidumbre	
Generalizada (GLUE)	23
3.7.3.1. Análisis de incertidumbre y sensibilidad	24
3.7.4. Determinación y digitalización de las zonas de riesgo de	
lixiviación de N en la Comuna de Pichidegua	26
4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN	31
4.1. Calibración inicial del sitio SL	31
4.2. Calibración inicial del sitio PCE	36
4.3. Calibración inicial del sitio SSE	41
4.4. Calibración inicial del sitio SCE	46
4.5. Discusión general de la calibración del modelo	51

4.6. Balance de N y estimación de pérdidas por lixiviación	52
4.7. Aplicación de la metodología GLUE	57
4.7.1. Análisis de incertidumbre y sensibilidad	57
4.8. Determinación y digitalización de zonas de riesgo de lixiviación	
de N en la Comuna de Pichidegua	62
5. CONCLUSIONES	73
6. BIBLIOGRAFÍA	75
7. ANEXOS	83
7.1. Modelo de simulación DAISY	83
7.1.1. Descripción del modelo	85
7.1.2. Diseño del software DAISY	99

# Índice de Figuras

Figura 1. Esquema de un sistema de buffer de un bosque ripario	12
Figura 2. Comparación de valores de contenido de agua, carbono	
orgánico, amonio y nitrato observados (Obs.) y simulados	
(Sim.) en los intervalos de profundidad: a) 25 cm, b) 50 cm y	
c) 100 cm en el sitio SL.	35
Figura 3. Comparación de valores de contenido de agua, carbono	
orgánico, amonio y nitrato observados (Obs.) y simulados	
(Sim.) en los intervalos de profundidad: a) 25 cm, b) 50 cm y	
c) 100 cm en el sitio PCE.	40
Figura 4. Comparación de valores de contenido de agua, carbono	
orgánico, amonio y nitrato observados (Obs.) y simulados	
(Sim.) en los intervalos de profundidad: a) 25 cm, b) 50 cm y	
c) 100 cm en el sitio SSE.	45
Figura 5. Comparación de valores de contenido de agua, carbono	
orgánico, amonio y nitrato observados (Obs.) y simulados	
(Sim.) en los intervalos de profundidad: a) 25 cm, b) 50 cm y	
c) 100 cm en el sitio SCE.	50
Figura 6. Tendencia de los datos observados de contenido de nitrato	
$(N-NO_3)$ en relación a los percentiles al 5 y 95% en el	
análisis de incertidumbre.	59
Figura 7. Scatter plot de veinte variables utilizadas en el análisis de	
sensibilidad	61
Figura 8. Mapa de riesgo de lixiviación de N desde el suelo, para las	
fases de Series de suelo seleccionadas en el escenario 1°.	65
Figura 9. Mapa de riesgo de lixiviación de N desde el suelo, para las	
fases de Series de suelo seleccionadas en el escenario 2°.	66
Figura 10. Mapa de riesgo de lixiviación de N desde el suelo, para las	
fases de Series de suelo seleccionadas en el escenario 3°.	68
Figura 11. Esquema del modelo DAISY	84
Figura 12. Esquema del componente hidrológico del modelo DAISY	86
Figura 13. Esquema del ciclo del C componente incluido en el modelo	
DAISY	90
Figura 14. Esquema de la dinámica de la materia orgánica (MO)	-
incluida en el modelo DAISY	93
Figura 15. Representación esquemática del ciclo del N en el suelo	97
Figura 16. Esquema del modelo de simulación DAISY	99

# Índice de Cuadros

Cuadro 1. Producción y consumo mundial de fertilizantes (Mg) e	
índice de producción (%) de alimentos entre el año 1961 y	
2002	5
Cuadro 2. Resultados de estudios de lixiviación de N con el modelo	
DAISY	14
Cuadro 3. Sitios evaluados en Pichidegua y San Pedro.	16
Cuadro 4. Frecuencia, cantidad y forma de aplicación de enmiendas o	
fertilizantes y riego empleado en los distintos sitios.	19
Cuadro 5. Variables observadas (Obs.) y seleccionadas en la	
recolección de información para simulación con el modelo	
DAISY	21
Cuadro 6. Índice de desempeño de la eficiencia de modelamiento (E)	
para las comparaciones	22
Cuadro 7. Rangos establecidos para las variables utilizadas en el	
análisis de incertidumbre y sensibilidad	24
Cuadro 8. Categorías de riesgo de lixiviación de N.	27
Cuadro 9. Características de las fases de las Series de suelo	
seleccionadas en el estudio	27
Cuadro 10. Escenarios de simulación de las fases de Series de suelo	
seleccionadas en Pichidegua.	29
Cuadro 11. Contenidos de agua, carbono orgánico (CO), amonio (N-	
NH <sub>4</sub> ) y nitrato (N-NO <sub>3</sub> ) observados (Obs.) y simulados (Sim.)	
promedio y eficiencia de modelamiento ( <i>E</i> ) en distintos	
intervalos de profundidad en el sitio SL.	32
Cuadro 12. Contenidos de agua, carbono orgánico (CO), amonio (N-	
$NH_4$ ) y nitrato (N-NO <sub>3</sub> ) observados (Obs.) y simulados (Sim.)	
promedio y eficiencia de modelamiento (E) en distintos	
intervalos de profundidad en el sitio PCE.	37
Cuadro 13. Contenidos de agua, carbono orgánico (CO), amonio (N-	
$NH_4$ ) y nitrato (N-NO <sub>3</sub> ) observados (Obs.) y simulados (Sim.)	
promedio y eficiencia de modelamiento ( <i>E</i> ) en distintos	
intervalos de profundidad en el sitio SSE.	42
Cuadro 14. Contenidos de agua, carbono organico (CO), amonio (N-	
$NH_4$ ) y nitrato (N-NO <sub>3</sub> ) observados (Obs.) y simulados (Sim.)	
promedio y eficiencia de modelamiento ( <i>E</i> ) en distintos	4-
intervalos de profundidad en el sitio SCE.	47

Cuadro 15. Balance de N simulado por el modelo DAISY en cada sitio.	52
Cuadro 16. Propiedades físicas e hidráulicas del pedón característico	
de las fases de diez Series de suelo seleccionadas en cuatro	
intervalos de profundidad	62
Cuadro 17. Niveles de lixiviación simulados de las fases de diez	
Series de suelo bajo los escenarios propuestos.	64

#### Resumen

Los objetivos de este estudio fueron evaluar la aplicabilidad del modelo DAISY para predecir pérdidas de nitrógeno (N) por lixiviación en cuatro suelos de textura gruesa de la zona central de Chile mediante la Metodología de Estimación de Incertidumbre Generalizada (GLUE) e identificar zonas de riesgo de contaminación difusa para las fases de diez Series de suelo en la Comuna de Pichidegua. Los sitios de estudio fueron identificados como San Luis (SL), Pichidegua con enmienda (PCE), San Pedro sin enmienda (SSE) y San Pedro con enmienda (SCE). Para la calibración del modelo se utilizaron datos de mediciones de contenido de agua, carbono orgánico (CO), amonio (N-NH<sub>4</sub>) y nitrato (N-NO<sub>3</sub>) a tres profundidades (25, 50 y 100 cm) durante Octubre 2011-Septiembre 2013 en SL y entre Mayo 2011- Enero 2012 en PCE, SSE y SCE. La calibración inicial se realizó en los cuatro sitios comparando valores observados (Obs.) de contenido de agua, CO, N-NH<sub>4</sub> y N-NO<sub>3</sub> a las tres profundidades y los valores simulados (Sim.) utilizando el índice de eficiencia Nash-Sutcliffe (E) como herramienta estadística. Se determinó también los niveles de riesgo de lixiviación bajo tres escenarios de aplicación de N (1°: 0 kg N ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>; 2°: fertilizantes químicos 442 kg N ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>; y 3°: purín de cerdo 360 kg N ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>), para las fases de Series seleccionadas. El riesgo de lixiviación (kg N ha<sup>-1</sup>) se agrupó en tres categorías: bajo (<10), medio (10-50) y alto (>50). La aplicabilidad mayor del modelo DAISY se determinó en las simulaciones del contenido de agua en el suelo (E>0,53). Aunque en las simulaciones de CO el modelo pudo representar la tendencia general, no representó en forma correcta la variabilidad temporal de los datos Obs. Solo en el sitio SCE el modelo pudo representar correctamente la dinámica del N en el suelo, en particular de los niveles de N-NO<sub>3</sub> (E=0,81). Sin embargo, el modelo DAISY tuvo una aplicabilidad baja en la simulación del contenido de N disponible a mayor profundidad de suelo. Las pérdidas de lixiviación de N (kg N ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>) fueron de 0,4 en SL, 84 en PCE, 0 en SSE y 7 en SCE. El análisis de incertidumbre y sensibilidad se aplicó a la simulación de N-NO<sub>3</sub> (0-25 cm) en SCE, donde la mayor incertidumbre se asoció a factores de manejo de suelo y procesos en el ciclo del N, mientras que la mayor sensibilidad fue debido a variaciones en la variable de dispersividad. En cuanto a las categorías riesgo de lixiviación de las fases de Series de suelo, en el escenario 1° el 100% fue bajo, en el 2° el 50% fue bajo, el 30% medio y un 20% alto, y en el 3° el 40% fue alto, el 30% fue medio y un 30% bajo.

Palabras clave: Análisis de sensibilidad, contaminación difusa, análisis de incertidumbre, GLUE.

### Abstract

The objectives of this study were to evaluate the applicability of the DAISY model for predicting N leaching in four coarse textured-soils in the central zone of Chile using the Generalised Likelihood Uncertainty Estimation (GLUE) procedure and to identify nonpoint risk areas in phases of ten soil Series in the Pichidegua Commune. The sites were identified as San Luis (SL), Pichidegua with slurry (PCE), San Pedro without slurry (SSE) and San Pedro with slurry (SCE). For model calibration there was used a data base that included measurements of soil water, organic carbon (CO), ammonium (N-NH<sub>4</sub>) and nitrate (N-NO<sub>3</sub>) contents at three soil depths (25, 50 y 100 cm) between October 2011- September 2011 in SL and between May 2011- January 2012 in PCE, SSE and SCE sites. The initial calibration was made in the four sites comparing observed (Obs.) and simulated (Sim.) values of soil water, CO, NH<sub>4</sub>-N and NO<sub>3</sub>-N contents at three soil depths using the modelling efficiency Nash-Sutcliffe (E) as statistical measure. There were determined the risk level of N leaching considering three scenarios of N supply (1°: 0 kg N ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>; 2°: chemical fertilizers 442 kg N ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>; and 3°: pig slurry 360 kg N ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>), in the selected phases of ten soil Series. The N leaching risk (kg N ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup>) was classified as: low (<10), medium (10-50) and high (>50). The model showed the highest applicability in soil water simulations (E>0,53). Although the CO simulations followed the general tendency, the model did not correctly represent the temporal variability of Obs. Only in the site SCE, the model could correctly simulate the N dynamics on soils, particularly in the NO<sub>3</sub>-N levels (E=0,81). However, the Daisy showed a low applicability for simulating available N in deeper horizons. The uncertainty and sensitivity analysis was applied to NO<sub>3</sub>-N simulation (0-25 cm) particularly at SCE site, where the greater uncertainty related to soil management and processes in N cycle whereas the greater sensitivity was associated to variations in the dispersivity. The N leaching risk for scenario 1° showed that 100% of soil phases there were in the low risk level; for scenario 2° there were 50%, 30% and 20% in the low, medium and high risk level, respectively; and for scenario 3° there were 40%, 30% and 30% in the low, medium and high risk level, respectively.

Key words: Sensitivity analysis, non-point pollution, uncertainty analysis, GLUE

#### 1. INTRODUCCIÓN

En las últimas décadas se ha registrado un incremento sostenido en el consumo de fertilizantes y enmiendas orgánicas a nivel mundial, como resultado de una agricultura intensiva, donde se estima un incremento en la demanda de fertilizantes de alrededor del 37% para el año 2030 (Galloway et al., 2004; Stark y Richards, 2008). Es importante tener presente que el crecimiento y desarrollo de las plantas depende de la cantidad de nitrógeno (N) que se suministre; donde se ha demostrado en numerosos estudios que existe una correlación positiva entre la fertilización nitrogenada y el aumento de los rendimientos en los cultivos (Havlin et al., 2005; Schlesinger, 2008). Esto hace del N el elemento nutricional más limitante en la producción agrícola mundial y por lo tanto el que se aplica en las dosis mayores (Stark y Richards, 2008). Sin embargo, el uso excesivo de fertilizantes nitrogenados y enmiendas orgánicas (purines, guanos), puede provocar una acumulación de N en el suelo y pérdidas que generan efectos negativos en el ambiente (Carpenter et al., 1998; Le Lin et al., 2001; Havlin et al., 2005; Rojas y González, 2005; Velthof et al., 2014). Uno de dichos efectos corresponde a la eutrofización de aguas, que se define como un enriquecimiento de N y fósforo (P) de los cuerpos de agua, como ríos, lagos y océanos (Anderson et al., 2002). Por otra parte, la concentración alta de nitrato (NO<sub>3</sub>) en aguas para consumo humano representa un riesgo para la salud humana. debido а que provoca alteraciones como la

metahemoglobinemia que puede llegar a provocar la muerte de niños en lactancia (Vitousek *et al.*, 1997; Galloway *et al.*, 2008).

El NO<sub>3</sub><sup>-</sup> es móvil en el suelo debido a su solubilidad alta (Silva *et al.*, 2000) y su carga negativa, que evitan su retención (adsorción) por la fracción coloidal del suelo, favoreciendo su transporte en forma vertical hacia estratas profundas en un proceso conocido como lixiviación. Particularmente, en suelos de textura gruesa con capacidad baja de retención de agua y percolación rápida se favorece el proceso de lixiviación, situación que incrementa aún más el riesgo de contaminación difusa en este tipo de suelos (Havlin *et al.*, 2005).

En la búsqueda de prácticas de manejo que reduzcan los efectos negativos de las pérdidas de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> hacia los ecosistemas acuáticos, es necesario establecer un mejor entendimiento de los procesos que regulan la dinámica del N en los suelos. Sin embargo, los mecanismos que determinan las pérdidas de N son complejos y dependen de muchos factores tales como el uso de la tierra, prácticas de manejo, tipo de suelo y clima. En este sentido, el desarrollo de modelos computacionales ha proporcionado las herramientas para describir los mecanismos de retención y liberación de N en los suelos (Quinn, 2004). Dichos modelos se basan en los procesos físicos, químicos y biológicos que afectan el ciclo del N y su relación con el movimiento de agua, los que son integrados para ayudar a conectar las complejas interacciones que ocurren entre éstos (Salazar, 2009). Por tanto, los modelos están siendo utilizados como una herramienta en la toma de decisiones para el establecimiento de buenas prácticas de manejo y

por tanto cumplir con las normas de protección de cuerpos de agua, principalmente en zonas identificadas como vulnerables y de potencial alto de contaminación difusa por  $NO_3^-$  (Salazar *et al.*, 2009).

Uno de los modelos más utilizados en Europa para simular la dinámica del agua, N y carbono (C) en los suelos es DAISY (Hansen et al., 1990; Abrahamsen y Hansen, 2000), que fue desarrollado por la Universidad de Éste Copenhague, Dinamarca. es modelo determinístico de un agroecosistemas que simula el crecimiento de cultivos, los balances de agua y energía, el ciclo de C y la dinámica del  $NO_3^{-1}$  y amonio ( $NH_4^{+1}$ ) en suelos de áreas agrícolas basado en información de manejo y datos climáticos. El modelo ha sido satisfactoriamente evaluado en numerosos estudios en suelos agrícolas en Dinamarca (e.g. Hansen et al., 1991; Jensen et al., 1994; Djurhuus et al., 1999; Bruun et al., 2003), Alemania (Svendsen et al., 1995), República Checa (Jensen et al., 1997) v China (Kröbel et al., 2010). Sin embargo, el modelo nunca ha sido evaluado en zonas con clima Mediterráneo, como el existente en Chile central.

Como objetivo general se considera el evaluar la aplicabilidad del modelo computacional DAISY para predecir las pérdidas de N por lixiviación en cuatro suelos de textura gruesa y su uso como herramienta de ordenamiento territorial para la definición de zonas de riesgo de contaminación difusa; como objetivos específicos se plantea: (1) establecer la aplicabilidad del modelo DAISY para cuatro suelos en estudio mediante los análisis de incertidumbre y sensibilidad

utilizando datos, sus rangos y combinaciones de variables establecidos en la Metodología de Estimación de Incertidumbre Generalizada (GLUE); y (2) identificar zonas de riesgo de contaminación difusa de N en base a los resultados obtenidos de lixiviación por el modelo para las fases de diez Series de suelo de la Comuna de Pichidegua.

## 2. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

# 2.1. Perspectiva mundial en la producción y consumo de fertilizantes

La producción y consumo de fertilizantes se ha incrementado considerablemente en los últimos 60 años (Cuadro 1) como resultado del aumento gradual en la población humana mundial y el consecuente incremento en la producción de cultivos, la cual tiene una perspectiva de un 37% para el año 2030 (Stark y Richards, 2008).

Cuadro 1. Producción y consumo mundia	I de fertilizantes (Mg) e índice de
producción (%) de alimentos entre el año	o 1961 y 2002 (Stark y Richards,
2008)	

Variable			Año		
	1961	1970	1980	1990	2002
Producción de fertilizantes (Mg)	33.511	72.935	124.752	148.286	147.932
Consumo de fertilizantes (Mg)	31.182	69.308	116.720	137.829	141.571
Índice de producción de alimento (%)	36,3	49,8	62,3	79,7	103,5

Vitousek *et al.* (1997) señalan que para el año 2020 la producción global de fertilizantes nitrogenados se incrementará a 134 Tg N año<sup>-1</sup>. Estas cifras demuestran que la proyección en el incremento de la producción y uso de fertilizantes indudablemente se asociaría a riesgos mayores de contaminación ambiental por N.

# 2.2. El nitrógeno, su dinámica y problemática asociada a su uso agrícola.

El N compone del 1 al 5% de la materia seca de las plantas, siendo parte vital de las células y el principal componente de aminoácidos, ácidos nucleicos, enzimas, clorofila, ADP, ATP y proteínas (Stark y Richards, 2008).

Aunque constituye cerca del 78% de la atmósfera terrestre, es a menudo el factor limitante principal para el crecimiento de las plantas debido a que el N gaseoso no puede ser directamente aprovechado por la mayoría de organismos y porque es el nutriente requerido en cantidades mayores dada su relación directa con el incremento de rendimientos de los cultivos (Perdomo y Barbazán, 1998; Schlesinger, 2008; Stark y Richards, 2008).

En particular, los efectos del N representan un problema serio a largo plazo y sus impactos a través de la lixiviación son particularmente severos cuando se aplican dosis excesivas en la temporada de riego como lo que se produce en la Región de O'Higgins (Rojas y González, 2005; Stark y Richards, 2008; Salazar *et al.*, 2013), a tasas bajas de recuperación de N como las que se ha encontrado en países en vías de desarrollo; valores de apenas un 30% o menor de fertilizante y enmienda aplicados (Le Lin *et al.*, 2001; Stark y Richards, 2008) y mineralización del N orgánico en periodos de barbecho o épocas de demanda de N baja que coincide con los periodos de precipitación alta en otoño- invierno (Carpenter *et al.*, 1998; Havlin *et al.*, 2005; Salazar *et al.*, 2013).

El transporte de  $NO_3^-$  hacia cuerpos de agua se ve favorecido debido a que es un anión muy soluble en agua lo que le confiere mayor movilidad y por su carga

negativa, evita que sea retenido por las superficies de las arcillas y coloides del suelo (Vitousek *et al.*, 1997; Le Lin *et al.*, 2001). Jensen *et al.* (1994) en una simulación de la dinámica del N en zonas de cultivo de Dinamarca con el uso del modelo DAISY, reportó que el valor promedio anual de lixiviación de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en suelos de textura gruesa fue el doble con respecto a los suelos de textura fina; proceso favorecido también por la precipitación de la zona en estudio (promedio anual aproximado de 700 mm año<sup>-1</sup>). El tiempo requerido para que el NO<sub>3</sub><sup>-</sup> alcance el agua subterránea es muy corto, por ejemplo Robertson y Vitousek (2009) señalan periodos de 6 a 9 meses en un suelo de textura gruesa; mientras que el tiempo necesario para el transporte de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> puede ser de dos a tres veces mayor en suelos de textura fina. También el NH<sub>4</sub><sup>+</sup> se puede lixiviar si los suelos no tienen una capacidad de intercambio catiónico (CIC) suficiente para retenerlo (adsorción) y prevenir así su pérdida, como es el caso de los suelos de textura arenosa en climas muy lluviosos (Havlin *et al.*, 2005).

La utilización inapropiada del N está generando una serie de alteraciones en el ambiente que incluyen la acumulación de nutrientes en la biósfera, degradación del suelo y contaminación difusa de cuerpos de agua (Havlin *et al.*, 2005). Rojas y González (2005) reportaron que en cultivos como maíz, lechuga y tomate de la Región de O'Higgins, se han encontrado concentraciones de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> altas (mayor a 50 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup> kg<sup>-1</sup>) en los suelos al final de las temporadas. Además estos autores encontraron niveles de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> de 6,9 mg L<sup>-1</sup> en aguas subsuperficiales, y de 26,9 mg L<sup>-1</sup> en aguas

subterráneas. En otro estudio en esta misma región, Corradini (2013) encontró en canales de riego concentraciones máximas de 111,4 mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup> L<sup>-1</sup>. Por otra parte, concentraciones altas de NH4<sup>+</sup>, nitrito (NO2<sup>-</sup>) y NO3<sup>-</sup> contribuyen al enriquecimiento de nutrientes de los cuerpos de agua proceso conocido como eutrofización. Estas formas nitrogenadas pueden estimular o mejorar el desarrollo, mantenimiento y proliferación de productores primarios de agua (fitoplancton, algas bentónicas, macrófitas) lo que provoca impactos negativos sobre la calidad de agua. El crecimiento de estos organismos puede producir el agotamiento del oxígeno (O<sub>2</sub>) disuelto y la reducción de la penetración de luz afectando negativamente la biodiversidad de estos ecosistemas (Silva et al., 2000; Anderson et al., 2002; Camargo y Alonso, 2006; Robertson y Vitousek, 2009). La concentración de O<sub>2</sub> disuelto menor en el agua se traduce en condiciones de anoxia (concentración nula de O<sub>2</sub>) o hipoxia (concentración baja de O<sub>2</sub>) lo que provocaría la muerte de plantas acuáticas, peces u otros organismos consumidores de O<sub>2</sub> (Vitousek et al., 1997; Camargo y Alonso, 2006). La reducción de O<sub>2</sub> disuelto también puede promover la formación de compuestos reducidos tales como el sulfuro de hidrógeno (H<sub>2</sub>S) que puede acidificar los cuerpos de agua provocando efectos adversos en la fauna acuática. La población excesiva de algas provoca además la reducción de la estética y uso recreacional del agua (Anderson et al., 2002).

Se ha reportado que el NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en aguas para consumo humano representa una seria preocupación para la salud pública, donde una concentración mayor a 45

mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup> L<sup>-1</sup> puede resultar peligrosa para humanos y animales (Ward *et al.*, 2005). Sobre este umbral los microorganismos en el estómago pueden convertir el NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en NO<sub>2</sub><sup>-</sup>, que absorbido en la sangre puede convertir la hemoglobina en metahemoglobina alterando el transporte de O<sub>2</sub>. La metahemoglobina en concentraciones elevadas puede producir la muerte en infantes y una serie de alteraciones como el cáncer del tracto digestivo o el desarrollo de mutagenicidad, teratogenicidad y malformaciones congénitas, contribuir a los riesgos de cáncer de vejiga y ovario o ser la causa de abortos espontáneos y de infecciones en el tracto respiratorio (Vitousek *et al.*, 1997; Ward *et al.*, 2005; Camargo y Alonso, 2006). Niveles menores a 10 mg N-NO<sub>3</sub> L<sup>-1</sup> y 1 mg N-NO<sub>2</sub> L<sup>-1</sup> para agua de bebida han sido recomendados para prevenir la metahemoglobinemia en humanos (Camargo y Alonso, 2006).

# 2.3. Mejores prácticas de manejo para mejorar la utilización del nitrógeno agrícola

El incremento en el consumo global de fertilizantes y enmiendas orgánicas y la baja eficiencia en el uso de N (EUN) indican que solo la reducción en el uso de fertilizantes y enmiendas orgánicas no bastaría para mitigar los problemas ambientales asociados a las pérdidas de N (Stark y Richards, 2008).

Por tanto, a nivel de agroecosistema la EUN está estrechamente vinculada con la naturaleza de estrategias y mejores prácticas de manejo (BMP) que han sido propuestas y examinadas a partir del entendimiento de los principios que involucran la disponibilidad de N y su transporte a cuerpos de agua para evitar los impactos negativos del N en el ambiente. Desde la importancia en el manejo adecuado del N, el incremento de la EUN y evidencias científicas de los impactos negativos asociados a los excesos de N, se han propuesto prácticas como reducir el uso de fertilizantes y enmiendas orgánicas, aplicar la cantidad óptima de nutrientes y encontrar los requerimientos óptimos del cultivo de acuerdo a su estado fenológico (Havlin *et al.*, 2005; Stark y Richards, 2008; Duan *et al.*, 2014).

Adicionalmente, otro tipo de estrategias incluyen mejorar la aplicación de fertilizantes a través de su disolución en el agua de riego (Vitousek *et al.*, 1997). En dichos programas de aplicación se emplean sistemas de riego tecnificado que por tratarse de sistemas presurizados se emplean volúmenes de agua exactos a la etapa de desarrollo del cultivo, aplicando el agua y el N disuelto cercano a la zona de raíces de la planta, lo que incrementa de manera

considerable la EUN y reduce el riesgo de pérdidas de N por lixiviación (Robertson y Vitousek, 2009).

Existen otro tipo de estrategias para mejorar la EUN que están orientadas hacia optimizar el consumo de nutrientes a través de las raíces mediante la selección de variedades y cultivares, fitomejoramiento, la utilización de micorrizas arbusculares y rotación de cultivos (Stark y Richards, 2008). Se cita que la cantidad de fertilizante residual (no recuperado por el cultivo) puede ser sustancialmente reducida con leguminosas (10 a 30% de reducción) y cultivos de cobertura (20 a 80% de reducción) en un programa de rotación de cultivos (Havlin *et al.*, 2005).

La aplicación de compuestos que retardan la nitrificación también han sido usados para mejorar la recuperación del N y su uso eficiente en suelos agrícolas. La mayoría de los inhibidores de la nitrificación actúan sobre la enzima amonio monoxigenasa de las bacterias nitrificantes. Los componentes con cualidades de inhibición incluyen químicos sintéticos como la nitrapirina (2 cloro-6-triclorometil piridina), DCD (diciandiamida), tiosulfato de NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, tiourea y DMPP (3,4- dimetilpirazol fosfato) y biológicos como los aceites extraídos del neem (Stark y Richards, 2008).

Existen otro tipo de estrategias que se orientan hacia el manejo de cuencas hidrográficas para mitigar las pérdidas de N, a través de la restauración de humedales y zonas ribereñas mediante el establecimiento de bosques riparios y otros sistemas de conservación de suelos que evitan la escorrentía superficial y

que pueden reducir la movilidad del  $NO_3^-$  (Vitousek *et al.*, 1997; Carpenter *et al.*, 1998). Dependiendo del ancho del buffer dado por el bosque o pastura, la reducción del movimiento puede ser del 60 al 95% (Figura 1) (Havlin *et al.*, 2005; Bouraoui y Grizzetti, 2014; Velthof *et al.*, 2014).



Figura 1. Esquema de un sistema de buffer de un bosque ripario (Havlin *et al.*, 2005).

#### 2.4. Modelos ambientales

Un modelo es una representación de la realidad mediante la cual se prueba una hipótesis, se predice los resultados de fenómenos y/o procesos que ocurren en cualquier sistema y se favorece una mejor comprensión de los sucesos que se producen en el ambiente debido a que requieren de la abstracción y formalización de conceptos científicos (Argent, 2004; Mulligan y Wainwright, 2004; Laniak *et al.*, 2013).

En la actualidad, la mayor parte de los estudios que incluyen herramientas de modelación ambiental se relacionan a cambio climático y degradación de recursos naturales, debido al impacto negativo que han generado las actividades humanas. Dada la complejidad de dichos problemas, estos modelos están siendo empleados como herramientas para garantizar la protección ambiental mediante el uso adecuado de sus resultados, a través de la generación de escenarios que evalúen distintas alternativas de evolución de los procesos degradativos del planeta (Mulligan y Wainwright, 2004).

#### 2.5. Modelo de simulación DAISY

Se han realizado diversos estudios con respecto a la aplicación del modelo DAISY en la predicción de pérdidas por lixiviación (Cuadro 2).

Los niveles mayores de lixiviación se obtienen en suelos arenosos en relación a los de clase textural franca y arcillosa; proceso favorecido también por la precipitación. Cabe indicar, como se aprecia en lo reportado por Jensen *et al.* (1994), la aplicación de purín de cerdo produce las pérdidas mayores de N con respecto a la fertilización mineral, dada la mineralización que se debe producir para que dicho N sea aprovechado por las plantas (Cuadro 2).

País	Suelo <sup>1</sup>	Cultivo	Lixiviación	Tiempo	Observaciones	Referencia
			kg ha <sup>-1</sup>			
Alemania	а	Betarraga azucarera	90	1989- 1991	Percolación dio lugar a mayor lixiviación.	Svendsen <i>et al</i> . (1995)
	A	Trigo de invierno	14		La precipitación favoreció la lixiviación de N.	
Holanda	FA	Trigo de invierno	2	1983- 1984	Se produjo percolación positiva.	Hansen <i>et</i> <i>al</i> . (1991)
	FA	Trigo de invierno	-3		Se evidenció un movimiento de agua ascendente (percolación negativa).	
Alemania	F a	Trigo de invierno	17 79	1989- 1991	Estudio comparativo	Diekkrüger <i>et al.</i>
					modelos.	(1995)
Dinamarca	F	Cereales	79	1989- 1993	Se aplicó purín de cerdo y pp	Jensen <i>et</i> <i>al</i> . (1994)
	а		117		menor a 800 mm.	
	F		32		Se aplicó fertilización	
	а		65		mineral y pp menor a 800 mm.	
	F	Cereales	77		Se aplicó purín de cerdo y pp	
	а		146		mayor a 800 mm.	
	F		39		Se aplicó fertilización	
	а		86		mineral y pp mayor a 800 mm.	

## Cuadro 2. Resultados de estudios de lixiviación de N con el modelo DAISY

<sup>1</sup> a Suelo arenoso, A Suelo arcilloso, F Suelo franco, FA, Suelo franco arcilloso, pp precipitación

La descripción del modelo DAISY se encuentra detallada en Anexos.

#### **3. MATERIALES Y MÉTODOS**

#### 3.1. Materiales

Para la evaluación del modelo DAISY se utilizaron resultados de ensayos de campo realizados en la Comuna de Pichidegua y San Pedro (Cuadro 5).

#### 3.2. Lugar de estudio

El presente estudio se realizó con datos obtenidos de cuatro suelos de textura gruesa; dos ubicados en las localidades El Toco (34°22´ S, 71°25´ O) y San Luis (34°22´ S, 71°25´ O) en la Comuna de Pichidegua, Región del Libertador General Bernardo O'Higgins, y los restantes dos localizados en la Comuna de San Pedro (33°57´ S, 71°16´ O), Región Metropolitana.

#### 3.3. Caracterización de los suelos

El suelo del área de estudio en El Toco pertenece a la Serie de suelos Tinguiririca, clasificada como *thermic, coarse loamy de los Mollic Xerofluvents* (CIREN, 1996a). El suelo de la localidad San Luis se ubica en terrazas aluviales indiferenciadas con clase textural superficial franco arenosa, moderadamente profundo, pendiente ligera, con excesivo drenaje y ocasionalmente inundado (CIREN, 1996a). En el caso de San Pedro los dos suelos correspondieron a la Serie Quilamuta, clasificada como *mixed, thermic, coarse loamy de los Typic Xerochrepts* (CIREN, 1996b).

### 3.4. Caracterización del clima

El clima en las comunas de San Pedro y Pichidegua es Mediterráneo semiárido con veranos cálidos e inviernos relativamente fríos, con precipitación media anual de 383 y 696 mm, respectivamente (Santibañez y Uribe, 1993). En estas comunas la precipitación se concentra principalmente durante los meses de mayo a octubre.

### 3.5. Sitios de estudio

En los cuatro sitios se contó con información recolectada de estudios realizados por el Departamento de Ingeniería y Suelos de la Facultad de Ciencias Agronómicas de la Universidad de Chile (Cuadro 3).

Sitios	Localidad/ Comuna	Serie de suelos	Rotación de cultivos <sup>1</sup>	Aplicación fertilizantes /enmienda	Referencia
SL	San Luis/ Pichidegua	Terrazas aluviales	Barbecho- Maíz	Fertilizante N	Vargas (2013), Apablaza (2014) y Castillo (2014)
PCE	El Toco/ Pichidegua	Tinguiririca	Barbecho- Maíz	Purín de cerdo	Casanova <i>et al.</i> (2011); Fuentes (2013), Nájera (2013) y Guerrero (2014)
SSE	San Pedro	Quilamuta	PMA	Ninguna	Casanova <i>et al.</i> (2011); y Fuentes (2013), Nájera (2013) y Gallyas (2014)
SCE	San Pedro	Quilamuta	ABC-Maíz	Purín de cerdo	Casanova <i>et al.</i> (2011); Fuentes (2013), Nájera (2013) y Gallyas (2014)

Cuadro 3	Sitios	evaluados e	en Pichidegua	a y	v San	Pedro.
----------	--------	-------------	---------------	-----	-------	--------

ABC: pradera mezcla avena-ballica-cebada; PMA: pradera Mediterránea anual.

En el sitio San Luis (SL) se realizó una rotación maíz- barbecho con aplicación únicamente de fertilizantes minerales.

En el sitio Pichidegua con enmienda (PCE) también hubo una rotación maízbarbecho con aplicación de purín de cerdo por medio de riegos por tendido.

El sitio San Pedro sin enmienda (SSE) se estableció en una zona de estepa (pradera Mediterránea anual PMA con la presencia de *Acacia caven*), en la cual no existió la aplicación de fertilizantes ni enmiendas orgánicas (purín de cerdo) y se consideró como la condición natural no intervenida.

En el sitio San Pedro con enmienda (SCE) se realizó una rotación maízpradera mezcla avena- ballica- cebada (pradera ABC) donde se aplicó purín de cerdo mediante un sistema de pivote central.

#### 3.6. Definición de variables para la simulación

Los datos que se utilizaron en la simulación fueron recolectados entre abril del 2011 y marzo del 2012, para los sitios PCE, SCE y SSE; mientras que para el sitio SL se contó con datos desde octubre del 2011 a septiembre del 2013. Los análisis químicos de suelo, agua y tejido vegetal se realizaron en los Laboratorios de Química de Suelos y Aguas y de Física de Suelos de la Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile.

Esta base de datos incluyó resultados de análisis de suelo, análisis de planta, contenido de agua, temperatura del suelo y datos climatológicos. Se caracterizó el suelo en sus parámetros físicos, químicos y físico- químicos: contenido de arena, limo y arcilla, contenido de materia orgánica (MO), densidad aparente,

conductividad hidráulica (K), pH, CIC, conductividad eléctrica (CE), carbono orgánico (CO), N total (Sadzawka et al., 2006). También se contó con una serie de datos de niveles de N disponible (N-NO3 + N-NH4) en el suelo, que se analizaron según Sadzawka et al. (2006) y que se obtuvieron a partir de muestras de suelos colectadas con barreno a tres profundidades 25 cm, 50 cm y 100 cm. También se determinó la mineralización neta de N in situ por el método propuesto por Raison et al. (1987), donde se utilizaron tubos de PVC con orificio enterrados en el suelo durante el periodo en estudio (Cuadro 5). La mineralización neta es calculada desde mediciones de los cambios en el contenido de N mineral de una proporción de suelo aislada dentro de tubos in situ. Los tubos previenen la absorción de las raíces del N mineral y están cubiertos para evitar la lixiviación o a su vez estar abiertos para así considerar las variaciones en el contenido de agua. La mineralización neta está calculada como la suma de los cambios en N-NH<sub>4</sub> (amonificación neta) y N-NO<sub>3</sub> (nitrificación neta) (Raison et al., 1987).

Para evaluar el N absorbido por el cultivo se determinó la materia seca a cosecha y la concentración de N en la planta. Las formas nitrogenadas fueron analizadas de acuerdo a Sadzawka *et al.* (2007), donde se separaron muestras por órganos, quedando los análisis de maíz expresados en hojas más tallos, mazorcas y raíz (Cuadro 5).

El contenido de agua en el suelo se determinó a través de muestras de suelo colectadas con barreno a 25 cm, 50 cm y 100 cm de profundidad.

Se instaló un sensor de temperatura del suelo (Decagon model EC-T, USA) a 20 cm, el cual fue conectado a un datalogger (Decagon model EM5b) para llevar un registro diario de esta variable durante el periodo de estudio.

En lo referente a datos climáticos, se contó con registros de precipitación, temperatura del aire, humedad relativa, radiación global y velocidad del viento para el cálculo de la evapotranspiración potencial como base para el establecimiento del balance hídrico.

También se contó con datos de prácticas de manejo que refieren a frecuencia, cantidad y forma de aplicación de fertilizantes y enmiendas orgánicas, además de datos de volumen de riego (Cuadro 4).

Citie	Enmienda/ Fei aplicad	rtilizante o	Forma de	Volumen	
Sitio	Fecha	Dosis	aplicación	de agua	
		kg N ha⁻¹			
SL	Octubre 2012	120	En el suelo	-	
	Diciembre 2012	322	En el suelo	-	
PCE	Julio 2011	640	Riego por tendido	500 m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup>	
	Agosto 2011	640	Riego por tendido	500 m <sup>3</sup> ha <sup>-1</sup>	
SCE	Octubre 2011	67	Riego por pivote central	88 mm	
	Noviembre 2011	94	Riego por pivote central	132 mm	

Cuadro 4. Frecuencia, cantidad y forma de aplicación de enmiendas o fertilizantes y riego empleado en los distintos sitios.

Sitio	Enmienda/ Fertilizante aplicado		Forma de	Volumen
	Fecha	Dosis	aplicación	de agua
		kg N ha⁻¹		
	Diciembre 2011	94	Riego por pivote central	112 mm
	Enero 2012	94	Riego por pivote central	82 mm
	Febrero 2012	15	Riego por pivote central	18 mm

El detalle de la recolección de datos para cada variable utilizada en el modelo se presenta en el Cuadro 5.

	Datos por		Cantidad de	Cantidad de	
Variables	periodo	Frecuencia <sup>1</sup>	datos Obs.	datos Obs.	
<u> </u>	de estudio		Picnidegua	San Pedro	
Contenido de arena, limo y arcilla	3	Periodo	18*	18*	
Contenido de MO	3	Periodo	6*	6*	
Densidad aparente	3	Periodo 6*		6*	
K	3	Periodo	6*	6*	
рН	1	Periodo	2	2	
CE	1	Periodo	2	2	
CIC	1	Periodo	2	2	
N total	2	Semestral	4	4	
CO	2	Semestral	4	4	
N disponible	12	Mensual	50*	78*	
Mineralización de N	1	Periodo	4	4	
Materia seca	1	Periodo	2	1	
Concentración de N en planta	1	Periodo	2	1	
Contenido de agua en suelo	365	Diaria	60*	87*	
Temperatura del suelo	365	Diaria	2190**	2190**	
Temperatura de aire	365	Diaria	365	365	
Precipitación	365	Diaria	365	365	
Velocidad del viento	365	Diaria	365	365	
Humedad relativa	365	Diaria	365	365	
Radiación global	365	Diaria	365	365	
Fertilización		Semestral	4	5	
Riego San Pedro	31			31	
Riego San Luis	8		8		
Riego El Toco	20		20		

Cuadro 5. Variables observadas (Obs.) y seleccionadas en la recolección de información para simulación con el modelo DAISY

<sup>1</sup> Periodo refiere a la etapa de estudio en cada sitio.

\* Determinación a tres profundidades de suelo (25, 50 y 100 cm).

\*\* Determinación a dos profundidades de suelo (20 y 50 cm).

#### 3.7. Métodos

#### 3.7.1. Calibración inicial de la simulación

En cada sitio el modelo fue calibrado de manera independiente mediante la comparación de los valores medidos de contenidos de agua, CO y N disponible en el suelo a tres profundidades (25 cm, 50 cm y 100 cm) con los simulados por el modelo durante el periodo en estudio (abril 2011- marzo 2012 en los sitios PCE, SCE y SSE; octubre 2011- septiembre 2013 en SL).

En esta etapa se usó la eficiencia de modelamiento (*E*) según Nash y Sutcliffe (1970) para comparar los datos observados (Obs.) con los simulados (Sim.) con el modelo DAISY en base a la siguiente ecuación:

$$E = 1 - \frac{\sum_{i=1}^{n} (\text{Sim}_{i} - \text{Obs}_{i})^{2}}{\sum_{i=1}^{n} (\text{Obs}_{i} - \bar{\text{Obs}}_{i})^{2}}$$

donde el símbolo n es el número de muestras y Ōbs es la media de los datos observados.

La *E* varía entre - $\infty$  y 1, donde un valor de 1 indica una simulación perfecta. En este estudio se utilizó el índice de desempeño para los valores de *E* en las comparaciones propuesto por Moriasi *et al.* (2007), como se muestra en el Cuadro 6.

Cuadro 6. Índice de desempeño de la eficier	ncia de modelamiento ( <i>E</i> ) para
las comparaciones (Moriasi <i>et al.</i> , 2007)	

Índice de desempeño	E
Muy bueno	0,75< <i>E</i> ≤1,00
Bueno	0,65< <i>E</i> ≤0,75
Satisfactorio	0,50< <i>E</i> ≤0,65
Insatisfactorio	<i>E</i> ≤ 0,50

#### 3.7.2. Balance de N y estimación de pérdidas por lixiviación

En base a los resultados obtenidos por el modelo para cada sitio durante la calibración inicial, se estableció un balance de N como resultado de datos medidos y estimados por el modelo de procesos como: absorción, mineralización, nitrificación, desnitrificación y lixiviación. De esta manera, se pudo estimar y cuantificar las pérdidas potenciales de N (kg N ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>) por lixiviación durante el periodo en estudio.

# 3.7.3. Aplicación de la Metodología de Estimación de Incertidumbre Generalizada (GLUE)

Los modelos que simulan N y C en particular requieren un alto número de datos y cuando no es posible medir todas las variables, es necesario estimar algunos valores lo que genera incertidumbre en los valores usados y dificulta su calibración (Molina y Smith, 1996). En este sentido, Beven y Binley (1992) propusieron el concepto de "equifinalidad" donde reconocen que a un limitado número de mediciones para una simulación de un modelo ambiental, se debe aceptar que existen numerosos rangos de variables y opciones de componentes que pueden ser usados. Basados en estos principios, estos autores proponen la metodología GLUE que ha sido usada en un rango amplio de aplicaciones de distintos modelos por ejemplo: Schulz y Beven (2003), Piñol *et al.* (2005), Cameron (2006), Salazar (2009) y Salazar *et al.* (2011).

### 3.7.3.1. Análisis de incertidumbre y sensibilidad

Después de la calibración inicial se aplicó el análisis de incertidumbre y sensibilidad en los sitios e intervalos de profundidad en que los valores de *E*> 0,75 para contenido de N-NO<sub>3</sub>; lo que aseguró que un número significativo de simulaciones puedan ser utilizadas en este procedimiento. El análisis incluyó las siguientes etapas:

a) Definición de rangos para las variables utilizadas: se seleccionaron las variables que tuvieron incidencia mayor en la calibración inicial y para cada una se definió un rango en base a mediciones realizadas en terreno e información bibliográfica, como se aprecia en el Cuadro 7.

Variable	<b>Unidad</b> <sup>*</sup>	Valores		Deferencia
Vallable		Mínimo	Máximo	Referencia
Fracción de humus en el pool MO del suelo (SOM) (Ap-SOM- fracción)	Sin dimensión	0	1	Valores medidos en los sitios y CIREN (1996a).
Relación C/N de cada pool de SOM (Ap- SOM-C/N)	g C g N⁻¹	1	200	Valores medidos en los sitios y CIREN (1996a).
Constante de saturación media de la nitrificación (Ap- nitrification-k)	g N cm <sup>-3</sup>	1x10 <sup>-7</sup>	1x10 <sup>-4</sup>	Abrahamsen (2013).
Tasa máxima de nitrificación (Ap- nitrification-k 10)	g N cm <sup>-3</sup> h <sup>-1</sup>	1x10 <sup>-9</sup>	1x10 <sup>-6</sup>	Abrahamsen (2013).

Cuadro 7. Rangos establecidos para las variables utilizadas en el análisis de incertidumbre y sensibilidad
Variable	l Inidad <sup>*</sup>	Val	ores	Deferencia	
variable	Unidad	Mínimo	Máximo	Referencia	
Conductividad hidráulica saturada (Ap- <i>K_sat</i> )	cm h <sup>-1</sup>	0	20	Schaap <i>et al.</i> (2001).	
Cantidad de C agregado al sistema de MO (Input)	kg C ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup>	6000	18000	Valores medidos en los sitios.	
Cantidad de C agregado al sistema de MO a partir de las raíces muertas (Raíces)	kg C ha⁻¹ año⁻¹	100	6000	Valores medidos en los sitios.	
Relación C/N del pool biomasa microbiana del suelo (SMB) rápido (SMB-FAST C/N)	(g C cm <sup>-3</sup> )/(g N cm <sup>-3</sup> )	1	100	Abrahamsen (2013).	
Relación C/N del pool SOM rápido (SOM- FAST C/N)	(g C cm <sup>-3</sup> )/(g N cm <sup>-3</sup> )	1	100	Abrahamsen (2013).	
Eficiencia del pool SOM rápido (SOM- FAST eficiencia)	Fracción	0	1	Abrahamsen (2013)	
Fracción relativa de humus en el suelo (Humus)	Sin dimensión	0,1	10	Casanova <i>et al</i> . (2011).	
Fracción del pool SOM- rápido convertido a otros pools (SOM- FAST turnover rate)	h <sup>-1</sup>	1x10 <sup>-7</sup>	1x10 <sup>-5</sup>	Abrahamsen (2013).	
División del pool SOM- rápido en otros pools (SOM-FAST fracción)	Fracción	0	1	Abrahamsen (2013).	
Mineralización desde los pools SMB y SOM (Background mineralization)	kg N ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup>	1	300	Abrahamsen (2013).	
Tasa máxima de inmovilización para el NH₄⁺ (k_ NH₄⁺)	día <sup>-1</sup>	0	1	Abrahamsen (2013).	

Variabla	llnidod*	Val	ores	Deferencia	
Variable	Unidad	Mínimo	Máximo	Referencia	
Tasa máxima de inmovilización para el NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> (k_ NO <sub>3</sub> <sup>-</sup> )	día <sup>-1</sup> .	0	1	Abrahamsen (2013).	
Velocidad máxima de incorporación (R_max)	g DM* m <sup>-2</sup> h <sup>-1</sup>	0	10	Abrahamsen (2013).	
Dispersividad	cm	1	10	Abrahamsen (2013).	
Constante de vida media (k_half)	g DM m <sup>-2</sup>	0	10	Abrahamsen (2013).	
Profundidad de raíces máxima	cm	50	150	Valores medidos en los sitios.	

\* DM es la materia seca

b) Análisis de incertidumbre y sensibilidad del modelo DAISY: se utilizó el método de simulaciones de tipo Monte Carlo, donde 10.000 simulaciones con valores aleatorios fueron conducidos para evaluar la incertidumbre de los datos y variables seleccionadas; y la sensibilidad del modelo donde se evaluaron diversas combinaciones de las veinte variables definidas y sus rangos a través del método Scatter plot.

# 3.7.4. Determinación y digitalización de las zonas de riesgo de lixiviación de N en la Comuna de Pichidegua

A partir de los resultados obtenidos del balance de N y estimación de pérdidas por lixiviación, resultado de la calibración inicial de la simulación en los componentes agua, C y N disponible en los sitios (SL y PCE) de la Comuna de Pichidegua, se establecieron las características y condiciones que favorecieron dichas pérdidas, en relación a un análisis de datos reales en clima, suelo, manejo de cultivo y los obtenidos por la simulación. Para este efecto, se determinó y categorizó los niveles de riesgo de lixiviación de N (Cuadro 8) para las fases de diez Series de suelo seleccionadas que ocupan la superficie mayor en la Comuna de Pichidegua (Cuadro 9).

Riesgo	Lixiviación
	- kg N ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup> -
Bajo	< 10
Medio	10 – 50
Alto	> 50

Cuadro 8. Categorías de riesgo de lixiviación de N.

Las escalas de riesgo se establecieron en base a valores referenciales de vulnerabilidad a procesos de lixiviación. De Paz *et al.* (2009) establecieron en su estudio una clasificación cualitativa para los riesgos de lixiviación de  $NO_3^-$ ; donde el nivel bajo de lixiviación se encontró en el rango de 0 a 25 kg N ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, el medio de 25 a 50 kg N ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> y el alto mayor a 50 kg N ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>.

Cuadro 9. Características de las fases de las Series de suelo seleccionadas en el estudio (CIREN, 1996a)

Serie de suelo	Fase	Características				
Pichidegua	FPCG	Representa a la Serie y corresponde a suelos profundos, estratificados, de topografía plana con ligero microrelieve, de clase textural superficial franco arenosa y de drenaje excesivo.				
Peumo	FPMO	Representa a la Serie y corresponde a suelos profundos, de clase textural superficial franco limosa y de drenaje moderado. Suelo de topografía plana.				

Serie de suelo	Fase	Características
La Rosa	FLRS	Representa a la Serie y corresponde a suelos profundos, de topografía plana, de clase textural superficial franco arcillo limosa y bien drenados.
Larmahue	FLRM	Representa a la Serie y corresponde a suelos profundos de clase textural superficial franco arcillo arenosa y suavemente inclinada con 2 a 3% de pendiente.
Pataguas	FPTG	Representa la Serie y corresponde a suelos profundos, de clase textural superficial franco arcillo limosa, de topografía plana y bien drenados.
Talhuén	FTAH	Representa a la Serie y corresponde a suelos ligeramente profundos, de clase textural superficial franco arenosa, de topografía plana y drenaje imperfecto.
Lo Vásquez	FLVZ	Representa a la Serie y corresponde a suelos de clase textural superficial franco arcillo arenosa, moderadamente profundos, de topografía de lomajes con pendientes de 20 a 30% y bien drenados.
Millahue	FMLH	Representa la Serie y corresponde a suelos moderadamente profundos, de clase textural superficial franco arcillo arenosa ligeramente inclinada con pendientes de 1 a 2% y de drenaje moderado.
Palquiales	FPLQ	Representa la Serie y corresponde a suelos profundos, de topografía plana, de clase textural superficial arcillo limosa y de drenaje imperfecto.
Tinguiririca	FTIN	Representa a la Serie y corresponde a suelos profundos, estratificados, de topografía plana con ligero microrelieve, de clase textural superficial franco arenosa y de drenaje excesivo.

Para cada fase de las diez Series de suelo se evaluó el riesgo de lixiviación bajo tres escenarios de aplicación nitrogenada (Cuadro 10).

Escenario	Cultivo Dosis I		Fuente de N
		- kg N ha⁻¹ -	
1°	Ninguno	0	Ninguna
2°	Maíz	442	Urea + Mezcla maicera
3°	Maíz	360	Purín de cerdo

Cuadro 10. Escenarios de simulación de las fases de Series de suelo seleccionadas en Pichidegua.

El escenario 1° representa una condición natural no intervenida por cultivos y/o adiciones de N; el escenario 2° representa los manejos tradicionales de fertilización química y manejo del cultivo de maíz en la Comuna de Pichidegua; y el escenario 3° representa una situación de aplicación de purines de cerdo utilizando BMP, que incluyó rotación pradera- maíz y aplicación de purín vía pivote central.

En este estudio se utilizó la capa de información del mapa de suelos de la Región de O'Higgins en formato compatible con ArcGis 9.3, donde se representaron espacialmente los resultados en mapas temáticos que indican las zonas de riesgo de contaminación difusa para las fases de las diez Series de suelo seleccionadas en la Comuna de Pichidegua por cada escenario de aplicación nitrogenada.

Cabe indicar que la determinación de los riesgos de lixiviación fue una aplicabilidad del modelo DAISY, para predecir las pérdidas de N en las fases de

las diez Series de suelo. La extrapolación de las simulaciones resultado de la calibración inicial se realizó dadas las condiciones similares en clima y manejo de cultivo que presentan los agricultores en la Comuna de Pichidegua, para la cual se seleccionaron dichas fases de las Series de suelo. Los resultados se utilizaron como referencia para determinar el comportamiento de cada fase, con sus características propias, ante un escenario de manejo y clima, y por tanto predecir pérdidas de N por lixiviación referenciales.

Aunque el modelo fue calibrado inicialmente para suelos de textura gruesa, en las fases de las diez Series de suelo seleccionadas se encontraban suelos de texturas más finas lo que podría inducir a incertidumbres mayores en las estimaciones en estos últimos tipos de suelo. Sin embargo, es importante señalar que esta aplicación del modelo (escenarios) solo pretendió demostrar los usos potenciales del modelo ante escenarios distintos de tipo de suelo y manejo.

# 4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

## 4.1. Calibración inicial del sitio SL

En el Cuadro 11 se muestra la comparación entre los valores de contenido de agua, CO,  $NH_4^+$  y  $NO_3^-$  observados (Obs.) y simulados (Sim.) por el modelo DAISY en tres intervalos de profundidad (25 cm, 50 cm y 100 cm). En general, se encontró una correlación en un rango insatisfactorio a bueno en la comparación anterior (Moriasi *et al.*, 2007), donde la mejor proporcionalidad entre datos Obs. y Sim. se determinó en la simulación del contenido de agua.

Cuadro 11. Contenidos de agua, carbono orgánico (CO), amonio (N-NH<sub>4</sub>) y nitrato (N-NO<sub>3</sub>) observados (Obs.) y simulados (Sim.) promedio y eficiencia de modelamiento (E) en distintos intervalos de profundidad en el sitio SL.

Sitio <sup>1</sup> / Agua			CO			N-NH₄			N-NO <sub>3</sub>			
profundidad	Obs.	Sim.	Ε	Obs.	Sim.	E	Obs.	Sim.	Ε	Obs.	Sim.	Ε
	-cm <sup>3</sup>	cm <sup>-3</sup> -		-kg C	0 m <sup>-2</sup> -		kg N-N	lH₄ ha⁻¹		kg N-N	O₃ ha⁻¹	
SL (25)	0,29	0,30	0,60	2,82	2,31	-3,79	34,06	57,09	0,54	53,50	29,40	-0,93
SL (50)	0,30	0,30	0,53	-	-	-	11,36	6,36	-18,03	7,44	5,66	-1,38
SL (100)	0,32	0,32	0,66	-	-	-	12,56	1,88	-3,16	5,17	3,77	-0,25

<sup>1</sup> Ver descripción de los sitios en Cuadro 3.

En la Figura 2 se observa los contenidos Obs. y Sim. de agua, CO,  $NH_4^+$  y  $NO_3^$ por cada profundidad en el sitio SL. En el periodo primavera 2012- verano 2013, se observó una disminución en el contenido de agua, que se debió principalmente a la absorción del cultivo de maíz. En este sentido, Havlin et al. (2005), reportó que el sistema radicular del maíz puede llegar a medir 2,4 m en suelos sin restricciones favoreciendo la absorción de agua a profundidades mayores. El contenido de agua mayor inicial del mismo periodo presumiblemente favoreció una mineralización neta positiva, proceso que estaría acorde a lo reportado por Apablaza (2014) donde al inicio del periodo de maíz se determinó una relación C/N de 6. El mantenimiento del contenido de NH4<sup>+</sup> durante el periodo de maíz se fundamentaría debido a la aplicación de fertilizantes minerales cuya dosis fue de 442 kg N ha<sup>-1</sup>. Como consecuencia a partir de dicha aplicación, el contenido de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> se incrementó durante el periodo de estudio. El contenido menor de CO simulado da muestra del dominio de la mineralización neta positiva (Apablaza, 2014).

Se pudo verificar como en el tercer muestreo se incrementó considerablemente el contenido de  $NH_4^+$  simulado lo que se atribuyó a la aplicación de urea durante la incorporación del rastrojo de maíz (Castillo, 2014). En este sentido, la urea sufre una reacción de hidrólisis en el suelo, para formar  $NH_4^+$  disponible para la planta (Havlin *et al.*, 2005). De manera simultánea en el tercer muestreo, el contenido de  $NO_3^-$  menor sugiere que hubo un contenido remanente bajo de  $NH_4^+$  y en el cuarto muestreo se puede apreciar el incremento del contenido de  $NO_3^-$  dada la activación de la nitrificación (Castillo, 2014). De ahí que se aprecia cómo actúan simultáneamente la mineralización y nitrificación, donde se incrementa el contenido de  $NO_3^-$  mientras se reduce el contenido de  $NH_4^+$  y viceversa. Hacia el final del ciclo la precipitación en los meses de agosto y septiembre (62 mm) incrementó el contenido de agua en el suelo lo que favoreció la actividad microbiana responsable del proceso de mineralización y nitrificación.

Cabe indicar que a los intervalos de profundidad de 50 y 100 cm solo se contaba con dos muestreos de contenidos Obs. de  $NH_4^+$  y  $NO_3^-$ , por lo que no fue posible obtener mayores conclusiones de estas comparaciones.



Figura 2. Comparación de valores de contenido de agua, carbono orgánico, amonio y nitrato observados (Obs.) y simulados (Sim.) en los intervalos de profundidad: a) 25 cm, b) 50 cm y c) 100 cm en el sitio SL.

#### 4.2. Calibración inicial del sitio PCE

En el Cuadro 12 se muestra la comparación entre los valores de contenido de agua, CO,  $NH_4^+$  y  $NO_3^-$  Obs. y Sim. por el modelo DAISY en tres intervalos de profundidad (25 cm, 50 cm y 100 cm) en el sitio PCE. Se encontró una proporcionalidad variando en un rango entre insatisfactorio a muy bueno, como se observa en las diferencias de los promedios de contenidos e índices de desempeño de *E* (Moriasi *et al.*, 2007). La *E* mayor se consiguió en la simulación de contenido de agua, mientras que la menor se obtuvo con el  $NH_4^+$  y  $NO_3^-$  especialmente a intervalos de profundidad mayores.

Cuadro 12. Contenidos de agua, carbono orgánico (CO), amonio (N-NH<sub>4</sub>) y nitrato (N-NO<sub>3</sub>) observados (Obs.) y simulados (Sim.) promedio y eficiencia de modelamiento (E) en distintos intervalos de profundidad en el sitio PCE.

Sitio <sup>1</sup> / Agua		_	CO			N-NH <sub>4</sub>			N-NO <sub>3</sub>			
profundidad	Obs.	Sim.	Ε	Obs.	Sim.	Ε	Obs.	Sim.	Ε	Obs.	Sim.	Ε
	-cm <sup>3</sup>	cm <sup>-3</sup> -		-kg C0	O m⁻²-		kg N-N	H₄ ha⁻¹		kg N-N	O₃ ha⁻¹	
PCE (25)	0,25	0,30	0,92	1,59	1,13	-3,06	72,60	81,26	0,43	124,33	79,62	-0,47
PCE (50)	0,25	0,29	0,53	-	-	-	50,76	64,44	0,26	85,67	90,76	-1,31
PCE (100)	0,36	0,33	0,53	-	-	-	33,40	10,98	-1,58	100,61	76,89	-0,97

<sup>1</sup> Ver descripción de los sitios en Cuadro 3.

En la Figura 3, se presenta la variación del contenido de agua, CO,  $NH_4^+$  y  $NO_3^$ a tres intervalos de profundidad en el sitio PCE. En el análisis de los contenidos de agua simulados en las tres profundidades se puede apreciar que los contenidos mayores (37%) se registraron en la etapa de barbecho (periodo otoño- invierno). Doran y Smith (1987) determinaron que la actividad microbiana máxima relacionada a la mineralización de N se produce cuando del 50 a 70% de los espacios porosos se encuentran llenos de agua. Por tanto, se originó una mineralización neta negativa; proceso que se respalda en lo reportado por Nájera (2013) donde se determinó un valor de mineralización de -28 mg kg<sup>-1</sup> y una relación C/N mayor a 67 para el mismo sitio y periodo. Dicho valor de mineralización también estaría asociado a la incorporación de rastrojo de maíz, aplicación de purín de cerdo y a un registro de temperatura del suelo menor a 10°C (Nájera, 2013). Schmidt et al. (1999) determinaron que cuando las plantas se remueven de un sistema, el N es inmovilizado por los microorganismos dando lugar a mineralización neta negativa, como lo que se produce en el periodo de barbecho. La inmovilización y contenido menor de NH4<sup>+</sup> se reflejó en la concentración menor de  $NO_3^-$  durante el mismo periodo (Nájera, 2013).

En la etapa de cultivo de maíz (periodo primavera- verano) aunque se registró un contenido de agua menor (0,27 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>) en los tres intervalos de profundidad, se aprecia cómo se activaron los procesos de mineralización debido a la aplicación de purín de cerdo. Guerrero (2014) determinó una mineralización neta positiva de 18 kg ha<sup>-1</sup>, relación C/N igual a 6 y temperatura del suelo promedio de 20°C que favorecieron la mineralización del N orgánico. El contenido mayor de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> durante dicho periodo produjo una activación de la nitrificación, proceso favorecido por el contenido de agua y temperatura (Guerrero, 2014).

.



Figura 3. Comparación de valores de contenido de agua, carbono orgánico, amonio y nitrato observados (Obs.) y simulados (Sim.) en los intervalos de profundidad: a) 25 cm, b) 50 cm y c) 100 cm en el sitio PCE.

### 4.3. Calibración inicial del sitio SSE

En el Cuadro 13 se muestra la comparación entre los valores de contenido de agua, CO,  $NH_4^+$  y  $NO_3^-$  Obs. y Sim. en tres intervalos de profundidad (25 cm, 50 cm y 100 cm) en el sitio SSE. Se determinó en términos generales una correlación en un rango insatisfactorio a muy bueno, como se observa en los valores de *E* obtenidos (Moriasi *et al.*, 2007). La simulación del contenido de agua obtuvo la *E* mayor, mientras que los resultados menores se obtuvieron en CO y N.

Cuadro 13. Contenidos de agua, carbono orgánico (CO), amonio (N-NH<sub>4</sub>) y nitrato (N-NO<sub>3</sub>) observados (Obs.) y simulados (Sim.) promedio y eficiencia de modelamiento (E) en distintos intervalos de profundidad en el sitio SSE.

Sitio <sup>1</sup> /		Agua			CO			N-NH₄			N-NO <sub>3</sub>	
profundidad	Obs.	Sim.	Ε	Obs.	Sim.	Ε	Obs.	Sim.	Ε	Obs.	Sim.	E
	-cm <sup>3</sup>	cm <sup>-3</sup> -		-kg C	0 m <sup>-2</sup> -		kg N-N	H₄ ha⁻¹		kg N-N	O₃ ha⁻¹	
SSE (25)	0,15	0,14	0,88	1,64	1,16	-1,10	20,69	20,46	0,36	5,65	6,64	0,14
SSE (50)	0,17	0,15	0,84	-	-	-	20,03	23,24	0,39	4,42	5,89	0,32
SSE (100)	0,21	0,18	0,70	-	-	-	17,06	16,25	0,40	4,98	5,71	-1,73

<sup>1</sup> Ver descripción de los sitios en Cuadro 3.

En la Figura 4 se presentan los contenidos Obs. y Sim. de agua, CO,  $NH_4^+$  y NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en el sitio SSE. Al analizar en términos generales la dinámica del agua se puede apreciar que el modelo simuló un contenido de agua mayor (0,22 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>), durante el periodo de otoño- invierno con respecto a la etapa de primavera- verano, donde se determinó un contenido de 0,11 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup> (Nájera, 2013; Gallyas, 2014). La variabilidad baja de contenido de agua entre ambos periodos dio lugar a una tendencia general uniforme en el tiempo del contenido de  $NH_4^+$  y  $NO_3^-$  como la obtenida por la simulación, a pesar que no fue posible simular en forma correcta la variabilidad temporal de los valores Obs. (Figura 4). Una de las causas posibles de esta correlación baja podría ser la variabilidad espacial alta de los niveles de  $NH_4^+$  y  $NO_3^-$  en sistemas de pradera Mediterránea anual, que por la presencia de *Acacia caven* generan verdaderas "islas de fertilidad" (Olivares et al., 1988; Salazar et al., 2011), donde se acumulan contenidos mayores de MO y en consecuencia de N orgánico que potencialmente se puede transformar en  $NH_4^+$ . Por lo tanto, el muestreo de suelos realizado, incluso en áreas pequeñas, incluyó un factor de variabilidad espacial alto en los contenidos de  $NH_4^+$  y  $NO_3^-$  que el modelo no pudo representar.

La incorporación de vegetación previa y de residuos de pradera resultó en una inmovilización rápida del N inorgánico (relación C/N mayor a 60) (Nájera, 2013), lo que produjo una concentración menor de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> durante la etapa otoño-

43

invierno (13,83 kg ha<sup>-1</sup>) con respecto al periodo primavera- verano (25,59 kg ha<sup>-1</sup>).



Figura 4. Comparación de valores de contenido de agua, carbono orgánico, amonio y nitrato observados (Obs.) y simulados (Sim.) en los intervalos de profundidad: a) 25 cm, b) 50 cm y c) 100 cm en el sitio SSE.

#### 4.4. Calibración inicial del sitio SCE

En el Cuadro 14 se muestra la comparación entre los valores de contenido de agua, CO, NH<sub>4</sub><sup>+</sup> y NO<sub>3</sub><sup>-</sup> Obs. y Sim. por el modelo DAISY por cada intervalo de profundidad (25 cm, 50 cm y 100 cm) en el sitio SCE. En general, se encontró una correlación que varía entre insatisfactoria a muy buena, como se observa en las diferencias de valores promedio y en los resultados de *E* (Moriasi *et al.*, 2007). La simulación del contenido de agua en las tres profundidades y del contenido de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> y NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en el intervalo de 25 cm presentaron la *E* mayor.

Cuadro 14. Contenidos de agua, carbono orgánico (CO), amonio (N-NH<sub>4</sub>) y nitrato (N-NO<sub>3</sub>) observados (Obs.) y simulados (Sim.) promedio y eficiencia de modelamiento (E) en distintos intervalos de profundidad en el sitio SCE.

Sitio <sup>1</sup> /		Agua			СО			N-NH <sub>4</sub>			N-NO <sub>3</sub>	
profundidad	Obs.	Sim.	Ε	Obs.	Sim.	Ε	Obs.	Sim.	Ε	Obs.	Sim.	Ε
	-cm <sup>3</sup>	cm <sup>-3</sup> -		-kg C	0 m <sup>-2</sup> -		kg N-N	H₄ ha⁻¹		kg N-N	O₃ ha⁻¹	
SCE (25)	0,21	0,25	0,54	2,48	2,10	-0,54	41,83	47,73	0,77	46,53	48,22	0,81
SCE (50)	0,22	0,19	0,58	-	-	-	26,47	26,38	0,04	16,39	22,27	0,04
SCE (100)	0,17	0,20	0,56	-	-	-	16,96	17,09	-0,10	12,37	17,60	-2,14

<sup>1</sup> Ver descripción de los sitios en Cuadro 3.

En la Figura 5 se presentan los contenidos Obs. y Sim. de agua, CO,  $NH_4^+$  y NO<sub>3</sub><sup>-</sup> por cada intervalo de profundidad en el sitio SCE. La simulación de la dinámica del agua dio como resultado un contenido de agua promedio de 0,25 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup> en el periodo otoño- invierno (pradera ABC), mientras que en primavera- verano (maíz) se encontró un contenido promedio de 0,19 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup> en los tres intervalos de profundidad (Nájera, 2013; Gallyas, 2014). La variación menor en contenido de agua (0,06 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>) entre ambos periodos y la aplicación de purín con su aporte directo de NH4<sup>+</sup> y N orgánico al suelo durante la etapa de cultivo de maíz fueron factores que mantuvieron la tasa de mineralización en un valor de 148 kg ha<sup>-1</sup> (Gallyas, 2014), lo que permitió simular las tendencias crecientes de formas nitrogenadas en los tres intervalos de profundidad generando una proporcionalidad alta entre datos Obs. y Sim. especialmente en el horizonte superficial. Algunos autores señalan que el 75% del contenido de purín de cerdo se encuentra en forma de NH4<sup>+</sup>, con lo que se aportaría directamente al suelo de esta forma nitrogenada (Torstensson y Aronsson, 2000; Sánchez y González, 2005). Es posible que la aplicación de purín vía pivote central ayudó a reducir la variabilidad espacial del contenido de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> y NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en el horizonte superficial, mejorando la concordancia entre datos Obs. v Sim.

El contenido menor de  $NH_4^+$  inicial coincide con el contenido menor de agua registrado (16,36 cm<sup>3</sup> cm<sup>-3</sup>), con una mineralización neta negativa (-47 mg kg<sup>-1</sup>)

48

y relación C/N mayor a 70, lo que se debió a la incorporación de rastrojo de la cosecha de maíz (Nájera, 2013).

En el intervalo de profundidad de 100 cm se encontraron valores menores de  $NH_4^+$  en relación al de 50 cm, lo que se explicaría por la movilidad baja del  $NH_4^+$  debido a su retención y por tanto evita su desplazamiento a profundidad mayor (Almendro *et al.*, 2001; Havlin *et al.*, 2005).



Figura 5. Comparación de valores de contenido de agua, carbono orgánico, amonio y nitrato observados (Obs.) y simulados (Sim.) en los intervalos de profundidad: a) 25 cm, b) 50 cm y c) 100 cm en el sitio SCE.

#### 4.5. Discusión general de la calibración del modelo

En el transcurso del tiempo se verificó la variabilidad espacial y temporal de los contenidos de formas nitrogenadas, resultado del manejo y los procesos asociados al ciclo del N en el suelo. Sin duda esta variabilidad dificultó la calibración del modelo DAISY en algunos sitios y profundidades, en esta investigación.

En relación al CO es importante señalar que aunque el modelo no pudo simular en forma satisfactoria la variabilidad temporal de las mediciones en cada sitio, si fue posible simular la tendencia general de sus contenidos. Por otra parte es importante tener presente que, dada la dinámica del CO en los suelos, es necesario contar con datos de periodos largos (mayor a 10 años) para poder calibrar en forma satisfactoria un modelo de CO. Lo anterior se justifica dada la variabilidad espacial de esta propiedad y las transformaciones lentas de los componentes del ciclo de este elemento en el suelo que son experimentalmente verificables cuando se cuenta con datos continuos de periodos de tiempo prolongados (Salazar *et al.*, 2011). Considerando lo anterior, Bruun *et al.* (2003) señalan que cuando DAISY ha sido evaluado en ensayos de largo plazo, éste ha sido satisfactoriamente calibrado para la simulación de la dinámica del CO en el suelo.

## 4.6. Balance de N y estimación de pérdidas por lixiviación

En el Cuadro 15 se presenta el balance de N obtenido de las simulaciones con el modelo DAISY para cada sitio evaluado.

Sitio <sup>1</sup>	Lixiviación	Absorción	Mineralización	Nitrificación	Desnitrificación
			kg N ha⁻¹ año	) <sup>-1</sup>	
SL	0,4	26	3	3	0,2
PCE	84	591	144	200	21
SSE	0	14	10	2	0
SCE	7	461	65	30	1,2

Cuadro 15. Balance de N simulado por el modelo DAISY en cada sitio.

<sup>1</sup> Ver descripción de cada sitio en Cuadro 3.

En el análisis del balance de N simulado en el sitio SL durante el periodo octubre 2012- septiembre 2013 se estableció un valor bajo de lixiviación de N (menor a 5 kg ha<sup>-1</sup>) lo que se relacionó con la rápida disponibilidad que poseen los fertilizantes minerales (urea y mezcla maicera) para ser absorbidos por la planta (Carpenter *et al.*, 1998) y a la evapotranspiración alta durante el periodo primavera- verano; factor que evitaría el movimiento de agua hacia estratas más profundas y en consecuencia se restringiría la lixiviación de N. En este sentido, Oyarzun *et al.* (2007) reportaron que la simulación del contenido de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> con el modelo RISK-N en Chile central en zonas de cultivo de maíz bajo fertilización mineral dio como resultado un contenido de 2 kg N ha<sup>-1</sup> a 90 cm de profundidad susceptible a lixiviación, lo que estaría cerca con el valor estimado en este estudio. El nivel menor de mineralización y nitrificación se asoció a los contenidos menores de MO en el suelo. Además la desnitrificación fue mínima

lo que se asociaría principalmente a la elevada percolación de agua y a los niveles bajos de CO en este suelo.

Al analizar los contenidos de N en cada uno de los procesos que ocurren en el ciclo del N del sitio PCE se puede apreciar que el valor de lixiviación simulado (Cuadro 15) fue cercano a los valores reportados por Nájera (2013) de 96 kg N ha<sup>-1</sup> en lixiviación durante el periodo otoño- invierno, y al determinado por Guerrero (2014) de 20 kg N ha<sup>-1</sup> en la etapa de primavera- verano. En este sitio el N lixiviado sería resultado de la interacción de algunos factores como:

- Eventos de riego y precipitación asociados a la aplicación de cantidades grandes de purín de cerdo (1280 kg N ha<sup>-1</sup>) en la etapa de barbecho (periodo otoño- invierno) que favorecieron la percolación y por tanto a la lixiviación de N en el suelo (Nájera, 2013). Por ejemplo, Jensen *et al.* (1994) en Dinamarca determinó que la aplicación de purín de cerdo dio lugar a un riesgo mayor de lixiviación de N, siendo el doble en relación a zonas donde no se aplican abonos orgánicos. Por otra parte, Daudén y Quílez (2004) y Van Es *et al.* (2006) reportaron que en zonas Mediterráneas, el riesgo de lixiviación de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en cultivo de maíz fertilizado con N mineral o purín depende altamente del clima y suelo.
- Eficiencia baja del sistema de riego aplicado al maíz; donde en Chile central se ha reportado valores del 30% y 50% de eficiencia para el riego por inundación y surcos, respectivamente (Donoso *et al.*, 1999).

Suelos de textura gruesa. Se ha determinado en el sitio que el porcentaje de arena corresponde al 66% (Fuentes, 2013). Adicionalmente se ha encontrado que sitios con aplicación de purín de cerdo tienen una conductividad hidráulica saturada (*K\_sat*) más alta (18 m día<sup>-1</sup>) en superficie, en relación a un sitio sin aplicación (0,44 m día<sup>-1</sup>), por tanto se presume el incremento de la percolación de agua bajo la aplicación de purines (Fuentes, 2013). Celik *et al.* (2004), determinó valores de *K\_sat* y porosidad total mayores en suelos con aplicación de abonos o purines que en sitios sin aplicación.

Jensen *et al.* (1994) reportaron un valor de lixiviación promedio de 74 Kg N ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> en suelos de textura gruesa en Dinamarca con la utilización del modelo DAISY; valor que se relaciona al obtenido para el sitio PCE. En otro estudio Diekkrüger *et al.* (1995) encontraron un valor de lixiviación simulado con DAISY de 79 kg N ha<sup>-1</sup> en suelos de clase textural franco arenosa; valor que también guarda relación con el resultado de la simulación en este sitio.

Al analizar el resultado del contenido de N en mineralización en la simulación (Cuadro 15), se establece que es un indicativo de la prevalencia de los procesos de mineralización durante el periodo en estudio (barbecho- maíz). Sin embargo, Nájera (2013) reportó un valor de mineralización neta en la etapa de barbecho de -112 kg N ha<sup>-1</sup>, es decir con la prevalencia de la inmovilización del N inorgánico para disponibilidad de los microorganismos del suelo debido a la incorporación de rastrojo de maíz y aplicación de purines. Guerrero (2014) en el

54

periodo de cultivo de maíz, determinó un valor de mineralización neta de 19 kg N ha<sup>-1</sup>, indicativo del dominio de la mineralización del N orgánico, valor que se orienta hacia lo obtenido durante la simulación. Con relación al contenido de N absorbido producto de la simulación (Cuadro 15) se puede apreciar que guarda relación con respecto al valor de absorción en el cultivo de maíz reportado por Guerrero (2014) de 392 kg N ha<sup>-1</sup>.

Al analizar el balance de N resultado de la simulación en el sitio SSE durante el periodo abril 2011- marzo 2012 se estableció que no se generó lixiviación debido a que se desarrollaba una PMA sin aplicación de purines y fertilizantes minerales. Sin embargo, Nájera (2013) determinó una lixiviación de 3 kg N ha-1 durante el periodo de otoño- invierno, mientras que Gallyas (2014) identificó un contenido de 4 kg N ha<sup>-1</sup> en lixiviación en la etapa de primavera- verano, lo que probablemente se debió a un contenido de N remanente en el suelo. Con respecto al análisis del contenido de N en mineralización (Cuadro 15) durante el periodo de estudio se evidenció el dominio de la mineralización con respecto a la inmovilización presumiblemente debido a que existió un contenido remanente de N orgánico (inmovilizado) susceptible a ser mineralizado. Dicho contenido de N inmovilizado se relacionaría con lo reportado por Nájera (2013) que determinó en el periodo otoño- invierno un valor de mineralización neta de -24 kg N ha<sup>-1</sup> y una relación C/N mayor a 73. Sin embargo, el N inmovilizado sufrió un proceso de mineralización, lo que se respaldaría en lo establecido por Gallyas (2014) que determinó una mineralización de 27 kg N ha<sup>-1</sup> para el periodo de primaveraverano; valor que guarda mayor relación con el contenido de N simulado en mineralización.

En relación al análisis de la simulación del balance de N en el sitio SCE durante el periodo abril 2011- marzo 2012 se estableció que el valor de lixiviación simulado (Cuadro 15) guarda relación con el valor de 10 kg N ha<sup>-1</sup> reportado por Nájera (2013) y Gallyas (2014) para el periodo con pradera ABC y maíz, respectivamente. Con respecto al sitio PCE, en SCE se aplicó una cantidad menor de purín de cerdo (360 kg N ha<sup>-1</sup>) durante el periodo de crecimiento del maíz mediante un sistema de riego (pivote central) con una eficiencia mayor al 50% (Donoso *et al.*, 1999) y el establecimiento de un cultivo de cobertura (pradera ABC) durante el invierno. Dichos factores favorecieron en SCE una reducción de las pérdidas potenciales por lixiviación de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> mejorando la eficiencia en el uso del N. Gabriel *et al.* (2012) estimaron que más del 77% de la lixiviación de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> ocurre en el periodo de barbecho, donde la presencia de cultivos de cobertura (pradera ABC y PMA) controla el NO<sub>3</sub><sup>-</sup> lixiviable y reciclan el N dentro del cultivo.

Con respecto al análisis del N absorbido en la simulación (Cuadro 15), se aprecia que el valor simulado guarda relación con el nivel de absorción de 464 kg N ha<sup>-1</sup> reportado por Nájera (2013) y Gallyas (2014) para el periodo de estudio (barbecho- maíz).

El valor alto de mineralización obtenido en la simulación (Cuadro 15), establece el dominio de los procesos de mineralización durante el periodo de estudio. Nájera (2013) determinó un valor de mineralización neta en el periodo otoñoinvierno de -159 kg N ha<sup>-1</sup> debido a la incorporación de rastrojo de maíz y decrecimiento en el contenido de N inorgánico. Sin embargo, por acción de factores externos como el contenido de agua y temperatura, el suelo puede pasar de forma simultánea entre inmovilización y mineralización, donde para el periodo de maíz debido a la aplicación de purines, el suelo entra en un proceso de mineralización (148 kg N ha<sup>-1</sup>) según lo reportado por Gallyas (2014); valor que se relaciona con la mineralización producto de la simulación.

Las diferencias en los niveles de N lixiviado en la simulación de los distintos sitios son resultado principalmente de las diferencias en los flujos de agua en el suelo resultado de la interacción de factores como la textura del suelo, manejo de riego y suelo especialmente en periodo de barbecho; y también por influencia de las condiciones climáticas como las precipitaciones.

#### 4.7. Aplicación de la metodología GLUE

#### 4.7.1. Análisis de incertidumbre y sensibilidad

Considerando la calibración inicial presentada en el Cuadro 14, se seleccionó el sitio SCE en el intervalo de profundidad de 25 cm para la aplicación de la metodología GLUE en lo referente al análisis de incertidumbre y sensibilidad de las variables asociadas a las simulaciones de contenidos de N-NO<sub>3</sub>. En particular, en este sitio se obtuvo una correlación muy buena entre valores Obs. y Sim. de niveles de N-NO<sub>3</sub> (*E*= 0,81), lo que aseguró que se contaría con un

número importante de simulaciones con valores de E> 0,5 para aplicar el análisis de incertidumbre y sensibilidad en este estudio.

En el análisis de incertidumbre se puede apreciar cómo durante la periodo de primavera (septiembre- noviembre), las tendencias de cada percentil (0,05 y 0,95) se mantienen próximas y siguen la tendencia de los valores Obs. de contenido de NO3, lo que indicaría que en este periodo la incertidumbre fue baja en las simulaciones (Figura 6). En cambio en los meses posteriores, aunque los percentiles siguen las tendencias crecientes de contenido de NO<sub>3</sub>, se incrementa el rango entre el límite de los dos percentiles lo que indicaría que diversos factores y/o procesos generan un grado de incertidumbre mayor en las simulaciones de NO<sub>3</sub> en este sitio (Figura 6). Claramente la incertidumbre asociada a factores de manejo como el riego y la aplicación de purines, procesos del ciclo del N (ej. nitrificación, lixiviación y desnitrificación) y también la absorción por las plantas de maíz se incrementa en la medida que todos estos factores se activan e influencian en mayor o menor medida el contenido de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en el suelo, lo que en este estudio se verificó después del mes de octubre.



Figura 6. Tendencia de los datos observados de contenido de nitrato (N- $NO_3$ ) en relación a los percentiles al 5 y 95% en el análisis de incertidumbre.

El análisis de sensibilidad de las variables y sus rangos, a través del método Scatter plot, determinó que las variables que mostraban una sensibilidad mayor fueron aquellas que presentaban una tendencia a presentar valores más altos de *E* (eje X) en algún rango de las variables evaluadas (eje Y). En la Figura 7 se puede apreciar que las simulaciones de contenido de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> son más sensibles a variaciones en las variables: dispersividad, tasa máxima de nitrificación (k\_10), fracción relativa de humus en el suelo (Humus) y fracción de humus en cada pool SOM (Ap-SOM-fracción). Por tanto, estas variables serían las que determinan en mayor medida el valor de las simulaciones o "output" de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> del modelo bajo las condiciones de este estudio. Dentro de las mismas, la dispersividad se mostraría como la variable con la sensibilidad mayor debido a la variabilidad alta que ésta posee asociada a las propiedades físicas e hidráulicas del suelo, en particular con la conductividad hidráulica y porosidad que determinan una mayor dinámica en los contenidos de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en el suelo (Álvarez *et al.*, 2002). Claramente todas estas variables fueron estimadas desde la literatura, por lo que sería necesario en el futuro evaluar la posibilidad de medir estas por alguna técnica, teniendo así más certeza de su rango de valores para las condiciones edafoclimáticas en las que se aplique el modelo DAISY.


Figura 7. Scatter plot de veinte variables utilizadas en el análisis de sensibilidad (n=10.000). Ver detalle de las variables y sus rangos en el Cuadro 7.

# 4.8. Determinación y digitalización de zonas de riesgo de lixiviación de N en la Comuna de Pichidegua

Las principales propiedades físicas e hidráulicas de las fases de las diez Series de suelo seleccionadas se muestran en el Cuadro 16. Estas propiedades se relacionan con el movimiento de agua en el suelo y tienen impacto en el transporte de N. Es posible observar en el Cuadro 16 que se consideró un rango amplio de tipos de suelo, incorporando suelos con clases texturales contrastantes.

En el Cuadro 17 se puede apreciar el nivel de lixiviación obtenido de la simulación por cada escenario y fase de Serie de suelo establecido.

Fase de	Profundidad -	Propiedades de suelo <sup>1</sup>							
Serie de suelo		Α	а	L	Da	СС	PMP	K_sat <sup>2</sup>	
	cm		%		Mg m⁻³	9	%	-cm dia <sup>-1</sup> -	
FPCG	0	8,9	77,8	13,3	1,33	15,01	7,06	70,58	
	25	9,0	77,4	13,6	1,35	15,07	7,09	68,07	
	50	9,9	73,5	16,6	1,59	14,15	6,87	52,37	
	100	5,1	86,2	8,7	-	7,92	4,63	188,87	
FPMO	0	23,9	25,8	50,3	1,33	27,02	16,60	13,61	
	25	23,9	25,7	50,4	1,31	26,90	16,81	13,58	
	50	22,6	29,2	48,2	1,22	26,19	16,39	14,29	
	100	15,1	45,1	39,8	0,44	23,92	9,73	13,90	
FLRS	0	13,2	32,6	54,2	1,14	28,15	14,98	28,14	
	25	13,8	34,1	52,1	1,14	27,91	15,41	26,35	
	50	12,2	46,1	41,7	1,17	22,85	15,51	19,36	
	96	8,3	51,1	40,6	1,22	24,13	12,82	31,85	

Cuadro 16. Propiedades físicas e hidráulicas del pedón característico de las fases de diez Series de suelo seleccionadas en cuatro intervalos de profundidad (CIREN, 1996a).

Fase de	Profundidad -	Propiedades de suelo <sup>1</sup>						
Serie de suelo		Α	а	L	Da	СС	PMP	K_sat <sup>2</sup>
	cm		%		Mg m⁻³	c	%	-cm dia <sup>-1</sup> -
	0	10,9	76,8	12,3	1,27	16,55	10,39	59,35
FLRM	25	10,7	76,9	12,4	1,28	16,00	9,89	60,78
	41	9,0	78,1	12,9	1,38	11,96	6,26	71,71
FPTG	0	30,2	17,6	52,2	1,20	37,09	24,49	12,24
	25	31,1	17,5	51,4	1,20	37,10	24,44	12,26
	50	53,1	15,1	31,8	1,13	37,78	23,45	20,55
	100	37,7	22,6	39,7	0,61	34,10	19,75	11,71
	0	74,5	18,0	7,5	1,70	11,00	5,00	15,02
стлц	25	72,5	17,4	10,1	1,52	11,12	5,60	15,41
LIAII	50	43,6	20,2	36,2	1,95	28,32	18,48	12,30
	70	44,8	20,1	35,1	1,94	29,00	19,00	11,93
	0	14,8	55,8	29,4	1,60	21,00	9,00	22,84
	25	18,6	53,3	28,1	1,66	21,84	9,00	16,60
	50	29,7	50,2	20,1	1,80	22,56	11,16	8,64
	78	20,2	55,7	24,1	1,80	20,50	11,25	16,39
	0	16,2	43,8	40,0	1,16	24,30	12,44	12,55
	25	16,2	46,0	37,8	1,19	23,70	12,12	13,09
	50	16,0	55,0	29,0	1,32	21,28	10,82	20,60
	98	16,4	53,3	30,3	0,81	22,12	10,88	18,82
FPLQ	0	31,3	20,9	47,8	1,27	34,26	21,34	12,30
	25	31,3	20,9	47,8	1,27	34,26	21,34	12,30
	50	41,8	15,8	42,4	1,32	32,41	21,07	13,60
	100	40,9	16,1	43,0	0,63	35,36	21,77	13,34
FTIN	0	8,5	64,9	26,6	1,33	16,00	6,00	44,39
	25	8,9	65,7	25,4	1,35	16,00	6,32	43,66
	50	7,3	75,5	17,2	1,59	11,56	6,80	66,00
	100	3,8	82,9	13,3	1,34	7,87	5,07	133,70

<sup>1</sup> A: arcilla; a: arena; L: limo; Da: densidad aparente; CC: capacidad de campo (33 kPa); PMP: punto de marchitez permanente (1500 kPa); *K\_sat*: conductividad hidráulica saturada; obtenidas de CIREN (1996a). <sup>2</sup> Estimada por el modelo de pedotransferencia Rosetta (Schaap *et al.*, 2001).

Fase de Serie de	Pérdidas por lixiviación <sup>1</sup>					
suelo	1°	<b>2</b> °	3°			
	kg N ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup>					
FPCG	7,5 (b)	97,7 (a)	137,1 (a)			
FPMO	0,3 (b)	9,9 (b)	21,7 (m)			
FLRS	0,2 (b)	44,4 (m)	19,5 (m)			
FLRM	1,0 (b)	6,5 (b)	297,5 (a)			
FPTG	0,0 (b)	2,6 (b)	2,8 (b)			
FTAH	0,0 (b)	1,5 (b)	0,0 (b)			
FLVZ	0,1 (b)	24,3 (m)	53,6 (a)			
FMLH	0,1 (b)	20,2 (m)	25,1 (m)			
FPLQ	0,0 (b)	2,5 (b)	3,9 (b)			
FTIN	6,5 (b)	98,1 (a)	130,3 (a)			

Cuadro 17. Niveles de lixiviación simulados de las fases de diez Series de suelo bajo los escenarios propuestos.

<sup>1</sup> valores entre paréntesis indican las categorías de riesgo de lixiviación: alto (a), medio (m) y bajo (b) (ver Cuadro 10).

Al analizar en términos generales el escenario 1°, se puede apreciar que posee una frecuencia del 100% de la categoría de riesgo de lixiviación bajo en las fases de las Series de suelo, debido principalmente a que no recibió ninguna aplicación de enmienda o fertilizante nitrogenado, como se aprecia en el Cuadro 17 y Figura 8, lo que indicaría que bajo condiciones "naturales" estos suelos no presentan riesgos altos de contaminación difusa.



Figura 8. Mapa de riesgo de lixiviación de N desde el suelo, para las fases de Series de suelo seleccionadas en el escenario 1°.

Con respecto al escenario 2°, se puede verificar cómo se incrementa la tendencia de riesgo de lixiviación debido a la aplicación de fertilizantes minerales. Se determinó una frecuencia del 20% para la categoría de riesgo de lixiviación alto, dado por las fases de las Series de suelo Pichidegua (FPCG) y Tinguiririca (FTIN). La categoría de riesgo de lixiviación medio registró una frecuencia del 30% donde se encontraron las fases de las Series de suelo La Rosa (FLRS), Lo Vásquez (FLVZ) y Millahue (FMLH). El restante 50%

corresponde a las cinco fases de las Series de suelo de categoría de riesgo de lixiviación bajo, como se muestra en el Cuadro 17 y Figura 9.



Figura 9. Mapa de riesgo de lixiviación de N desde el suelo, para las fases de Series de suelo seleccionadas en el escenario 2°.

En este escenario los registros de categoría de riesgo de lixiviación bajo y medio presumirían la mayor eficiencia de aprovechamiento del N de los fertilizantes minerales en relación a la aplicación de enmiendas orgánicas debido a su rápida disponibilidad para el cultivo (Carpenter *et al.*, 1998). Al analizar las fases de las Series de suelo con riesgo medio se identificó que

éstas: i) La fase de la Serie de suelo La Rosa considera suelos profundos (60-120 cm), estratificados de clase textural franco arcillo limosa a arcillosa con drenaje moderado a bueno; y ii) La fase de la Serie de suelo Millahue incluye suelos estratificados moderadamente profundos (30- 100 cm) y de clase textural franco arcillosa a franco arcillo arenosa (CIREN, 1996a).

Al realizar un análisis del escenario 3° se puede verificar un aumento considerable en el nivel de riesgo de lixiviación de N; verificándose una frecuencia del 40% en la categoría de riesgo alto donde se encontraron las fases de las Series de suelo Pichidegua (FPCG), Larmahue (FLRM), Lo Vásquez (FLVZ) y Tinguiririca (FTIN). La categoría de riesgo de lixiviación medio obtuvo una frecuencia del 30% con las fases de las Series de suelo Peumo (FPMO), La Rosa (FLRS) y Millahue (FMLH). El porcentaje restante se encontró en categoría de riesgo bajo, como se aprecia en el Cuadro 17 y Figura 10.



Figura 10. Mapa de riesgo de lixiviación de N desde el suelo, para las fases de Series de suelo seleccionadas en el escenario 3°.

La fase de la Serie de suelo Peumo, que mostró un nivel de riesgo de lixiviación medio, se trata de suelos profundos (60- 120 cm), estratificados de clase textural franco limosa y con drenaje de bueno a moderado (CIREN, 1996a). Al analizar esta fase de Serie de suelo se puede establecer que el porcentaje mayor de partículas finas determinó el potencial menor de movimiento de N a través del perfil del suelo a pesar de ser un suelo profundo y con buen drenaje.

La fase de Serie de suelo Lo Vásquez que presentó un nivel de riesgo de lixiviación alto, se trata de suelos evolucionados, moderadamente profundos (95- 120 cm) de clase textural franco arcillo arenosa en la superficie a arcillosa en profundidad y bien drenados (CIREN, 1996a). Al analizar esta fase de Serie de suelo se puede establecer que la clase textural arcillosa a intervalo mayor de profundidad determinó su potencialidad menor de riesgo de lixiviación de N. La fase de Serie de suelo Pichidegua que presentó un riesgo alto de lixiviación,

se trata de suelos moderadamente profundos (30- 100 cm) de clase textural franco arenosa y con drenaje que varía entre excesivo y moderado (CIREN, 1996a). En esta fase de Serie de suelo se puede apreciar como el predominio de partículas gruesas (de 0,05 a 2 mm) y el valor de  $K_sat$  fueron condiciones que favorecieron la dinámica del N en el suelo y por tanto un riesgo mayor de lixiviación.

La fase de Serie de suelo Larmahue, la cual también se registró dentro de la categoría de riesgo de lixiviación alto, se considera como un suelo profundo (30- 110 cm), con texturas moderadamente finas en los primeros 40 o 50 cm y moderadamente gruesas en profundidad, con drenaje que varía de bueno a imperfecto (CIREN, 1996a). El valor de *K\_sat* promedio para esta fase de Serie de suelo fue alto (64 cm día<sup>-1</sup>), reflejo del predominio de las partículas gruesas en su textura (Schaap *et al.*, 2001). En base al análisis de las propiedades físicas de esta fase de Serie de suelo, se puede establecer que la textura

moderadamente gruesa a profundidad y el valor de *K\_sat* incidieron en el riesgo alto de lixiviación de N.

La fase de Serie de suelo Tinguiririca en la cual también se determinó una categoría de riesgo de lixiviación alto, incluye suelos profundos de clase textural franco arenosa en superficie y arenosa en profundidad (CIREN, 1996a). Al analizar las propiedades de esta fase de Serie de suelo, se puede identificar como la clase textural predominantemente arenosa y el valor de  $K_sat$  favorecerían el movimiento del agua y solutos en el suelo, lo que determinó el riesgo alto de lixiviación.

El contraste en la clase textural del suelo y su incidencia en la lixiviación de N fue investigado por Jensen *et al.* (1994) mediante la simulación con el modelo DAISY en áreas cultivables de Dinamarca. En este estudio se determinó que el nivel de N en lixiviación simulado bajo una aplicación de guano de cerdo en un suelo con clase textural arenosa fue mayor en 38 kg N ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> con respecto a un suelo de textura más fina; ambos suelos bajo una precipitación menor de 800 mm año<sup>-1</sup>. Por el contrario, para una precipitación mayor (mayor a 800 mm año<sup>-1</sup>), el nivel de N en lixiviación simulado en el suelo de clase textural arenosa se incrementó en 69 kg N ha<sup>-1</sup> con respecto al suelo de clase textural arcillosa lo que demuestra la influencia de la textura más el mayor ingreso de agua al sistema, en la movilidad del N a través del suelo.

Iriarte (2007) evaluó riesgos de lixiviación potencial de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en suelos de la subcuenca del Río Cachapoal donde se evaluó muestras de suelos por niveles

de concentración de  $NO_3^{-}$ . Un nivel excesivo y alto se determinó en las fases de Series de suelo Patagua y Peumo; que se trata de suelos con clases texturales franco arcillo limosa y franco limosa, respectivamente. Un nivel bajo, se identificó en las fases de Series Larmahue y Tinguririca que se tratan de suelos con clases texturales franco arcillosa arenosa y franco arenosa, respectivamente. Esto presumiría la asociación de los niveles de  $NO_3^{-}$  con la clase textural del suelo; por tanto partículas más gruesas tienen capacidad menor de retención.

Al analizar el escenario 3° en relación a los resultados del escenario 2°, se puede establecer que el riesgo mayor de lixiviación se produce en la aplicación de purín de cerdo con respecto a la fertilización con N mineral. Dicho resultado se respaldaría en lo reportado por Jensen *et al.* (1994) que determinó un nivel menor de lixiviación anual simulado (75 kg N ha<sup>-1</sup>) en una fertilización mineral de un cultivo de invierno en relación a una aplicación de abonos orgánicos y fertilizantes sintéticos, en la cual el valor de lixiviación simulado llego a 95 kg N ha<sup>-1</sup>.

Jensen *et al.* (1994) además determinó que la simulación del nivel de N en lixiviación en suelos de clase textural arenosa donde se había aplicado guano de cerdo específicamente fue mayor en 52 kg N ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> con respecto a un campo donde solo se aplicó fertilización mineral; bajo un nivel de precipitación menor a 800 mm año<sup>-1</sup>. Por el contrario a una precipitación mayor, el nivel de N

lixiviado con el guano de cerdo fue superior en 60 kg N ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> en relación a la fertilización mineral.

En el escenario 3° el riesgo de lixiviación del N al aplicar purín de cerdo se vería favorecido presumiblemente a que los procesos de mineralización y nitrificación se activarían también en el periodo de barbecho, bajo condición de suelo desnudo, donde no existe un cultivo que absorba el N aportado por esta enmienda orgánica (Carpenter *et al.*, 1998).

### **5. CONCLUSIONES**

La aplicabilidad mayor del modelo DAISY se determinó en la simulación del contenido de agua en el suelo, dada la concordancia alta que se identificó entre los valores observados y simulados en los tres intervalos de profundidad en los cuatro sitios en estudio.

En cuanto a la simulación del carbono orgánico en el suelo se estableció que a pesar de que los resultados de la simulación se ajustaron a la tendencia general de los datos observados, existió una alta variabilidad temporal y espacial de los datos medidos en terreno que el modelo no pudo representar.

En el horizonte superficial, donde se favoreció una adición más homogénea de formas nitrogenadas como en el sitio SCE, el modelo pudo representar correctamente la dinámica del N en el suelo, en particular de los niveles de nitratos. Sin embargo, el modelo DAISY tuvo una aplicabilidad baja en la simulación del contenido de N disponible a mayor profundidad de suelo dada la variabilidad de los valores observados asociados a factores edafoclimáticos y de manejo.

El mayor nivel de lixiviación de N se identificó en el sitio Pichidegua con enmienda (PCE) durante el periodo de estudio, lo que se asoció a la interacción de factores de suelo, clima y manejo agronómico.

La mayor incertidumbre en las simulaciones se relacionó principalmente a variables de manejo como la aplicación de purines y su incidencia en el

comportamiento del N, mientras que las simulaciones tuvieron una sensibilidad mayor a la variable dispersividad, su relación con la conductividad hidráulica y factibilidad de movimiento de N en el suelo.

Los mayores riesgos de contaminación difusa se dieron en el escenario 3° bajo la aplicación de purín de cerdo. Al analizar los resultados entre fases de Series de suelo, se identificó que el mayor riesgo de lixiviación en la Comuna de Pichidegua se encuentra en suelos con textura gruesa.

En futuros estudios se recomienda utilizar una base de datos mayor que incluya suelos de textura fina, para recomendar el uso del modelo DAISY como una herramienta más confiable para estimar pérdidas por lixiviación en la zona central de Chile.

# 6. BIBLIOGRAFÍA

Abrahamsen, P. y Hansen, S., 2000. Daisy: an open soil- crop- atmosphere system model. *Environmental Modelling & Software* 15: 313-330.

Abrahamsen, P., 2013. Daisy Program Reference Manual. Department of Basic Sciences and Environment. University of Copenhagen, Denmark. 546 p.

Almendro, M.B.; Navarro, J.; Jordan, M.; García E. y Mataix, J., 2001. Ensayos de movilidad de compuestos nitrogenados en zona no saturada. Instituto Geológico y Minero de España, Alicante. 392 p.

Álvarez, J.; Muñoz, R.; Heguedas, A.; Bolado, S. y Socorro, A., 2002. Estimación de la dispersividad en un suelo arcilloso sorribado en experimentos de transporte de columnas. Departamento de Ingeniería Química. Universidad de Valladolid. 19 p.

Anderson, M.A.; Glibert, P.M. y Burkholder, J.M., 2002. Harmful Algal Blooms and Eutrophication: Nutrient Sources, Composition, and Consequences. *Estuaries* 25: 704-726.

Apablaza, N., 2014. Impacto de la aplicación de fertilizantes nitrogenados en la lixiviación y extracción de nitrógeno en un suelo de textura gruesa cultivado con maíz grano en la Región de O'Higgins. Memoria de Título (en desarrollo) Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile.

Argent, R., 2004. An overview of model integration for environmental applications- components, frameworks and semantics. *Environmental Modelling & Software* 19: 219-234.

Beven, K. y Binley, A., 1992. The future of distributed models: model calibration and uncertainty prediction. *Hydrological Processes* 6: 279-298.

Bouraoui, F. y Grizzetti, B., 2014. Modelling mitigation options to reduce diffuse nitrogen water pollution from agriculture. *Science of the Total Environment* 468: 1267-1277.

Bruun, S.; Christensen, B.T.; Hansen, E.M.; Magid, J. y Jensen, L.S., 2003. Calibration and validation of the soil organic matter dynamics of the Daisy model with data from the Askov long- term experiments. *Soil Biology & Biochemistry* 35: 67-76.

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

Cameron, D., 2006. An application of the UKCIP02 climate change scenarios to flood estimation by continuous simulation for a gauged catchment in the northeast of Scotland, UK (with uncertainty). *Journal of Hydrology* 328: 212-226.

Carpenter, S.R.; Caraco, N.F.; Correll, D.L.; Howarth, R.W.; Sharpley, A.N. y Smith, V.H., 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological applications* 8: 559-568.

Casanova, M.; Salazar, O.; Nájera, F. y Fuentes, I., 2011. Determinación de presencia de nitrógeno en las aguas subterráneas, provenientes de diferentes fuentes, en cuencas piloto seleccionadas: Informe final: Estudio complementario de suelos. 47 p.

Castillo, B., 2014. Efecto de la incorporación de rastrojos de maíz (*Zea mays* L.) en conjunto con la aplicación de urea o metil-urea en la mineralización y lixiviación de nitrógeno en un suelo de textura gruesa. Tesis de Magíster (en desarrollo) Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile.

Celik, I.; Ortas, I. y Kilic, S., 2004. Effects of compost, mycorrhiza, manure and fertilizer on some physical properties of a Chromoxerert soil. *Soil and Tillage Research* 78: 59-67.

CIREN. 1996a. Estudio agrológico. Descripciones de suelos materiales y símbolos. VI región. Centro de información de Recursos Naturales. Publicación N° 114. 474 p.

CIREN. 1996b. Estudio agrológico. Descripciones de suelos materiales y símbolos. Región Metropolitana. Centro de información de Recursos Naturales. Publicación N° 115. 464 p.

Corradini, F.A., 2013. Relationships between nitrogen and phosphorus application to maize fields and water quality in nearby drainage channels in Central Chile. Master thesis, Faculty of Agricultural Sciences, University of Chile.

Daudén, A. y Quílez, D., 2004. Pig slurry versus mineral fertilization on corn yield and nitrate leaching in a Mediterranean irrigated environment. *European Journal of Agronomy* 21: 7-19.

De Paz, J.M.; Delgado, J.A.; Ramos, C.; Shaffer, M.J. y Barbarick, K.K., 2009. Use of a new GIS nitrogen index assessment tool for evaluation of nitrate leaching across a Mediterranean region. *Journal of Hydrology* 365: 183-194.

Diekkrüger, B.; Söndgerath, D.; Kersebaum, K.C. y McVoy, C.W., 1995. Validity of agroecosystems models. A comparison of results of different models applied to the same data set. *Ecological Modelling* 81: 3-29.

Djurhuus, J.; Hansen, S.; Schelde, K. y Jacobsen, O.H., 1999. Modelling mean nitrate leaching from spatially variable fields using effective hydraulic parameters. *Geoderma* 87: 261-279.

Donoso, G.; Cancino, J. y Magri, A., 1999. Effects of agricultural activities on water pollution with nitrates and pesticides in the central valley of Chile. *Water Science and Technology* 39: 49-60.

Doran, J.W. y Smith, M.S., 1987. Organic matter management and utilization of soil and fertilizer nutrients. In: Follett R.F.; Stewart J.W.B., y Cole C.V. (eds.). Soil Fertility and Organic Matter as Critical Components of Production Systems. SSSA Special Publication United States. pp. 53-72.

Duan, Y.; Xu, M.; Gao, S.; Yang, X.; Huang, S.; Liu, H. y Wang, B., 2014. Nitrogen use efficiency in a wheat- corn cropping system from 15 years of manure and fertilizer applications. *Fields Crops Research*. 157: 47-56.

Fuentes, I.F., 2013. Soil hydraulics associated with soil physical properties and their effects on nitrate leaching in the Mediterranean zone of Chile. Master thesis, Faculty of Agricultural Sciences, University of Chile.

Gabriel, J.L.; Muñoz-Carpena, R. y Quemada, M., 2012. The role of cover crops in irrigated systems: Water balance, nitrate leaching and soil mineral nitrogen accumulation. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 15: 50-61.

Galloway, J.N.; Dentener, F.J.; Capone, D.G.; Boyer E.W.; Howarth, R.W.; Seitzinger, S.P.; Asner, G.P.; Cleveland, C.C.; Green, P.A.; Holland, E.A.; Karl, D.M.; Michaels, A.F.; Porter, J.H.; Townsend, A.R. y Vörösmarty, C.J., 2004. Nitrogen cycles: past, present, and future. *Biogeochemistry* 70: 153-226.

Galloway, J.N.; Townsend, A.R.; Erisman J.W.; Bekunda, M.; Cai, Z.; Freney, J.R.; Martinelli, L.A.; Seitzinger, S.P. y Sutton, M.A., 2008. Transformation of the Nitrogen Cycle: Recent Trends, Questions, and Potential Solutions. *Science* 320: 889-892.

Gallyas, J., 2014. Efecto 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 de Título. Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile.

Guerrero, P., 2014. Impacto de la aplicación de fuentes nitrogenadas en la lixiviación de nitratos en el cultivo de maíz grano (*Zea mays* L.), comuna de Pichidegua, Región del Libertador General Bernardo O'Higgins. Memoria de Título (en desarrollo). Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile.

Hansen, S.; Jensen, H.E.; Nielsen, N.E. y Svendsen, H., 1990. DAISY: Soil Plant Atmosphere System Model. NPO Report N°10. The National Agency for Environmental Protection, Copenhagen, Denmark.

Hansen, S.; Jensen, H.E.; Nielsen, N.E. y Svendsen, H., 1991. Simulation of nitrogen dynamics and biomass production in winter wheat using Danish simulation model Daisy. *Fertilizer research* 27: 245-259.

Hansen, S., 2002. Daisy, a flexible Soil-Plant-Atmosphere system model. *Report. Dept. Agric.* 

Havlin, J.; Beaton, J.; Tisdale, S. y Nelson, W., 2005. Soil Fertility and Fertilizers: an introduction to nutrient management. 8th Edition Pearson, Inc. Upper Saddle River. New Jersey. USA. 528 p.

Iriarte, A., 2007. Evaluación especial de la lixiviación potencial de nitratos en suelos de la subcuenca del Río Cachapoal bajo. Facultad de Arquitectura y Urbanismo, Universidad de Chile.

Jensen, C.; Stougaard, B. y Ostergaard, H.S., 1994. Simulation of nitrogen dynamics in farmland areas of Denmark. *Soil use and Management* 10: 111-118.

Jensen, C.; Stougaard, B. y Ostergaard, H.S., 1996. The performance of the Danish simulation model DAISY in prediction of Nmin at spring. *Fertilizer Research* 44: 79-85.

Jensen, L.S.; Mueller, T.; Nielsen, N.E.; Hansen, S.; Crocker, G.J.; Grace, P.R.; Klír, J.; Körschens, M. y Poulton, P.R., 1997. Simulating trends in soil organic carbon in long- term experiments using the soil- plant- atmosphere model Daisy. *Geoderma* 81: 5-28.

Kröbel, R.; Sun, Q.; Ingwersen, J.; Chen, X.; Zhang, F.; Müller, T. y Römheld, V., 2010. Modelling water dynamics with DNDC and DAISY in a soil of the North China Plain: A comparative study. *Environmental Modelling & Software* 25: 583-601.

Laniak, G.; Olchin, G.; Goodall, J.; Voinov, A.; Hill, M.; Glynn, P.; Whelan, G.; Geller, G.; Quinn, N.; Blind, M.; Peckham, S.; Reaney, S.; Gaber, N.; Kennedy,

R. y Hughes, A., 2013. Integrated environmental modelling: A vision and roadmap for the future. *Environmental Modelling & Software* 39: 3-23.

Le Lin, B.; Sakoda, A.; Shibasaki, R. y Suzuki, N., 2001. A modelling approach to global nitrate leaching caused by anthropogenic fertilization. *Wat. Res.* 35: 1961-1968.

Molina, J.A.E. y Smith, P., 1996. Modelling carbon and nitrogen processes in soils. *Advances in Agronomy* 62: 253-298.

Moriasi, D.N.; Arnold, J.G.; Van Liew, M.W.; Bingner, R.L.; Harmel, R.D. y Veith, T.L., 2007. Model evaluation guidelines for systematic quantification of accuracy in watershed simulations. *Transaction of ASABE* 50(3): 885-900.

Mulligan, M. y Wainwright, J., 2004. Modelling and Model Building. In: Environmental Modelling. Finding Simplicity in Complexity. John Wiley & Sons Ltd. West Sussex. England. pp. 5-67.

Nájera, F.J., 2013. In- situ determination of nitrogen movement in agricultural soils with pig slurry application in the Mediterranean zone of Chile. Master thesis, Faculty of Agricultural Sciences, University of Chile.

Nash, J.E. y Sutcliffe, J.V., 1970. River flow forecasting through conceptual models part I - A discussion of principles. *Journal of Hydrology* 10: 282-290.

Olivares, A.; Castillo, M.H. y Polzenius, G., 1988. Modificaciones de las características microambientales provocadas por la presencia de *Acacia caven* (Mol.) Mol. II. Influencia de la estrata herbácea. *Avances en Producción Animal* 13: 41-48.

Oyarzun, R.; Arumí, J.; Salgado, L. y Mariño, M., 2007. Sensitivity analysis and field testing of the RISK-N model in the Central Valley of Chile. *Agricultural water management* 87: 251-260.

Perdomo, C. y Barbazán, M., 1998. Nitrógeno. Facultad de Agronomía, Universidad de La República. Uruguay. 74 p.

Piñol, J.; Beven, K. y Viegas, D.X., 2005. Modelling the effect of fire-exclusion and prescribed fire on wildfire size in Mediterranean ecosystems. *Ecological Modelling* 183: 397-409.

Quinn, P., 2004. Scale appropriate modelling: representing cause-and-effect relationships in nitrate pollution at the catchment scale for the purpose of catchment scale planning. *Journal of Hydrology* 291: 197-217.

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

Robertson, G.P. y Vitousek, P.M., 2009. Nitrogen in Agriculture: Balancing the Cost of an Essential Resource. *Annual Review of Environment and Resources* 34: 97-125.

Rojas, C. y González, S., 2005. Caracterización del manejo de fertilizantes nitrogenados. En: Instituto de Investigaciones Agropecuarias INIA. Manejo de agroquímicos en sistemas hortícolas. Chile. pp. 125-162.

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

Sadzawka, A.; Carrasco, A.; Demanet, R.; Flores, H.; Grez, R.; Mora, M.L. y Neaman, A., 2007. Métodos de análisis de tejidos vegetales. 2ª Ed. Instituto de Investigaciones Agropecuarias. Serie Actas INIA Nº 40. Santiago, Chile. 139 p.

Salazar, O., 2009. Modelling water discharge and nitrogen loads from drained agricultural land at field and watershed scale. Ph.D thesis, Faculty of Natural Resources and Agricultural Sciences, Swedish University of Agricultural Sciences.

Salazar, O.; Wesström, I.; Youssef, M.A.; Skaggs, R.W. y Joel, A., 2009. Evaluation of the DRAINMOD-N II model for predicting nitrogen losses in a loamy sand under cultivation in south-east Sweden. *Agricultural Water Management* 96: 267-281.

Salazar, O.; Casanova, M. y Kätterer, T., 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 & Environment* 140: 123-136.

Salazar, O.; Rojas, C.; y Soto. C., 2013. Diagnóstico sectorial y acuerdo de producción limpia: Productores de maíz de la Región de Libertador General Bernardo O'Higgins. 217 p.

Salvucci, G.D., 1997. Soil and moisture independent estimation of stage- two evaporation from potential evaporation and albedo or surface temperature. *Water Resources Search*. 33: 111-122.

Sánchez, M. y González, J.L., 2005. The fertilizer values of pig slurry I. Values depending of the type of operation. *Bioresource Technology* 96: 1117-1123.

Santibañez, F. y Uribe, J.M., 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. Chile. 99 p.

Schaap, M.G.; Leij, F.J. y Van Genuchten, M.Th., 2001. ROSETTA: a computer program for estimating soil hydraulic parameters with hierarchical pedotransfer functions. *Journal of Hydrology* 251: 163-176.

Schlesinger, W., 2008. On the fate of anthropogenic nitrogen. *PNAS* 106: 203-208.

Schmidt, I.K.; Jonasson, S. y Michelsen, A., 1999. Mineralization and microbial immobilization of N and P in arctic soils in relation to season, temperature and nutrient amendment. *Applied Soil Ecology* 11: 147-160.

Schulz, K. y Beven, K., 2003. Data-supported robust parameterizations in land surface-atmosphere flux predictions: towards a top-down approach. *Hydrological Processes* 17: 2259-2277.

Silva, J.A.; Evensen, C.I.; Bowen, R.L.; Kirby, R.; Tsuji, G.Y. y Yost, R.C., 2000. Managing Fertilizer Nutrients to Protect the Environment and Human Health. In: Silva, J.A. y Uchida, R. (Eds.). *Plant Nutrient Management in Hawaii*'s Soils, *Approaches for Tropical and Subtropical Agriculture*. Estados Unidos. pp. 7-22.

Stark, C.H. y Richards, K.G., 2008. The continuing Challenge of Agricultural Nitrogen Loss to the Environment in the Context of Global Change and Advancing Research. *Dynamic Soil, Dynamic Plant* 1: 1-12.

Svendsen, H.; Hansen, S. y Jensen H.E., 1995. Simulation crop production, water and nitrogen balances in two German agro-ecosystems using the Daisy model. *Ecological Modelling* 81: 197-212.

Torstensson, G. y Aronsson, H., 2000. Nitrogen leaching and crop availability in manured catch crop systems in Sweden. *Nutrient Cycling Agroecosytems* 56(2): 139-152.

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

Vargas, J.F., 2013. Comparación de métodos para la estimación de la lixiviación de nitratos en suelos de textura gruesa. Memoria de Título. Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile.

Velthof, G.L.; Lesschen, J.P.; Webb, J.; Pietrzak, S.; Miatkowski, Z.; Pinto, M.; Kros, J. y Oenema, O., 2014. The impact of the Nitrates Directive on nitrogen emissions from agriculture in the EU-27 during 2000-2008. *Science of the Total Environment* 468: 1225-1233.

Vitousek, P.M.; Aber, J.D.; Howarth, R.W.; Likens, G.E.; Matson, P.A.; Schindler, D.W.; Schlesinger, W.H. y Tilman, D.D., 1997. Human alteration of the global nitrogen cycle sources and consequences. *Ecological applications* 7: 737-750.

Ward, M.H.; deKok, T.M.; Levallois, P.; Brender, J.; Gulis, G.; Nolan, B.T. y VanDerslice J., 2005. Workgroup report: Drinking-Water Nitrate and Health-Recent Findings and Research Needs. *Environmental Health Perspectives* 113: 1607-1614.

# 7. ANEXOS

# 7.1. Modelo de simulación DAISY

Como se pudo apreciar en la revisión acerca de la problemática del N, los mecanismos que determinan las pérdidas dependen de muchos factores tales como clima, prácticas de manejo y tipo de suelo. Lo anterior favorece a que dentro de los balances agronómicos de nutrientes, un gran porcentaje de N a menudo no sea medido como resultado de las dificultades de cuantificar su aporte dentro de cada flujo del suelo. En este sentido, los modelos proporcionan un mejor entendimiento de los procesos que regulan la dinámica del N en los suelos, ya que han sido capaces de simular la cadena de reacciones que sufre y en particular las pérdidas por lixiviación. En base a ello, se desarrolló en Dinamarca el modelo de simulación DAISY, que es un modelo agroecosistémico unidimensional que simula el crecimiento del cultivo, la dinámica del agua, C, N y el régimen termal del suelo a través de información de prácticas de manejo y datos climáticos, como se aprecia en la Figura 11 (Jensen et al., 1994; Svendsen et al., 1995; Abrahamsen y Hansen, 2000; Kröbel et al., 2010).



Figura 11. Esquema del modelo DAISY

DAISY ha sido desarrollado como una herramienta que facilita la toma de decisiones a escala local y regional para el establecimiento de BMP, para cumplir con las normas de protección de cuerpos de agua y en estudios de evaluación de impacto ambiental orientados a calidad de aguas subterráneas (Hansen *et al.*, 1991; Hansen, 2002).

El mejoramiento de las recomendaciones de fertilización también puede ser posible por el uso de modelos que simulan los balances de N, donde las mediciones en el suelo pueden ser total o parcialmente reemplazadas por la simulación de la dinámica del N. Por tanto, es posible ajustar las recomendaciones a condiciones sitio- específicas que consideren la variabilidad edafoclimática; lo que no sería técnica y económicamente viable si las recomendaciones estuviesen basadas en muestras de suelo y posterior análisis, lo que genera costos altos y requiere de un tiempo considerable para su procesamiento (Svendsen *et al.*, 1995; Jensen *et al.*, 1996).

Debido a su visión integral, el modelo DAISY permite determinar cuáles son la o las variables que favorecen la movilización de N y focalizar por tanto acciones de mitigación hacia procesos o factores específicos.

### 7.1.1. Descripción del modelo

#### 7.1.1.1. Balance de agua

La esquematización adoptada para la dinámica del agua en suelos agrícolas se observa en la Figura 12; donde los bloques representan las reservas y las flechas los flujos de agua. La precipitación o riego (ganancias) constituyen las variables de conducción o condiciones límite. Una condición límite adicional implícita en la Figura 12, es la evapotranspiración potencial que constituye el límite superior por fenómenos como la evaporación y transpiración (Abrahamsen y Hansen, 2000). La escorrentía superficial, la percolación profunda, el drenaje artificial y de flujo (pérdidas) son también considerados como condiciones de límite inferior (Hansen, 2002).



Figura 12. Esquema del componente hidrológico del modelo DAISY (Abrahamsen y Hansen, 2000)

# Interceptación de agua por el dosel del cultivo

La capacidad de interceptación de agua depende del área foliar del dosel del cultivo. La caída de agua se produce cuando se supera dicha interceptación (Abrahamsen y Hansen, 2000).

# Infiltración y acumulación de agua

La acumulación sólo se produce cuando el agua se encuentra en la superficie del suelo a una tasa mayor que la velocidad de infiltración máxima; fenómeno que depende de las condiciones propias de cada suelo (Abrahamsen y Hansen, 2000). La acumulación puede dar lugar a la escorrentía, la que se origina si la acumulación excede cierto umbral de almacenamiento del suelo superficial (Hansen, 2002).

### Evaporación del suelo

La capacidad del suelo para suministrar agua se simula a través de una tasa de evaporación potencial, es decir la máxima expresión de evaporación del suelo (Salvucci, 1997), la cual está determinada a partir de las condiciones propias del mismo (Abrahamsen y Hansen, 2000). La energía que puede ser utilizada por la evaporación del suelo se estima como una fracción de la evapotranspiración (calor latente) (Hansen, 2002; Kröbel *et al.*, 2010).

# Dinámica del agua en el suelo

La simulación del movimiento del agua en el suelo se basa en una teoría potencial basada en la solución numérica de la ecuación de Richard (Abrahamsen y Hansen, 2000).

La ecuación de Richard es de segundo orden parcial y como tal requiere del conocimiento de dos condiciones límite. La condición de límite superior está determinada por una condición de presión por acumulación de agua en la superficie o condición de flujo por infiltración. Por el contrario, el límite inferior está definido por el usuario, a través de una condición de presión (conocimiento de la posición del agua subterránea), flujo de gravedad (profundidad de la napa freática) y una condición dada por el drenaje (Hansen, 2002). La ecuación de Richard requiere del conocimiento de la relación entre contenido del agua en el suelo ( $\Theta$ ) y la presión potencial del agua (*h*), es decir, una curva característica de retención del agua; y el conocimiento de la relación entre conductividad hidráulica (*K*), *h* y  $\Theta$ , lo que sería la función de *K* y  $\Theta$  de cada intervalo de

profundidad (Hansen, 2002; Kröbel *et al.*, 2010). Adicionalmente una condición límite posible es el drenaje libre (Abrahamsen y Hansen, 2000).

El transporte de químicos y moléculas está fuertemente relacionado al flujo de agua en el suelo. También el agua actúa como un medio de reacción para muchos procesos de transformación como los que sufren el C y N (Hansen, 2002).

# Transpiración

La transpiración está determinada por el consumo de agua de las raíces, donde no se considera su almacenamiento, por lo que se compara únicamente con el agua absorbida (Kröbel *et al.*, 2010). La absorción se modela por un concepto de raíz simple, el cuál se aplica dentro de cada una de las capas numéricas con las que la ecuación de Richard trabaja. En dicho concepto se asume que el agua se mueve radialmente hacia la superficie de la raíz, donde es tomada a la misma velocidad con la que llega a la superficie (Abrahamsen y Hansen, 2000). Cabe mencionar que el punto más bajo de consumo potencial de agua corresponde al punto marchitez permanente (Kröbel *et al.*, 2010).

# 7.1.1.2. Crecimiento del cultivo

La fotosíntesis y respiración de la planta se simulan mediante el modelo de cultivo. El modelo se basa en el supuesto que la fotosíntesis puede ser descrita mediante una curva simple de respuesta o en base al cálculo de la distribución de la luz dentro del dosel de la planta (Svendsen *et al.*, 1995; Hansen, 2002).

Una característica del modelo de cultivo es la capacidad de simular la variación temporal en el índice de área foliar (IAF), la profundidad y densidad de raíces y la demanda de N de los cultivos, a través del concepto de unidad termal, el cual implica que el desarrollo de la planta puede ser descrito en términos de la sumatoria de temperaturas y en función de la materia seca (Hansen *et al.*, 1991).

La simulación de la producción de la materia seca está basada en el cálculo diario de la fotosíntesis, partición de asimilados entre parte vegetativa- raíz y respiración de cada componente vegetativo (Hansen *et al.*, 1991; Abrahamsen y Hansen, 2000).

# 7.1.1.3. Dinámica del carbono

La esquematización adoptada para el ciclo del C relacionado a los suelos agrícolas, se muestra en la Figura 13. Los cuadros representan las reservas y las flechas los flujos. El C ingresa al sistema por medio de la fotosíntesis o aplicación de enmiendas orgánicas y se pierde a la atmósfera a través de los procesos respiratorios de la planta y microorganismos (Abrahamsen y Hansen, 2000).



Figura 13. Esquema del ciclo del C componente incluido en el modelo DAISY (Abrahamsen y Hansen, 2000).

# Materia orgánica (MO)

El modelo de MO del suelo se divide en tres tipos diferentes, MO recién incorporada (AOM), la biomasa microbiana del suelo (SMB) y MO nativa del suelo (SOM). El volumen de estos *pools* se simula mediante la subdivisión de cada tipo en dos *sub-pools* y al aplicar la degradación de primer orden en cada uno. Así SOM está subdividido en dos subpools SOM<sub>1</sub> y SOM<sub>2</sub>. El *sub-pool* SOM<sub>1</sub> se asume que consiste en MO químicamente estable, es decir, componentes con estructura química que le confieren resistencia al ataque biológico, mientras que el SOM<sub>2</sub> se trata de MO parte de la cual es físicamente estable, es decir, nector por adsorción en los coloides o agregados del suelo (Hansen *et al.*, 1991; Svendsen *et al.*, 1995).

La SMB está subdividida dentro de dos *sub-pools* para dar lugar a una parte relativamente estable (SMB<sub>1</sub>) y a una fracción más dinámica (SMB<sub>2</sub>) de la biomasa microbiana del suelo (Hansen *et al.*, 1991; Svendsen *et al.*, 1995).

La AOM se origina desde la aplicación de enmiendas orgánicas o incorporación de residuos de cultivos. La AOM se encuentra asignada a los *sub-pools* AOM<sub>1</sub>, AOM<sub>2</sub> y SOM<sub>2</sub>. El *sub-pool* AOM<sub>1</sub> se asume que consiste principalmente en material de la pared celular, mientras que la AOM<sub>2</sub> se caracteriza por ser material celular extraíble en agua. La MO alojada en el *sub-pool* SOM<sub>2</sub> se presume que se trata de lignina y otros componentes resistentes. El *sub-pool* AOM<sub>1</sub> se descompone lentamente y se utiliza de sustrato para SMB<sub>1</sub> y SMB<sub>2</sub>, mientras que AOM<sub>2</sub>, es fácilmente degradable y solo es sustrato para la SMB<sub>2</sub> (Hansen *et al.*, 1991; Svendsen *et al.*, 1995).

Los factores abióticos que influencian el contenido de C son la temperatura del suelo, pH, presión del O<sub>2</sub>, disponibilidad de nutrientes inorgánicos y el contenido de agua. En el caso de los *sub-pools* SOM<sub>1</sub>, SOM<sub>2</sub> y SMB<sub>1</sub> también se relacionan con el contenido de arcilla (Svendsen *et al.*, 1995).

En un rango de pH de 5 a 8, típico de los suelos agrícolas, la tasa de descomposición de la MO en el suelo parece no afectarse; mientras que se limita en suelos con pH ácido (Hansen, 2002).

La tasa de descomposición de la MO en el suelo no se limita por la presión del  $O_2$ , si la misma se encuentra entre 0,05 y 0,2 bar. Presiones bajas de  $O_2$  determinan una tasa menor de descomposición y menos completa. Sin

embargo, la aireación del suelo y el suministro de  $O_2$  para los procesos biológicos, tales como respiración de las raíces y descomposición microbiana, están cercanamente relacionados con el contenido de agua en el suelo. Por lo tanto, las condiciones de aireación pueden ser expresadas en términos de humedad (Hansen, 2002).

La MO del suelo en particular las sustancias húmicas, pueden formar complejos con cationes polivalentes como aluminio (Al<sup>3+</sup>), hierro (Fe<sup>3+</sup>) y calcio (Ca<sup>2+</sup>) los mismos que pueden ser adsorbidos por las superficies negativas de las arcillas y coloides. De esta forma, el contenido de arcilla incide en el volumen de C (Hansen, 2002).

El C se pierde del sistema en forma de dióxido de C (CO<sub>2</sub>) debido al crecimiento y mantenimiento de la respiración de la SMB. El flujo de C entre los grupos individuales se presenta en la Figura 14.

Las tasas de degradación de C pueden ser modificadas de acuerdo con el contenido de N, por tanto el volumen de N orgánico del suelo está estrechamente vinculado al volumen de C (Abrahamsen y Hansen, 2000).



Figura 14. Esquema de la dinámica de la materia orgánica (MO) incluida en el modelo DAISY (Abrahamsen y Hansen, 2000).

# 7.1.1.4. Dinámica del nitrógeno

La esquematización adoptada del ciclo del N relacionado a los sistemas agrícolas se observa en la Figura 15. En el suelo los flujos de N se pueden dividir en entradas y salidas (incluyendo pérdidas), las cuales pueden ser atribuidas a procesos naturales o antropogénicos. Las entradas incluyen: la aplicación de fertilizantes o enmiendas orgánicas, deposición atmosférica, fijación biológica por bacterias simbióticas y no simbióticas e incorporación de residuos de cultivo u otro material orgánico degradable. Las salidas consisten en la cosecha de los cultivos, adsorción de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> en la matriz del suelo y el consumo de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> y NH<sub>4</sub><sup>+</sup> por microorganismos para el mantenimiento

metabólico, crecimiento y reproducción (inmovilización). Las pérdidas al ambiente incluyen la lixiviación de  $NO_3^-$ , volatilización de amoníaco (NH<sub>3</sub>) y emisión de gases nitrogenados (óxido nitroso N<sub>2</sub>O, óxido nítrico NO y di nitrógeno N<sub>2</sub>) por desnitrificación.

Las plantas y microorganismos del suelo utilizan las formas de N mineral (NO<sub>3</sub><sup>-</sup> y NH<sub>4</sub><sup>+</sup>); mientras que el consumo de N orgánico disuelto se produce pero en proporciones menores. El N atmosférico está disponible para la planta mediante procesos de fijación biológica (a través de especies de bacterias como *Rhizobium* spp., también por actinomycetes y algas verde azuladas) e industrial y el N orgánico mediante mineralización (conversión de N orgánico a inorgánico) (Galloway *et al.*, 2004; Stark y Richards, 2008).

La nitrificación, es decir la oxidación de  $NH_4^+$  a  $NO_3^-$  vía  $NO_2^-$ , es el proceso consecutivo a la mineralización del N orgánico, convirtiéndose en un componente relevante del ciclo del N en los sistemas de agricultura intensiva. Los factores abióticos que influencian la nitrificación son la temperatura y el contenido de agua del suelo (Svendsen *et al.*, 1995; Kröbel *et al.*, 2010). Como la concentración de  $O_2$  en la solución del suelo usualmente está correlacionada con la temperatura y el contenido de agua, el efecto del  $O_2$  en las tasas de nitrificación está implícitamente incluido bajo el efecto combinado de ambos factores (Hansen *et al.*, 1991). La tasa de nitrificación es generalmente alta en suelos a capacidad de campo; reduciéndose si el contenido de agua excede la capacidad de campo o cuando se encuentra en el rango entre el punto de marchitez permanente (15 bares) y un suelo completamente seco. Por ejemplo, en un suelo incubado a 15 bares más de la mitad de  $NH_4^+$  es transformado a  $NO_3^-$  en 28 días; mientras que en un suelo incubado a 7 bares, un 100% del  $NH_4^+$  es convertido en  $NO_3^-$  al final de 21 días (Havlin *et al.*, 2005). En relación a la temperatura del suelo, el intervalo óptimo para la nitrificación está entre 25 a 35°C, por lo que la aplicación de N fuera de temporada y en temperatura de suelo invernal sería suficiente para retardar la formación de  $NO_3^-$  reduciendo el riesgo de pérdidas (Doran y Smith, 1987).

La cantidad de  $NH_4^+$  se reduce a medida que la nitrificación ocurre y el  $NH_4^+$  disponible es retenido por las fuerzas que generan la carga negativa de la MO y las partículas de arcilla. (Stark y Richards, 2008).

El NH<sub>4</sub><sup>+</sup> se puede volatilizar cuando está en contacto cercano con la atmósfera como sucede con los fertilizantes basados en NH<sub>3</sub> y NH<sub>4</sub><sup>+</sup>, enmiendas orgánicas o urea que son aplicados en el suelo superficial. La tasa de volatilización de NH<sub>4</sub><sup>+</sup> está afectada por un amplio rango de factores, incluyendo la profundidad de aplicación de los fertilizantes, temperatura del suelo ( $\approx 45^{\circ}$ C), contenido de agua del suelo (con contenido menor de agua las tasas de volatilización se reducen), CIC, cobertura del suelo (el cultivo incrementa la volatilización por: mantenimiento de la humedad y reducción de la difusión de urea en el suelo), velocidad del viento, precipitación y pH del suelo (mayor a 7,5), los cuales hacen de la volatilización un proceso variable y difícil de predecir. La desnitrificación se produce bajo condiciones netamente anaeróbicas que se producen bajo las siguientes situaciones: cuando los poros se encuentran saturados de agua, por la MO presente en la rizósfera y por descomposición del material vegetal (Hansen *et al.*, 1991; Stark y Richards, 2008). La desnitrificación se incrementa rápidamente entre 2 a 5°C y ligeramente cuando la temperatura sube de 25 a 60°C; límite en el que una temperatura mayor puede inhibir este proceso (Havlin *et al.*, 2005; Schlesinger 2008; Velthof *et al.*, 2014).


Figura 15. Representación esquemática del ciclo del N en el suelo (Stark y Richards, 2008).

### Consumo de N

La absorción del N mineral está determinada por la demanda del cultivo o su disponibilidad en el suelo. La demanda de N se simula sobre la base de un contenido potencial de N en la planta, el cual está determinado por la acumulación de materia seca, la etapa fenológica y la concentración de N en el material vegetal. La disponibilidad de N mineral se determina sobre la base del contenido real de N en el suelo y su transporte hacia la superficie de la raíz (Svendsen *et al.*, 1995; Abrahamsen y Hansen, 2000).

La planta puede absorber el N en forma de  $NH_4^+$  o  $NO_3^-$ . En el modelo se asume que el consumo del  $NH_4^+$  tiene prioridad sobre el  $NO_3^-$ . Sin embargo, como el  $NH_4^+$  es fuertemente adsorbido en la mayoría de suelos, la mayor parte del consumo se produce en forma de  $NO_3^-$  (Hansen, 2002).

## 7.1.1.5. Temperatura del suelo

La simulación del régimen de temperatura del suelo se produce mediante una solución numérica de la ecuación de flujo de calor, teniendo transferencia de energía por convección y conducción (Abrahamsen y Hansen, 2000).

Se ha determinado que el rango óptimo de temperatura para la acción microbiana en el proceso de mineralización de N se produce entre 25 y 35°C (Doran y Smith, 1987).

Se ha reportado que un incremento en la temperatura del suelo de  $0,5^{\circ}$ C provoca el aumento en el nivel de mineralización dando lugar a concentraciones mayores de NO<sub>3</sub><sup>-</sup> en sitios de páramo en Holanda (Stark y Richards, 2008).

## 7.1.2. Diseño del software DAISY

#### 7.1.2.1. Principales componentes del software

En un nivel elevado de abstracción, DAISY se traduce en una entrada y salida (Figura 16).



Figura 16. Esquema del modelo de simulación DAISY (Abrahamsen y Hansen, 2000).

La simulación con el modelo DAISY involucra dos fases. La primera fase se refiere al análisis de entrada, el cual se lo realiza mediante un componente analizador, el mismo que se encuentra conceptualmente separado del componente principal de la simulación. La segunda fase representa la simulación en sí.

El modelo de simulación contiene el estado físico y procesos en un número de componentes de columna; algunas variables de manejo, clima, componentes de tiempo y un componente de registro separado, cuya función es escribir las partes seleccionadas en forma de archivos para análisis posterior (Abrahamsen y Hansen, 2000).

## 7.1.2.1.1. Componente analizador

El componente analizador traduce el texto de acuerdo con una sintaxis abstracta externa dentro de un árbol de análisis interno. La sintaxis abstracta significa que describe la entrada del modelo en un nivel alto de abstracción (Abrahamsen y Hansen, 2000).

### 7.1.2.1.2. Variables de manejo

# Clima

El clima debe proporcionar un número de datos meteorológicos utilizados por el modelo físico, por ejemplo la temperatura del aire y precipitación, los mismos que son leídos desde un archivo que contiene los valores diarios promedio (Abrahamsen y Hansen, 2000).

### Manejo

El manejo es un tipo de componente llamado "acción". La construcción de acciones se puede dividir en dos categorías: las acciones primitivas como el arado o la cosecha y las compuestas que proporcionan lenguajes primitivos de programación tales como *progn*, que combina una serie de acciones e *if* que hace que una acción dependa de una condición dada (Abrahamsen y Hansen, 2000).

La "condición" es otro tipo de componente utilizado cuando se especifican acciones y registros. Se divide en dos categorías de condiciones: las primitivas que ponen a prueba la simulación, tales como *at* el cual es verdadero en un

punto específico en el tiempo y las de lógica (*and*) que combina simultáneamente algunas condiciones (Abrahamsen y Hansen, 2000).

### 7.1.2.1.3. Registros

El output está definido por una lista de componentes de registro que se divide en dos tipos. El primero, el cuadro de registro que escribe a un usuario determinado una lista específica de las variables en un archivo a intervalos de tiempo específicos. Los valores de las variables pueden ser promediados o acumulados en un algún punto de la simulación o cuando la misma se haya completado. El segundo, el *checkpoint* que describe las variables en un archivo especificado por el usuario en un determinado punto de tiempo dentro del desarrollo de la simulación (Abrahamsen y Hansen, 2000).

#### 7.1.2.2. Componentes de la columna

DAISY incluye dentro de su estructura modelos especializados de procesos específicos en la simulación. El software es organizado alrededor de dichos modelos y cada uno es un componente reemplazable. En la Figura 17, se puede apreciar el componente mayor de la simulación que es la columna (Abrahamsen y Hansen, 2000). DAISY es básicamente un modelo unidimensional. Cada objeto de columna representa una línea vertical en el campo, desde el bioclima en la parte superior hasta el agua subterránea hacia el inferior (Abrahamsen y Hansen, 2000).



Figura 17. Componentes de la columna (Abrahamsen y Hansen, 2000).

# 7.1.2.2.1. Bioclima

La función principal del componente bioclima es distribuir la entrada meteorológica que recibe del modelo climático (Abrahamsen y Hansen, 2000).

# Cultivos

El componente cultivo incide en el bioclima de acuerdo a la distribución vertical del dosel y a cambio recibe la evapotranspiración potencial y radiación. El modelo de cultivo se utiliza para determinar la cantidad de agua y N que puede extraer desde el suelo (Abrahamsen y Hansen, 2000).

# 7.1.2.2.2. Suelo

El componente suelo sirve para dos propósitos: i) la zona entre la superficie y el agua subterránea se divide en un número de capas numéricas para fines computacionales de la modelación. Estas capas están definidas por el componente suelo, como se indica por las líneas horizontales en la Figura 17; y ii) las propiedades físicas del suelo, tales como el contenido de arcilla y la conductividad hidráulica están definidas en una lista específica para cada horizonte, dando lugar a un suelo con características propias (Jensen *et al.*, 1994; Abrahamsen y Hansen, 2000).

### Agua y calor

El componente de agua en el suelo hace un seguimiento de su almacenamiento y transporte (Abrahamsen y Hansen, 2000).

Mientras que el componente de calor del suelo mantiene un registro de la temperatura por cada horizonte en función de sus propiedades térmicas con lo que implementa un flujo de calor (Abrahamsen y Hansen, 2000).

#### Amonio y nitrato

El contenido de  $NH_4^+$  y  $NO_3^-$  en el suelo es evaluado por medio de dos componentes separados, que permiten al usuario especificar un modelo de transporte mediante la selección de un componente anidado. Los modelos disponibles son convección- dispersión, convección únicamente o que no se produzca transporte. La selección del último caso es muy útil para el  $NH_4^+$  ya que a menudo la adsorción hace nulo su movimiento. Por tanto, el  $NO_3^-$  es la forma con movilidad mayor (Abrahamsen y Hansen, 2000).

# Nitrificación y desnitrificación

Los componentes de nitrificación y desnitrificación permiten al usuario especificar cómo modelar estos dos procesos (Figura 17) (Abrahamsen y Hansen, 2000).

# Materia orgánica y mineralización

El componente de MO contiene algunos subcomponentes en forma de *pools* (Figura 14). Cada *sub-pool* tiene una relación C/N específica que determina la mineralización o inmovilización (Hansen *et al.*, 1991).

# 7.1.2.2.3. Aguas superficiales y subterráneas

Las aguas superficiales y subterráneas proporcionan las condiciones límite para todos los procesos de transporte (Abrahamsen y Hansen, 2000).