

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE PREGRADO

Memoria de Título

**EVALUACIÓN DE BIOFILTROS PARA REDUCIR PÉRDIDAS DE NITRÓGENO EN
PERÍODOS DE BARBECHO DE SUELOS CULTIVADOS CON MAÍZ**

NORMA DANIELA SEPÚLVEDA DÍAZ

Santiago, Chile

2014

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE PREGRADO

Memoria de título

**EVALUACIÓN DE BIOFILTROS PARA REDUCIR PÉRDIDAS DE NITRÓGENO EN
PERÍODOS DE BARBECHO DE SUELOS CULTIVADOS CON MAÍZ**

**EVALUATION OF BUFFER STRIPS FOR REDUCING NITROGEN LOSSES FROM
SOILS CULTIVATED WITH MAIZE DURING FALLOW PERIODS**

NORMA DANIELA SEPÚLVEDA DÍAZ

Santiago, Chile

2014

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE PREGRADO

**EVALUACIÓN DE BIOFILTROS PARA REDUCIR PÉRDIDAS DE NITRÓGENO EN
PERÍODOS DE BARBECHO DE SUELOS CULTIVADOS CON MAÍZ**

Memoria para optar al título profesional de:
Ingeniera en Recursos Naturales Renovables

NORMA DANIELA SEPÚLVEDA DÍAZ

	Calificaciones
Profesor Guía	
Sr. Osvaldo Salazar G. Ingeniero Agrónomo, MS. Ph.D.	6,8
Profesores Evaluadores	
Sr. Rodrigo Fuster G. Ingeniero Agrónomo, MSc.D.	6,8
Sr. Marcos Mora G. Ingeniero Agrónomo, Dr.	7,0
Colaborador	
Sr. Francisco Nájera de F. Ingeniero Agrónomo.	

Santiago, Chile

2014

DEDICATORIA Y AGRADECIMIENTOS

En primer lugar quiero agradecer a mis padres Luis Sepúlveda y Claudina Díaz por haberme entregado todo lo necesario para llegar a esta instancia, principalmente su amor y apoyo. Además a mis hermanos y familia que han brindado su cariño incondicional otorgado durante este proceso. Pero especialmente a mi hermana Lilian, quien hasta en las últimas etapas de mi proceso, me ayudó con mis trámites de titulación.

A mis amigos, que a lo largo de este proceso ya han sido varios los que se han sumado y que por supuesto se preocuparon en darme todo su aliento e hicieron más grata esta etapa de mi vida.

A mi Profesor guía Osvaldo Salazar, quien permitió integrarme en el equipo ejecutor del proyecto de Biofiltros, y del que estoy muy agradecida por todo lo aprendido, tanto en terreno, como en el laboratorio. Realmente fue un desafío. Agradezco sus comentarios a mi trabajo, sus aportes y lo oportuno que siempre fue.

A todos los que componen el equipo humano del Laboratorio de Química de Suelos, ya que fueron factor principal en el desarrollo empírico de mi trabajo, por la entrega, tanto en conocimiento, como en su calidez de persona, sus consejos, sus buenas intenciones y en general siempre los buenos momentos que me entregaron. A Fabio Corradini, Oscar Vio y Claudia Rojas quienes me enseñaron todo lo necesario para llevar a cabo mis procedimientos. Sin ellos esta memoria de título no hubiese tenido éxito.

Al proyecto FONDECYT 11110464 por el financiamiento de esta investigación.

Por último a mi pequeñito Augusto Alonso, quien sin saber mucho de este proceso, ha sido el principal motivador para empezar y terminar con esta gran etapa de mi vida.

ÍNDICE

ÍNDICE	1
RESUMEN	1
ABSTRACT	2
INTRODUCCIÓN	3
Objetivo general	5
Objetivos específicos	5
MATERIALES Y MÉTODOS.....	6
Área de estudio.....	6
Caracterización área de estudio.....	8
Componentes vegetales	10
Métodos	11
Tratamientos y diseño experimental	13
Análisis estadístico	14
RESULTADOS Y DISCUSIÓN.....	15
Concentración de formas nitrogenadas en El Caleuche	16
Medición formas nitrogenadas San Luis	23
Discusión General	28
CONCLUSIONES	30
BIBLIOGRAFÍA	31

RESUMEN

La intensificación de las actividades agropecuarias en las regiones centro-sur de Chile han ocasionado impactos negativos en los ecosistemas acuáticos, en lo que se refiere específicamente al uso excesivo de agroquímicos que, como consecuencia, han generado por ejemplo acumulaciones importantes de formas nitrogenadas en cuerpos de aguas superficiales y subterráneas. Este estudio tuvo por objetivo evaluar el uso de biofiltros en campos de cultivo de maíz en periodo de barbecho como una medida de mitigación para reducir la contaminación difusa de cuerpos de agua superficiales; donde se comparó la efectividad de distintos componentes vegetales en la retención de formas nitrogenadas en flujo lateral subsuperficial en dos suelos de clase textural contrastante durante el primer año de establecimiento del ensayo. Este estudio se desarrolló en la Comuna de Pichidegua, Región de O'Higgins, donde se seleccionaron dos campos, San Luis (SL) y El Caleuche (CLC) en los que se cultivaba maíz grano como monocultivo, que colindaban con cuerpos de agua superficiales y que tenían además suelos con texturas gruesas en SL (Typic Xerochrepts) y finas en CLC (Typic Duraqualf). El periodo de evaluación fue durante marzo a septiembre del 2012. La metodología ocupada para esta investigación se basó en la comparación y evaluación de franjas de biofiltros de 12 m x 5 m compuestos por distintos componentes vegetales como árboles de arrayán blanco (*Luma chequen*) y canelo (*Drimys winteri*), un arbusto (*Fuchsia magellanica*) y una pradera de festuca (*Festuca arundinacea*), donde en cada sitio se establecieron cinco tratamientos: suelo en barbecho (C), pradera (G), pradera+arbusto (GS); pradera+arbusto+arrayán (GST1) y pradera+arbusto+canelo (GST2); en una estructura de bloques al azar con tres repeticiones. Para la determinación de formas nitrogenadas como: nitratos (N-NO₃), amonio (N-NH₄) y nitrógeno total (NT), se colectaron muestras de agua y suelo en la entrada y salida de cada una de las parcelas, para luego ser analizadas por métodos colorimétricos en el Laboratorio de Química de Suelos y Aguas de la Facultad de Ciencias Agronómicas de la Universidad de Chile. Los resultados obtenidos indican que los niveles de N-NO₃ en los flujos subsuperficiales fueron siempre más altos a la entrada que a la salida de los tratamientos, debido a que los puntos de entrada estaban más cercanos a la zona cultivada donde se aplicaron los fertilizantes nitrogenados la temporada anterior. En cada tratamiento se observó una variación alta entre la cantidad retenida de N-NO₃ por cada uno de los bloques, lo que puede estar atribuido al tiempo de adaptación y crecimiento que tuvieron las especies en cada uno de los bloques, donde las raíces de los componentes vegetales no habían explorado la totalidad del perfil de suelo, debido al breve periodo transcurrido desde el comienzo del estudio. Por otra parte no se evidenciaron eventos de escurrimiento superficial, debido principalmente a que en la zona en estudio se detectó un déficit de precipitaciones cercano al 50% respecto a un año normal.

Palabras claves: biofiltros, nitrógeno, nitrato, amonio, barbecho.

ABSTRACT

The intensification of agriculture in south-central regions of Chile have caused negative impacts on aquatic ecosystems, particularly related to overuse of agrochemicals, by generating significant accumulations of nitrogen (N) forms in surface waters and groundwater. The main aim of this study was to evaluate the use of biofilters in maize fields during fallow period as a mitigation measure for reducing diffuse pollution of surface water by comparing the effectiveness of different vegetal components in retaining N forms in subsurface lateral flow in two soils with contrasting textural class during the first year of establishment of the field experiments. This study was conducted in the Municipality of Pichidegua, O'Higgins Region, where two fields were selected, *San Luis* (SL) and *El Caleuche* (CLC). In these sites were grown maize as a monoculture, located nearby surface water channels, and presented coarse-textured soil in SL (Typic Xerochrepts) and fine-textured soils in CLC (Typic Duraqualf). The study period was between March and September 2012. The methodology employed for this research was based on the comparison and evaluation of biofilters strips of 12 m x 5 m composed of different plant components such as trees of *arrayán blanco* (*Luma chequen*) and *canelo* (*Drimys winteri*), a shrub (*Fuchsia magellanica*) and meadow fescue (*Festuca arundinacea*), where these were established at each site with five treatments: bare soil (C), grassland (G), prairie + shrub (GS); prairie + shrub + *arrayán blanco* (GST1) and prairie + shrub + *canelo* (GST2) in a randomized block design with three replications per treatment. There were collected soil and water samples at the inlet and outlet of each of the plots for determination of N forms such as nitrate (NO₃-N) ammonium (NH₄-N) and total N (TN) by colorimetric methods at the Laboratory of Soil and Water Chemistry, Faculty of Agricultural Sciences at the University of Chile. The results showed that the levels of NO₃-N in the subsurface flow were always higher in the inlet than in the outlet of the treatments, because the entry points were closer to the cultivated area where the N fertilizers were applied the last season. In each treatment was observed a high variation in the amount of NO₃-N retained in each block, which was attributed to the short-time adaptation and growth of the vegetal species in the blocks, where the roots of plant components had not fully explored the entire soil profile due to the short period since the start of this study. Moreover there were not showed surface runoff events, mainly because the study area had a rainfall deficit, when the precipitation amount was nearly 50% less than a normal year.

Keywords: biofilters, nitrogen, nitrate, ammonium, fallow.

INTRODUCCIÓN

El agua es un recurso natural esencial para el desarrollo socio-económico y el mantenimiento de ecosistemas saludables en cualquier parte del planeta, donde su consumo se incrementa en la medida que aumenta la población y el desarrollo de una región en particular. Lo anterior se relaciona a un uso más intensivo de este recurso, en particular la demanda de agua dulce para uso doméstico, agrícola e industrial, ha llevado a intensificar la presión sobre cuerpos de aguas subterráneas y superficiales, generando conflictos de interés entre los usuarios de este bien (FAO, 2007). Del total de agua en el planeta solo un 2,5% es clasificada como agua dulce, de la cual aproximadamente las dos terceras partes se encuentran inmovilizada en glaciares y en nieves perpetuas (UNESCO, 2003). Así, debido a la demanda de este recurso y el aumento en el consumo per cápita (relacionado con la mejora en los niveles de vida y el aumento de la población), es que se ha podido concluir que la cantidad de agua existente para todos los usos está comenzando a escasear.

Junto a lo anterior, se ha incrementado la contaminación de los cuerpos de agua, reduciendo aún más la disponibilidad de éste recurso. Por ejemplo, unos 2 millones de toneladas de desechos son arrojados diariamente en aguas receptoras, entre los que se incluyen residuos industriales y químicos, vertidos humanos y desechos agrícolas tales como: fertilizantes, pesticidas y residuos de pesticidas (UNESCO, 2003). Muchos de los contaminantes en el agua generan efectos negativos en un largo plazo sobre su calidad. Esto implica un riesgo hacia la salud de las personas que consumen estas aguas y además reduce la capacidad de los ecosistemas para proporcionar servicios. De esta forma se puede llegar en algunas ocasiones a degradar irreversiblemente este recurso, generando una disminución de la productividad de la biomasa, pérdida de la diversidad biológica y vulnerabilidad mayor ante otros factores estresantes (UnWater, 2010).

Se ha definido que existen dos fuentes que participan de los procesos de contaminación de cuerpos de agua: i) fuentes fijas que corresponden a sitios u orígenes puntuales de las descargas; ii) o por fuentes no fijas donde existe una multiplicidad de pequeñas fuentes de descargas no localizados conocida como “contaminación difusa” y que está directamente vinculada a las actividades agrícola y silvícola, y en donde los cambios tienen que ver con un incremento significativo en la concentración de nitrógeno (N) y fósforo (P) principalmente disueltos en el agua (Novotny, 1999; Jarvie *et al.*, 2010). Aunque la contaminación difusa se produce de forma natural en cualquier ecosistema, es debido a la intervención humana que estos procesos degradativos de la calidad de aguas se han intensificado. Así cuando se establecen y mantienen sistemas agropecuarios, actividad indispensable para satisfacer la creciente demanda mundial por alimentos, se intensifican los riesgos de contaminación difusa. Lo anterior ha llevado a desarrollar nuevas prácticas agrícolas que han afectado drásticamente el ciclo del N, por ejemplo, la intensificación de los procesos de eutrofización de las aguas continentales y zonas costeras, junto con el aumento de las emisiones de gases de efecto invernadero como óxido nitroso (N₂O) (Galloway *et al.*, 2008).

En particular el N es aplicado en la producción de cultivos, generalmente en dosis altas debido a que es el elemento más demandado por las plantas. La forma de aplicación para el incremento de los rendimientos en los cultivos, puede ser a través de la aplicación de fertilizantes nitrogenados y/o enmiendas orgánicas. Existen numerosos estudios que han demostrado la relación directa que existe entre aplicaciones excesivas de estas fuentes nitrogenadas y contaminación de cuerpos de agua cercanos, lo que conlleva a una degradación de los recursos hídricos, y particularmente a una reducción de la calidad de las aguas asociada a efectos acumulativos que se pueden extender desde una escala local a una regional e incluso global (Vitousek *et al.*, 1997; Jarvie *et al.*, 2010). Además, está bien documentado que formas nitrogenadas en exceso en los cuerpos de agua, principalmente de N como nitrato (N-NO₃), son una fuente contaminante que causa eutrofización de las aguas superficiales y una contaminación de las aguas subsuperficiales (Carpenter *et al.*, 1998).

En Chile, los principales fertilizantes nitrogenados usados en la producción de maíz son urea y mezcla maicera, con una dosis de aplicación (en la zona central de Chile), usualmente superiores a 300 kg N ha⁻¹ (ODEPA-CHILE, 2010). La eficiencia de los fertilizantes indica que los cultivos extraen sólo entre el 30 y 50% del nitrógeno (N) aplicado, donde el resto es susceptible de ser transportado por procesos de escurrimiento superficial y lixiviación desde el suelo hacia cuerpos de agua (Salazar y Nájera, 2011).

Una de las estrategias que han sido propuestas en Estados Unidos para mitigar la contaminación difusa de cuerpos de agua por pérdidas de N desde suelos con uso agrícola, es evaluando la utilización de biofiltros como una alternativa de “tecnologías limpias” (Mayer *et al.*, 2006). Los denominados biofiltros ecológicos o “zonas buffer” corresponden a una asociación vegetal conformada por especies herbáceas, arbustivas y arbóreas, solas o en combinación que extraen los contaminantes (sedimentos, nutrientes y plaguicidas) del cuerpo de agua asociado (Burt y Haycock, 1993). Las plantas son ubicadas en forma perpendicular al avance del agua de escorrentía y paralela al curso de agua donde se recibe el escurrimiento superficial de las áreas de cultivo. En cuanto al diseño de estos biofiltros, se deben tener en cuenta ciertos factores para éstas asociaciones vegetales, las que deben estar relacionadas con el tipo de contaminante a controlar, la selección de especies apropiadas, la estimación del ancho del biofiltro, y las labores más adecuadas para la preparación del suelo y el establecimiento del sistema (Tapia y Villavicencio, 2007).

Sin embargo, Mayer *et al.* (2006) destacan que una de las principales restricciones para el uso de los biofiltros es la pérdida de área productiva por la instalación de estas franjas de vegetación, donde por ejemplo la Agencia de Protección del Ambiente de Estados Unidos (EPA) recomienda franjas de 50 m. Claramente la recomendación anterior considera el hecho que los campos o unidades productivas en Estados Unidos son de dimensiones mayores que los que usualmente se encuentran en Chile. En este sentido, en los últimos 10 años diversos investigadores en Italia han propuesto el uso de biofiltros angostos, de no más de 5 a 8 m de ancho, para campos de menores dimensiones (<10 ha), donde estos han demostrado ser efectivos para retener N-NO₃ (Borin y Bigon, 2002; Borin *et al.*, 2005; Balestrini *et al.*, 2011).

Objetivo general

Evaluar la capacidad de un sistema de biofiltro angosto (5 m ancho) compuesto por árboles arbustos y pradera para retener formas nitrogenadas que se mueven desde suelos con cultivo de maíz grano hacia cuerpos de agua superficiales durante el primer año de instalación.

Objetivos específicos

1. Determinar los niveles de nitrato, amonio y nitrógeno total en flujos laterales subsuperficiales a la entrada y a la salida de los biofiltros.
2. Evaluar el efecto del tipo de suelo en la efectividad de los biofiltros para retener formas nitrogenadas.
3. Determinar la efectividad de distintas combinaciones de componentes vegetales para retener formas nitrogenadas.

MATERIALES Y MÉTODOS

Área de estudio

El presente estudio se llevó a cabo en los sectores denominados El Caleuche (CLC) y San Luis (SL), ambas pertenecientes a la comuna de Pichidegua, Provincia del Cachapoal, Región del Libertador General Bernardo O'Higgins. En cada una de las localidades mencionadas se trabajó en campos de producción agrícola, específicamente con cultivos de maíz grano como monocultivo en período de barbecho, es decir, período en el cual el suelo no es utilizado para siembra o cultivo. El sitio SL se ubicó en $34^{\circ}22' S$, $71^{\circ}25' O$, altitud 124 m donde dominan los suelos de textura gruesa; mientras que el sitio CLC se ubicó en $34^{\circ}25' S$, $71^{\circ}21' O$, altitud 136 m, donde dominan los suelos de textura fina (Figura 1). Los biofiltros fueron instalados en los bordes de los campos estudiados, colindantes a cuerpos de agua superficiales (canales de riego) (ver Figura 1).

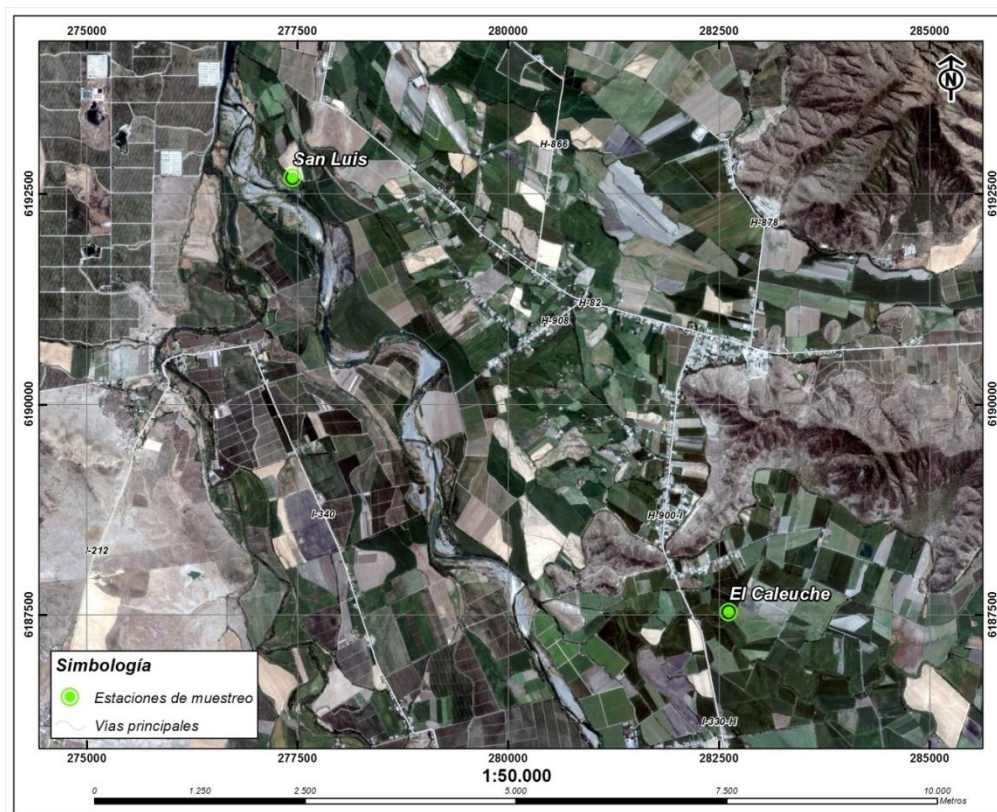


Figura 1 Ubicación de las estaciones de muestreo para la evaluación de biofiltros en los sectores de San Luis y El Caleuche, Comuna de Pichidegua (Elaboración propia en base a imágenes de Google Earth).

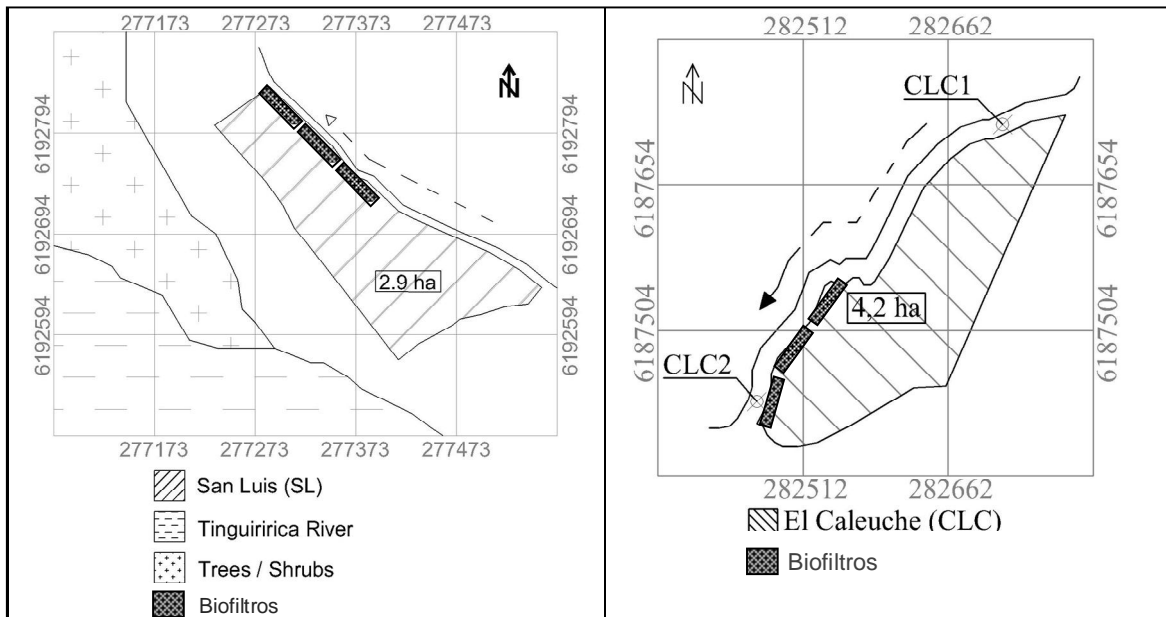


Figura 2 Ubicación de los sitios de estudio en San Luis (SL) y El Caleuche (CLC) (Corradini, 2013).

En cada sitio se realizó un levantamiento topográfico que mostró que los suelos son suavemente inclinados (gradiente de pendiente 1-3%) y el agua en superficie en cada caso se mueve hacia canales de desagüe que desembocan finalmente en el Río Tinguiririca.

Caracterización área de estudio

Geomorfología

La Comuna de Pichidegua se encuentra definida por tres macroformas de relieve: terrazas fluviales, el valle interior como parte de la depresión intermedia y los cordones de la Cordillera de la Costa. Las terrazas fluviales que bordean el río Cachapoal son producto del relleno coluvial que aporta el río formado por clastos redondeados, gravas, limo, arcilla y arena, las cuales se forman en distintos niveles según los períodos de retorno y las crecidas de invierno alimentadas de régimen pluvionival, y de los deshielos del verano, mientras que los sectores de planicie se originan por los depósitos volcánicos y gravitacionales existentes entre cerros, los que se encuentran rellenos con ripios aluviales y fluviales no consolidados de distintos tamaños, aportes de los conos recientes de quebradas, y se hace presente además la acción fluvial de canales lo que conforma superficies relativamente planas con pendientes inferiores al 5% siendo levemente inclinadas en sentido NE-SW (PLADECO, 2009).

Clima

Desde el punto de vista climático, la Región del Libertador General Bernardo O'Higgins, se encuentra bajo el dominio del clima templado-cálido con lluvias invernales, es decir, la predominancia de un clima Mediterráneo (INE, 2007).

La depresión intermedia en donde se encuentra ubicada la comuna de Pichidegua, desarrolla, según la clasificación climática de Köppen, un clima templado Cálido con Lluvias Invernales y Estación Seca Prolongada (Csb1)¹, con un registro de amplitud térmica anual que supera los 13°C y un aumento de las precipitaciones de norte a sur (Rancagua 446 mm y San Fernando 773 mm). En estas áreas es posible la distinción de climas locales como los de Peumo y San Vicente de Tagua-Tagua, donde las heladas son muy poco frecuentes, debido al relieve que las enmarca (INE, 2007).

Por lo tanto, y en consideración con lo anterior, Pichidegua se caracteriza por un sistema climático del tipo Mediterráneo, con registro de precipitaciones que alcanzan sus valores máximos entre los meses de mayo y agosto llegando a los 361,7 mm, siendo en estos meses los de mayor aporte en el año (alrededor de un 80,5% de la precipitación anual). Su alta variabilidad interanual de las precipitaciones se debe al carácter transicional del régimen pluviométrico dada por la condición extremadamente árida del norte y el clima húmedo del sur. Su temperatura media anual es de 14°C, llegando a la máxima en el mes de febrero (27,4°C) y la mínima en el mes de julio (2,9°C) (PLADECO, 2009).

¹Clasificación climática de Köppen.

Hidrografía

A nivel regional, el principal sistema hidrográfico lo constituye el río Rapel, el que debido a sus numerosos tributarios colecta las aguas de los diversos sectores de la Cordillera de Los Andes y de la parte norte de la Cordillera de la Costa. Éste se encuentra conformado por las confluencias de los ríos Cachapoal y Tinguiririca (INE, 2007).

El río Cachapoal nace en el cerro de los Piuquenes y en la depresión intermedia tributan dos cursos de agua importantes a éste, el río Claro y el estero Zamorano, mientras que el Tinguiririca se origina en las proximidades del Paso de las Damas a 3.050 m de altitud, y en la depresión intermedia recibe como tributario al estero Chimbarongo (INE, 2007).

La Comuna de Pichidegua se encuentra inserta en la cuenca del río Cachapoal por el Norte, siendo éste su principal curso de agua superficial, y por el Oeste se presenta el río Tinguiririca, ambos ríos son de régimen pluvio-nival, por lo que su caudal se incrementa en los meses de lluvia que van desde mayo-agosto, y en el período de deshielo correspondiente a noviembre-marzo (PLADECO, 2009).

Suelos

Los suelos del área de estudio corresponden a suelos de la zona Mediterránea de Chile, los que en el periodo cuaternario definieron lo que hoy es el relieve de la zona, desapareciendo los valles transversales y se definió la fisiografía en dirección norte sur, con la Cordillera de Los Andes, el valle central longitudinal, la Cordillera de la Costa y las Planicies costeras en dirección este-oeste. La altitud de la Cordillera de Los Andes y la Cordillera de la Costa decrecen en esta zona mediterránea significativamente. Los amplios valles centrales fueron definidos por los depósitos de material traídos por los deshielos o abanicos aluviales provenientes de las montañas, fluyendo sobre estos ríos que dan lugar a los materiales parentales de los suelos de estos valles (Casanova *et al.*, 2013).

Se realizó una descripción morfológica de los suelos de los sectores de SL y CLC como se indica en los Apéndices I y II, respectivamente; y una caracterización física y química de los horizontes, que se realizaron como actividades dentro del proyecto Fondecyt de iniciación N°11110464, ver detalles en el Anexo I.

Considerando estos antecedentes se determinó que los suelos en SL pertenecen a terrazas aluviales no diferenciadas (CIREN, 1996) y fueron clasificados como Typic Xerochrepts; y los suelos en CLC pertenecen a la Serie de suelos El Caleuche y fueron clasificados como Typic Duraqualf.

El Suelo en SL es de textura gruesa presentando clases texturales que varían de franca a arenosa en profundidad. Es importante destacar que este suelo presenta una percolación rápida con una retención de agua baja lo que facilita el proceso de lixiviación de N, pero dificulta el flujo lateral subsuperficial y el escurrimiento superficial que pueden movilizar formas nitrogenadas hacia el canal de desagüe. Mientras que las propiedades químicas

indican que es un suelo de pH neutro, no salino, con contenidos bajos de materia orgánica (MOS) y N total (NT), y una capacidad de intercambio catiónica (CIC) baja.

El suelo en CLC es de textura fina variando de clases texturales franco arcillosa a arcillo limosa, con una retención de agua alta que dificulta la percolación de agua. Además presenta una estrata impermeable en profundidad (duripan) que restringe el paso del agua y favorece la acumulación de agua en profundidad y las condiciones anaeróbicas lo que se manifiesta en rasgos redoximórficos abundantes en gran parte del perfil. Así en CLC la lixiviación de N a estratas más profundas se ve restringida y se verían favorecidos los procesos de escurrimiento superficial y flujo lateral subsuperficial que pueden movilizar N desde la zona cultivada hacia el canal de desagüe. Las propiedades químicas indican que el pH del suelo varía de neutro en superficie a ácido en profundidad, ligeramente salino en superficie, con contenidos altos de MOS y NT, y una CIC media.

Componentes vegetales

Para el desarrollo de este estudio se consideraron especies arbóreas, arbustivas y herbáceas. De las especies arbóreas se seleccionaron dos especies nativas de Chile central, las cuales tienen la capacidad de tolerar periodos prolongados de anegamiento, permitiendo así establecerse cercanos a cuerpos de agua. Estas especies son el chequén/arrayán (*Luma chequen* (Mol.) A. Gray) y el canelo (*Drimys winteri* J.R. et G. Forster). Para la unidad arbustiva se incluyó el “chilco” (*Fuchsia magellanica* Lam.), especie nativa que también se caracteriza por la adaptación a suelos con mal drenaje. Como componente herbáceo (pradera) se utilizó festuca (*Festuca arundinacea* Schreb.), la cual ha sido recomendada en otros estudios de biofiltros (Mayer *et al.*, 2006) para su implementación. La plantación de las especies arbustivas y la siembra de la pradera se llevaron a cabo entre los meses de Marzo a septiembre de 2012.

Métodos

Los análisis químicos de agua y suelo fueron realizados en el Laboratorio de Química de Suelos y Aguas de la Facultad de Ciencias Agronómicas de la Universidad de Chile.

Determinación de formas nitrogenadas en aguas subsuperficiales

La determinación de formas nitrogenadas en aguas subsuperficiales se realizó a partir de muestras de agua colectadas en el sector del Caleuche, donde en cada tratamiento se instalaron a la entrada y salida pozos de muestreo para la toma muestras de agua subsuperficial (considerando que el flujo de agua en el suelo es en forma lateral hacia el canal).

Los pozos de muestreo correspondieron a tubos de PVC con orificios cada diez centímetros de distancia, los que fueron enterrados en el suelo a un metro de profundidad con el fin de permitir la entrada de agua al tubo (ver Figura 3). Las muestras de agua fueron recolectadas con una jeringa para su extracción.

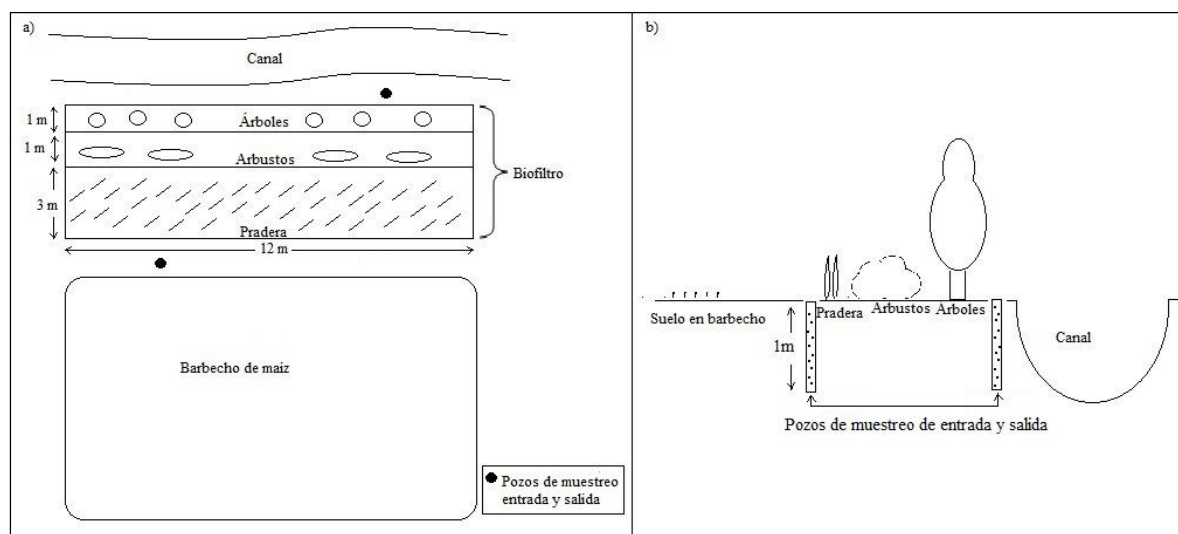


Figura 3 Esquema de ejemplo de biofiltros en área de estudio. a) Vista superior b) Vista de perfil.

La toma de muestras se realizó luego de cada evento de precipitación entre los meses de junio a septiembre de 2012, siendo almacenadas en botellas plásticas y mantenidas en un cooler a 4°C para luego ser transportadas, durante el mismo día, al laboratorio, siendo ahí

almacenadas en un refrigerador para su posterior análisis (no excediendo las 48 horas posteriores a su recolección para el análisis químico).

Previo al análisis como tal, las muestras debieron ser ambientadas a una temperatura de 20°C para luego ser filtradas con filtros de pirinola de 0,45 micrones (μm) libres de NO_3^- , lo que dio como resultado un filtrado claro que permitió la determinación de las formas nitrogenadas.

Luego que las muestras fueron ambientadas y filtradas, el análisis químico para la determinación de N- NO_3 , N- NH_4 y N total de todas las muestras, se realizó utilizando un set de reactivos de la empresa Hach, mediante métodos colorimétricos, en donde el N- NO_3 se determinó por el método del ácido cromotrópico, el N- NH_4 mediante el método del salicilato y el N total por el método de digestión con persulfato. Además, para la determinación del N total, se realizó una digestión (a 100°C) utilizando un reactor marca Hach modelo DRB200. Finalmente la lectura de todas las formas nitrogenadas en las muestras de agua se realizó en un espectrofotómetro marca Hach modelo DR-5000.

Determinación de niveles de nitrógeno (N) en suelos

En el sitio de San Luis, debido al déficit hídrico registrado durante el periodo de estudio y a la que la percolación ocurre de forma rápida en el suelo debido a la textura gruesa del sitio, que evitó la acumulación de agua en los pozos de observación, no fue posible obtener muestras de agua en ningún tratamiento. Por lo tanto, se decidió realizar un muestreo de suelo con un barreno tipo holandés, para coleccionar muestras en cuatro intervalos de profundidad (0-25, 25-50, 50-75 y 75-100 cm), en triplicado, en dos fechas: 4 de septiembre y 2 de octubre de 2012.

Las dos primeras profundidades de muestreo de suelo representan el área de influencia que tendrían los cultivos para extraer formas nitrogenadas. Mientras que la profundidad alrededor de los 100 cm, representa una zona a la cual las raíces ya no pueden llegar con facilidad, y las formas nitrogenadas que se encuentren acá son susceptibles de salir del sistema suelo-planta y moverse por lixiviación hacia las aguas subterráneas. En estas muestras de suelo se determinan los niveles de N- NO_3 y N- NH_4 acorde a las metodología definidas por la Comisión Nacional de Acreditación de Laboratorios de Suelos (Sadzawka *et al.*, 2006).

Tratamientos y diseño experimental

Los dos sitios de estudios ubicados en los sectores de El Caleuche (CLC) y San Luis (SL), contaron con la distribución de 18 y 15 parcelas respectivamente, y un diseño de bloques al azar (bloques 1-3).

Los tratamientos fueron cinco (Cuadro 1) y consideraron tres repeticiones por tratamiento. La unidad experimental correspondió a parcelas de 5 m (ancho) x 12 m (largo). En el sitio CLC se incluyó un tratamiento adicional que correspondió a la vegetación natural que tenía el sitio (NV), que incluía árboles de álamo y malezas, con las mismas dimensiones utilizadas para los otros tratamientos y tres repeticiones.

Cuadro 1. Descripción de los tratamientos.

Tratamiento	Especies	Descripción
Control	Sin especies	Suelo desnudo (5 m de ancho)
Pradera	Festuca	Una franja de pradera (5 m de ancho)
Pradera + arbusto	Festuca + chilco	Una franja de pradera (4 m de ancho) y una línea de arbustos (1 m de ancho)
Pradera + arbusto + árbol 1	Festuca + chilco + chequén	Una franja de pradera (3 m de ancho) + una línea de arbustos (1 m de ancho) y una línea de árboles (1 m de ancho)
Pradera + arbusto + árbol 2	Festuca + chilco + canelo	Una franja de pradera (3 m de ancho) + una línea de arbustos (1 m de ancho) y una línea de árboles (1 m de ancho)

La distribución de los bloques y los tratamientos se muestran en la Figura 4:

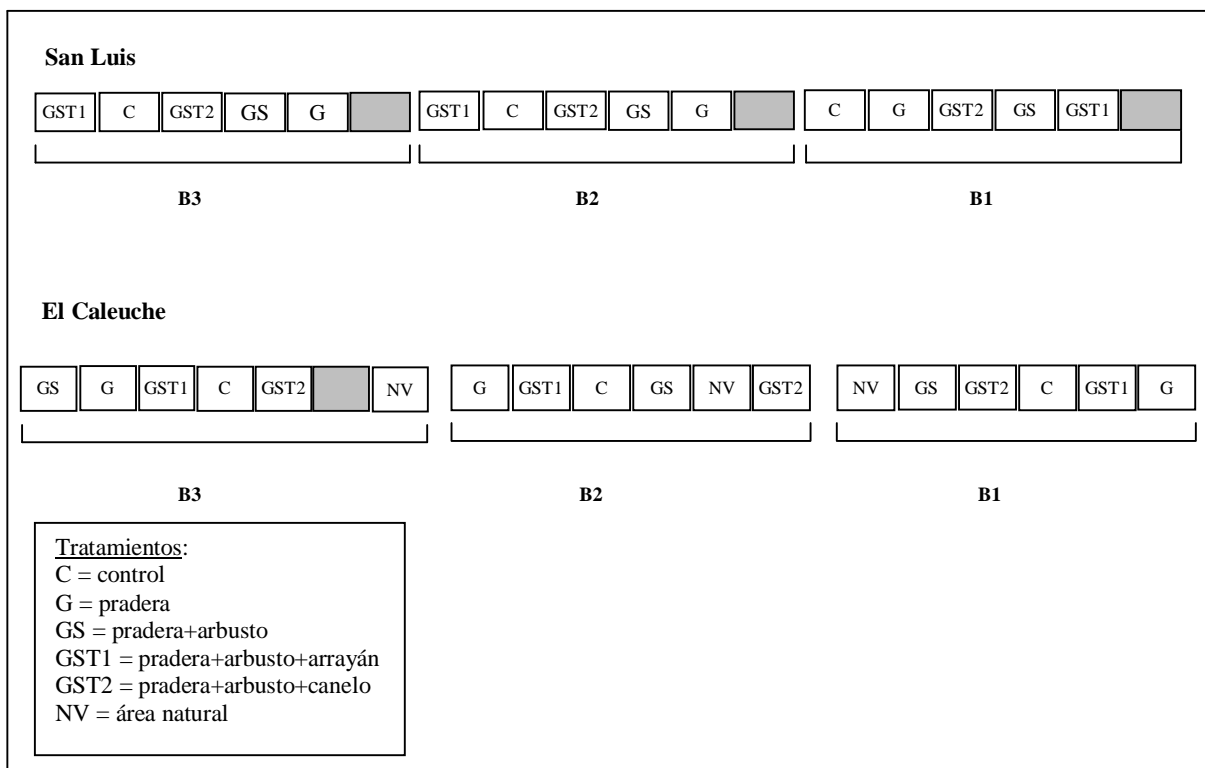


Figura 4 Diagrama distribución de las unidades experimentales del sector de El Caleuche y San Luis, con sus respectivos tratamientos.

Análisis estadístico

En este estudio los resultados fueron sometidos a un análisis de varianza (ANOVA) con $p < 0,05$ de acuerdo a un diseño de bloques completos al azar, con tres repeticiones. Los tratamientos fueron comparados entre sí utilizando la prueba de Duncan.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Variables climáticas

Para la caracterización del clima del área de estudio se consideraron los datos de precipitación y temperatura registrados por las estaciones meteorológicas instaladas en casa sitio. Con ello se pudo comparar los eventos de precipitación históricos y los registrados durante el año 2012, tal como se muestra en la Figura 5.

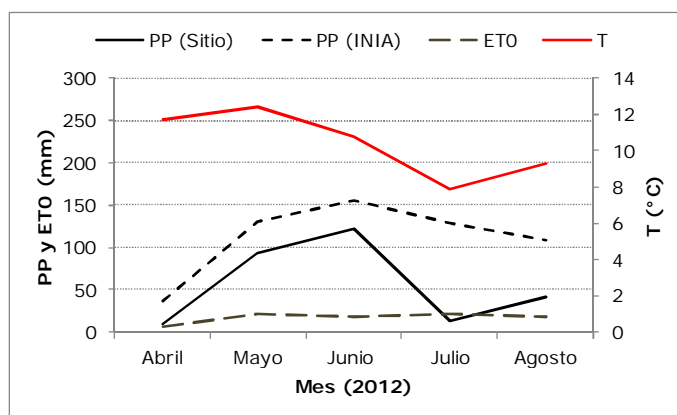


Figura 5 Gráfico de Precipitación (PP), evapotranspiración potencial (ET0) y temperatura media (T) mensual medidas en los sitios (n=2), comparadas con los valores mensuales de PP reportados por INIA para la zona agroclimática 76.5

Es importante destacar que la precipitación acumulada en la zona, medida con las estaciones meteorológicas instaladas en cada sitio, en el periodo mayo-agosto fue de 279 mm, mientras que los datos históricos de la zona muestran que la precipitación acumulada para estos meses es de 579 mm (INIA, 1989), registrándose así en la zona en estudio un déficit de precipitaciones cercano al 50% respecto a un año normal. Por lo tanto, en ambos sitios las precipitaciones fueron escasas, registrándose solo cuatro eventos de precipitación importantes: 25-27 de mayo (91 mm); 12-13 de junio (47 mm) 16-17 de junio (34 mm) y 28 junio-1 julio (32 mm) (ver Figura 5). En este sentido, el área de estudio en SL fue inundada por la salida del Río Tinguirica durante 24 h el día 26 de Junio y 4 h el día 13 de Junio.

Esta condición de déficit de precipitaciones determinó que la presencia de agua en los tubos de muestreo sea igualmente escasa, repercutiendo en la recolección de muestras para su posterior análisis.

La temperatura media fue de 10,4°C entre los meses de abril y agosto y la ET0 media fue de 84,9 mm para el período mencionado.

Concentración de formas nitrogenadas en El Caleuche

La recolección de las muestras de agua en los pozos de observación en terreno se realizó entre el 8 junio del 2012 y el 26 de septiembre de 2012. En el Cuadro 2 y las Figuras 6 y 7 se muestran los resultados de la determinación de la concentración de N-NO₃ en la entrada y salida, respectivamente, en cada tratamiento durante el periodo de estudio. El detalle de todas las mediciones realizadas se encuentra en el Apéndice III. En general, no se encontraron diferencias significativas ($p > 0,05$, ANOVA) en los resultados de las concentraciones entre los tratamientos tanto a la entrada como a la salida.

Cuadro 2. Concentraciones medias de nitratos (N-NO₃) en la entrada y salida de los biofiltros.

Tratamientos ¹	Concentración ^{2,3}	
	Entrada	Salida
	----- mg NO ₃ -N L ⁻¹ -----	
C	2,69 ± 5,26	0,68 ± 0,56
G	2,86 ± 4,78	1,34 ± 1,80
GS	2,72 ± 4,46	1,94 ± 2,72
GST1	6,43 ± 10,63	1,72 ± 2,52
GST2	3,45 ± 6,63	1,09 ± 1,02
NV	2,01 ± 6,27	2,02 ± 3,35

¹ Ver descripción de tratamientos en Cuadro 1.

² promedio ± desviación estándar (n=3).

³ No se encontraron diferencias significativas ($p > 0,05$, ANOVA).

En la Figura 6 se puede observar que las concentraciones de N-NO₃ fueron en general, en todos los tratamientos, más altas al inicio ($X= 13,9$ mg L⁻¹, n= 6) que al final ($X= 0,8$ mg L⁻¹, n= 16) del periodo de mediciones. Estos valores iniciales se encontraron en un rango de 0,4 a 34,3 mg NO₃-N L⁻¹ medidos en el mes de junio de 2012. El valor más alto se encontró en el tratamiento GST1 y el valor más bajo al tratamiento NV. Sin embargo, estas diferencias fueron solo atribuibles a un efecto de variabilidad espacial en el área de estudio, donde tanto el microrelieve en superficie y la variación en la profundidad del duripan (hecho que pudo ser comprobado *in situ* en el área de estudio y descrito en la memoria de título del autor Hurtado, V., 2014) pudieron afectar el flujo lateral subsuperficial y el movimiento de N-NO₃ desde el campo cultivado hacia la entrada del biofiltro.

En la Figura 7 se indican las concentraciones promedio de N-NO₃ por cada tratamiento a la salida del biofiltro. En este caso se puede observar que los resultados de las concentraciones de las primeras mediciones van desde los 0,6 hasta 11,1 mg N-NO₃ L⁻¹, para NV y GST1, respectivamente. Se destaca que los valores más altos ($X= 5,5$ mg L⁻¹, n=6) se registraron en las primeras fechas de muestreo, a diferencia del final del periodo de estudio cuando las concentraciones fueron más bajas ($X= 0,8$ mg L⁻¹, n=15).

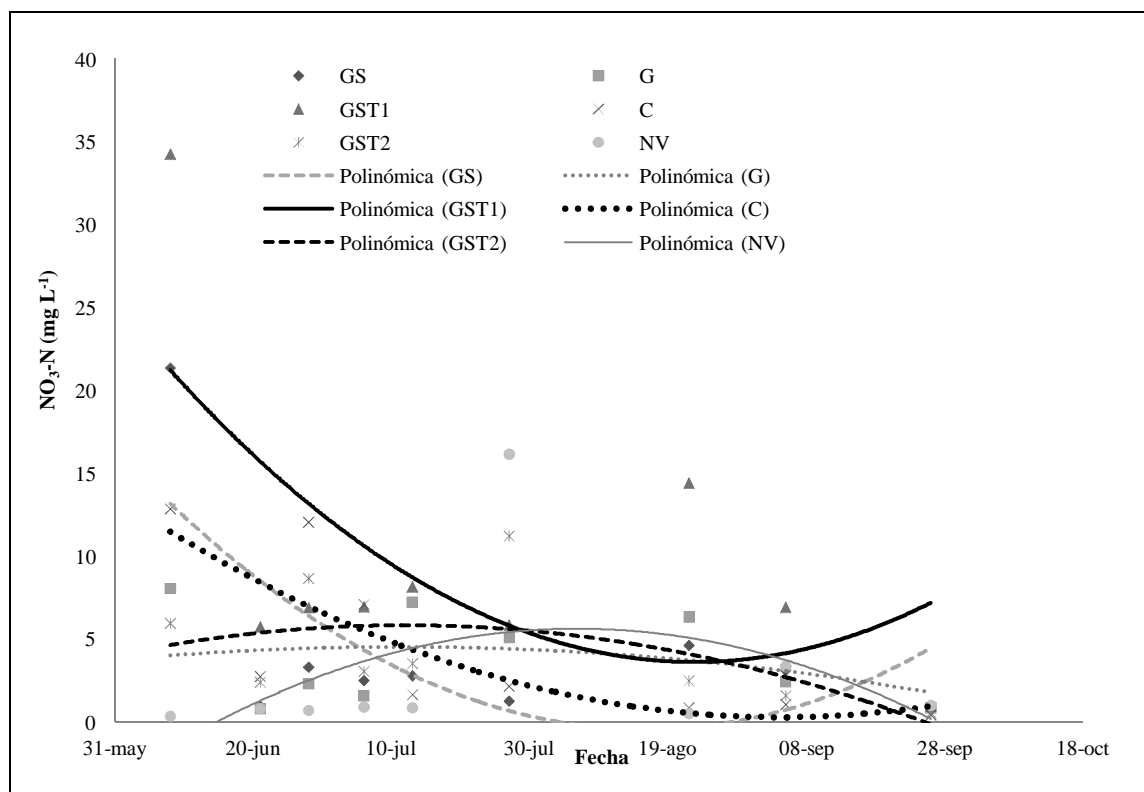


Figura 6 Concentraciones promedio de nitrato (N-NO_3) en cada tratamiento ($n=3$) a la entrada del biofiltro. Ver descripción de los tratamientos en el Cuadro 1.

Estas concentraciones más altas registradas al inicio del estudio, tanto en la entrada como en la salida del biofiltro, se relacionaron con los intensos eventos de precipitaciones registrados en mayo y junio, donde una cantidad importante de formas nitrogenadas solubles que se habían acumulado después de la cosecha del maíz fueron desplazadas por el agua que se movilizó subsuperficialmente a través de los biofiltros.

Por otra parte, las diferencias que existen entre las concentraciones de los pozos de la salida del biofiltro podría estar dada por: i) el área natural no fue intervenida durante la instalación de los biofiltros, por lo tanto las especies existentes se encuentran adaptadas manteniendo su condición natural; y ii) el sitio del tratamiento GST1 fue intervenido para la plantación y siembra de nuevas especies requiriendo mayor tiempo de adaptación a las condiciones climáticas y de suelo. Por lo tanto, estas diferencias hacen que la presencia de N-NO_3 en las muestras analizadas se deba a la absorción realizadas por las raíces de las especies vegetales ya adaptadas, las que aprovecharían estas formas nitrogenadas una vez que son transformadas por procesos biológicos propios de las bacterias presentes en el suelo (Havlin *et al.*, 2013).

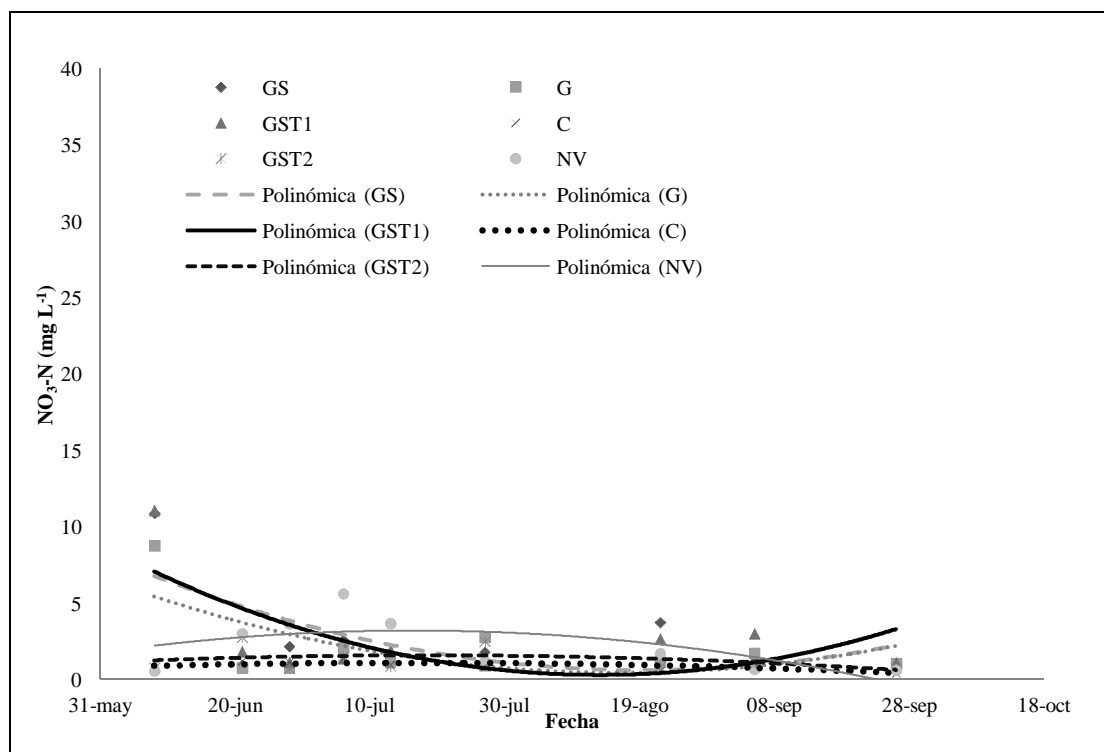


Figura 7 Concentraciones promedio de nitrato (N-NO_3) en cada tratamiento ($n=3$) a la salida del biofiltro. Ver descripción de los tratamientos en el Cuadro 1.

En el Cuadro 3 y las Figuras 8 y 9 se muestran los resultados de la determinación de la concentración de $\text{NH}_4\text{-N}$ en la entrada y salida, respectivamente, en cada tratamiento durante el periodo de estudio. Al igual que en la mediciones de $\text{NO}_3\text{-N}$, no se encontraron diferencias significativas ($p > 0,05$, ANOVA) en los resultados de las concentraciones de $\text{NH}_4\text{-N}$ tanto a la entrada como a la salida.

Cuadro 3. Concentraciones medias de amonio ($\text{NH}_4\text{-N}$) en la entrada y salida de los biofiltros.

Tratamientos ¹	Concentración ^{2,3}	
	Entrada	Salida
	----- $\text{mg NH}_4\text{-N L}^{-1}$ -----	
C	0,58 ± 1,02	1,09 ± 1,60
G	0,57 ± 1,05	0,97 ± 2,54
GS	1,03 ± 1,66	1,14 ± 2,93
GST1	0,46 ± 0,84	0,65 ± 1,05
GST2	1,03 ± 2,45	0,57 ± 1,28
NV	1,49 ± 2,77	2,34 ± 6,56

¹ Ver descripción de tratamientos en Cuadro 1.

² promedio ± desviación estándar ($n=3$).

³ No se encontraron diferencias significativas ($p > 0,05$, ANOVA).

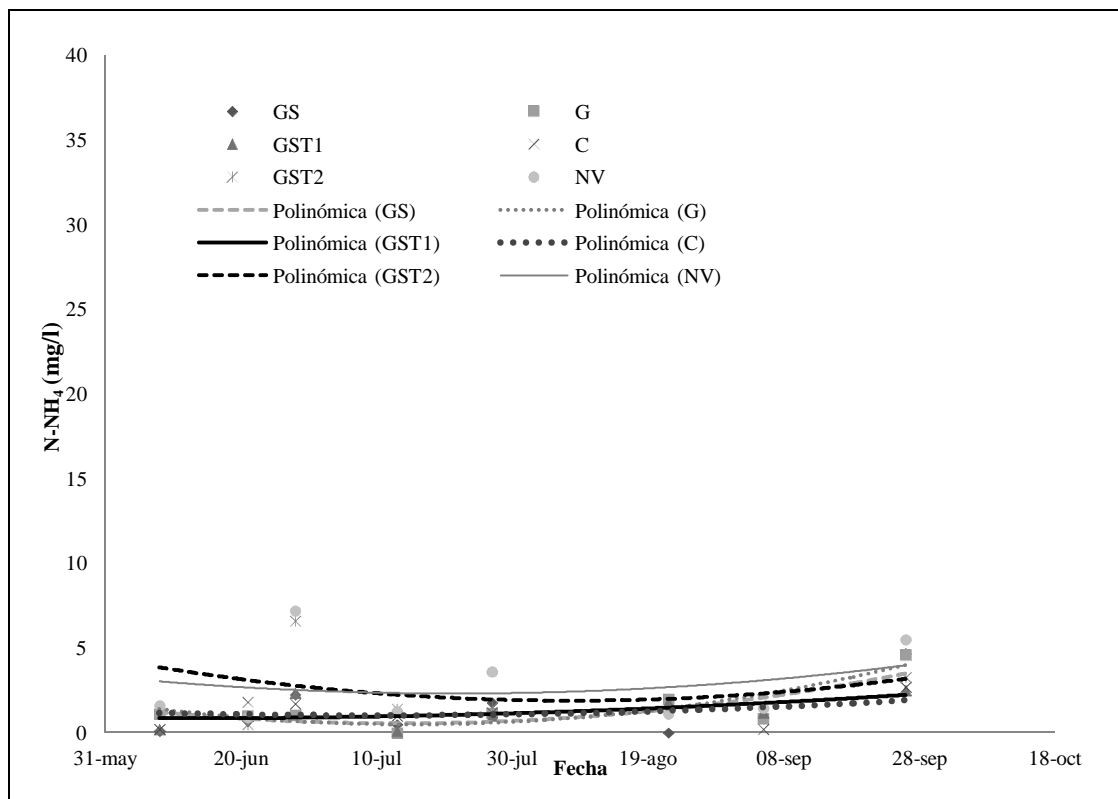


Figura 8 Concentraciones promedio de amonio ($N-NH_4$) en cada tratamiento ($n=3$) a la entrada del biofiltro. Ver descripción de los tratamientos en el Cuadro 1.

En la Figura 8 se puede ver una discontinuidad de los datos, ya que no existen resultados de los análisis para NH_4-N de las muestras tomadas el 5 de julio 2012, esto debido a que no se pudieron determinar las concentraciones por los métodos estandarizados. Los resultados de las concentraciones van desde los $0,1 \text{ mg } N-NH_4 \cdot L^{-1}$ para el tratamiento GS (8 junio) hasta los $7,2 \text{ mg } N-NH_4 \cdot L^{-1}$ para el tratamiento NV (21 junio). En general, como se puede apreciar en la Figura 9 del gráfico, las concentraciones se mantuvieron estables entre los tratamientos durante el periodo de estudio.

En la Figura 9 se observa que las concentraciones de $N-NH_4$ a la salida de los biofiltros se mantuvieron estables al inicio ($<5 \text{ mg } N-NH_4 \cdot L^{-1}$), pero aumentaron considerablemente solo en el tratamiento NV en la última medición en septiembre.

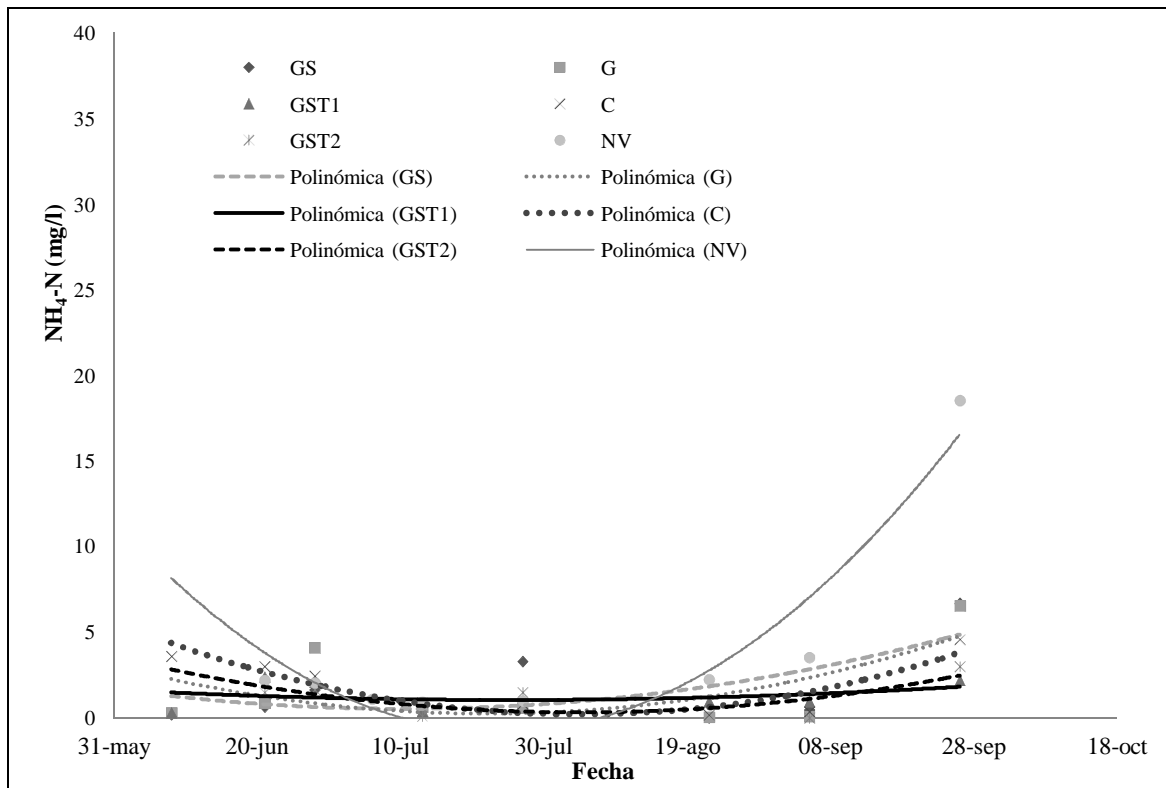


Figura 9 Concentraciones promedio de amonio ($N-NH_4$) en cada tratamiento ($n=3$) a la salida del biofiltro. Ver descripción de los tratamientos en el Cuadro 1.

Al contrario de los resultados en las mediciones de $N-NO_3$, los resultados de las concentraciones de $N-NH_4$ mostraron una discontinuidad en la línea de tendencia al no haber resultados de mediciones para alguna de las fechas. Para el caso del tratamiento G (pradera), con fecha 6 de julio, no existió muestras para análisis en ninguno de los bloques de repetición del tratamiento, ya que no hubo presencia de agua libre en los pozos de muestreo (ver Apéndice II). El déficit hídrico en los tubos y las cantidades de muestras para el análisis pueden deberse a una multiplicidad de factores que impidieron esta actividad. Entre ellos que se encuentran los siguientes i) déficit hídrico en los pozos de muestreo, donde existieron ocasiones en las que no se pudo obtener muestra debido, posiblemente, a que la escasa agua precipitada que llegó a la superficie del suelo pudo o perderse como escorrentía superficial o volver a la atmósfera a través de la evaporación (FAO, 2005), ii) el agua que puede haber infiltrado al flujo subterráneo dependerá de la conductividad hidráulica del suelo y de la pendiente del acuífero (Fattorelli y Fernández, 2011) que exista en los suelos del área experimental. Cabe destacar que se realizó una descripción morfológica de suelos de El Caleuche, en que se determinó un suelo Typic Duraqualf (Alfisol) según clasificación taxonómica (ver Anexo I) donde en este suelo de textura fina y conductividad hidráulica baja se pudo restringir la percolación de agua en profundidad y su posterior acumulación en el horizonte sobre el duripan, evitando así su entrada a los pozos de muestreo.

En las Figuras 10 y 11 se muestran los resultados de los análisis de nitrógeno total (NT) a la entrada y salida de los biofiltros, respectivamente.

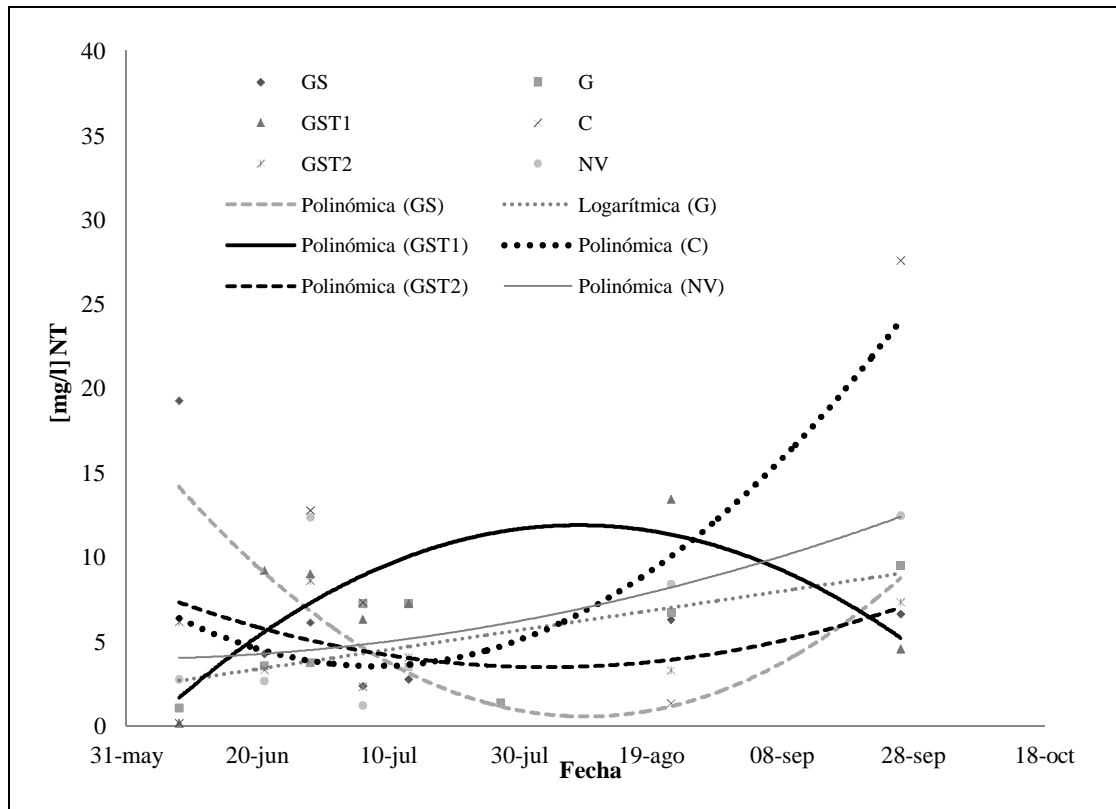


Figura 10 Concentraciones promedio de nitrógeno total (NT) en cada tratamiento a la entrada del biofiltro. Ver descripción de los tratamientos en el Cuadro 1.

La determinación de NT fue realizada con menor frecuencia que en las otras formas nitrogenadas, midiéndose solo una vez al mes. En la entrada de los biofiltros estas concentraciones variaron desde los 0,2 a 18,3 mg N L⁻¹ para los tratamientos C y GS, respectivamente. En general, no existió una tendencia clara en la dinámica de las concentraciones entre la primera fecha ($X=12,8$ mg L⁻¹, $n=6$), a mediados ($X=4,8$ mg L⁻¹, $n=14$) y la última fecha ($X=12,2$ mg L⁻¹, $n=13$) entre los tratamientos.

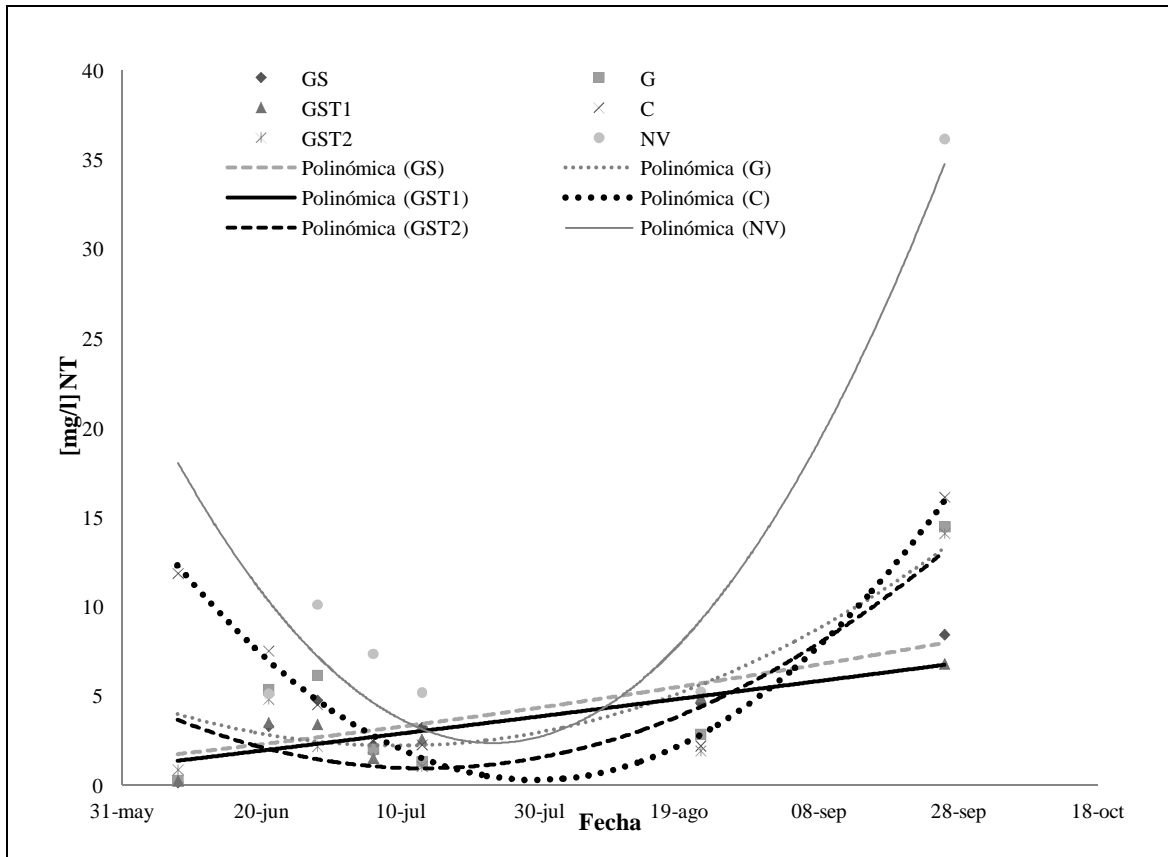


Figura 11 Concentraciones de nitrógeno total (NT) en cada tratamiento a la salida del biofiltro. Ver descripción de los tratamientos en el Cuadro 1.

En forma similar a los niveles de la entrada, en la Figura 11 se observa que las concentraciones a la salida variaron desde los 0,3 a 36,2 mg N L⁻¹ para los tratamientos GST1 y NV respectivamente, sin mostrar una tendencia clara entre los tratamientos

Al considerar todas las mediciones, en las Figuras 10 y 11, se aprecia que al final de la temporada se registró un aumento en las concentraciones de NT tanto en la entrada ($X=12,2$ mg L⁻¹, $n=13$) como a la salida ($X=14,8$ mg L⁻¹, $n=15$) del biofiltro, lo cual se explicaría por el último evento de precipitación ocurrido en el mes de septiembre, en donde las precipitaciones (agua) serían una importante agente para desplazar formas N hacia estratas más profundas (Tapia y Villavicencio, 2007). Al igual que los resultados de N-NH₄, existieron ocasiones en las que no se pudo recolectar la totalidad de las muestras por la nula disponibilidad de agua libre en los tubos de medición, lo que no permitió su posterior análisis y por ende posterior comparación, que dé cuenta de la efectividad del biofiltro para la disminuir las formas nitrogenadas hacia la salida de éste.

En general se aprecian concentraciones mayores de formas N a la entrada de los biofiltros que se explicarían por la cercanía del área experimental al campo de cultivo, ya que en éste,

quedarían restos de formas nitrogenadas inorgánicas en los suelos provenientes de diferentes fuentes, como son la fijación biológica y los residuos vegetales. Estos últimos entregan la materia orgánica al suelo siendo el aporte directo de nutrientes esenciales, como el N, y que además, se mantendrían disponibles por más tiempo debido a la lenta mineralización del rastrojo al no ser introducido al suelo (Havlin *et al.*, 2013).

Existen otros estudios donde se evaluó la efectividad de los biofiltros como medida de mitigación para reducir los procesos de contaminación difusa de N. Por ejemplo, Mayer *et al.* (2006) menciona que la efectividad del biofiltro para la remoción de N en flujo lateral subsuperficial no dependerá directamente del ancho del biofiltro, si no que se relacionará además con la influencia de otros factores como: las especies vegetales utilizadas, el tipo de suelo, la hidrología de la cuenca (por ejemplo, la saturación del suelo, trayectorias de flujo de agua subterránea, etc.); y la biogeoquímica del suelo en horizontes más profundos (suministro de carbono orgánico y concentración de N-NO₃) y su efecto en la tasa de desnitrificación. A lo anterior, se puede adicionar que las conclusiones del estudio de Marius *et al.* (2012) quien señala que no existen resultados significativos entre tratamientos de biofiltros en suelos profundos, ya que la efectividad de estos, solo son válidas en condiciones hidrogeológicas específicas y que se deberían incluir en investigaciones futuras medidas adicionales antes de instalar el biofiltro y sus tratamientos para hacer frente a la variabilidad espacial y temporal del sitio de estudio.

Medición formas nitrogenadas San Luis

Para la determinación de formas nitrogenadas en el área de estudio de San Luis (SL), se colectaron muestras de suelo utilizando un barreno holandés, ya que las condiciones del suelo y monto de precipitación (discutido previamente) no permitieron la presencia de agua libre en los pozos de muestreo. Lo anterior fue corroborado *in situ* en el trabajo realizado por Vargas (2013), donde se evaluaron distintos métodos de muestreo de agua/solución suelo en el suelo de SL. En esta memoria se estableció que en este suelo el nivel freático se encontraba a una profundidad mayor a 1,5 m durante el periodo de otoño-invierno de 2012 y en consecuencia no fue posible obtener muestras de agua con el método de pozos de observación. Por el contrario, en el sitio CLC, el cual presentaba un duripan que permitió la presencia de un nivel freático permanente en el suelo lo que favoreció la acumulación de agua dentro de los pozos de observación.

Las muestras de suelo fueron colectadas a cuatro profundidades (0-25, 25-50, 50-75 y 75-100 cm) en la entrada y salida de cada uno de las parcelas (tratamientos) y repetidas en los tres bloques. La toma de muestras se realizó en dos ocasiones (septiembre y octubre de 2012), en las que se pudo recolectar la totalidad de las muestras de suelo.

En las Figuras 12 y 13, se presentan los resultados de las concentraciones de la primera fecha (Septiembre 2012) para las formas nitrogenadas de amonio (N-NH_4) y nitrato (N-NO_3), respectivamente, a la entrada y salida del biofiltro.

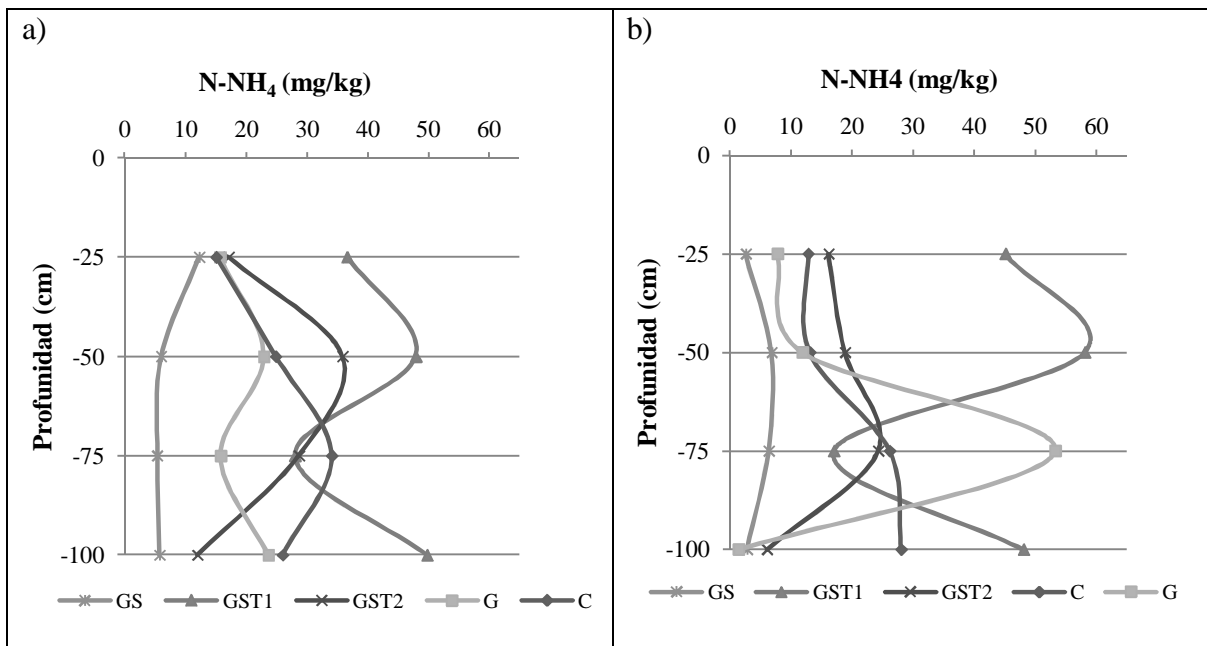


Figura 12 Concentraciones de amonio (N-NH_4) en muestras de suelo con a) entrada y b) salida del biofiltro para cada tratamiento ($n=3$) a 25, 50, 75 y 100 cm de profundidad.

Respecto a las concentraciones de N-NH_4 (Figura 12), los niveles variaron a la entrada del biofiltro desde los 5,3 mg $\text{N-NH}_4 \text{ L}^{-1}$ a 49,8 mg $\text{N-NH}_4 \text{ L}^{-1}$ para los tratamientos GS y GST1 a la profundidad de 75 y 100 cm, respectivamente. En promedio las concentraciones a la entrada son menores ($X=23,1 \text{ mg L}^{-1}$, $n=60$) que a la salida ($X=20,3 \text{ mg L}^{-1}$, $n=60$) del biofiltro, sin embargo estas diferencias no fueron significativas ($p>0,05$). Además no existieron diferencias significativas ($p>0,05$) de las concentraciones entre la entrada y la salida de los biofiltros.

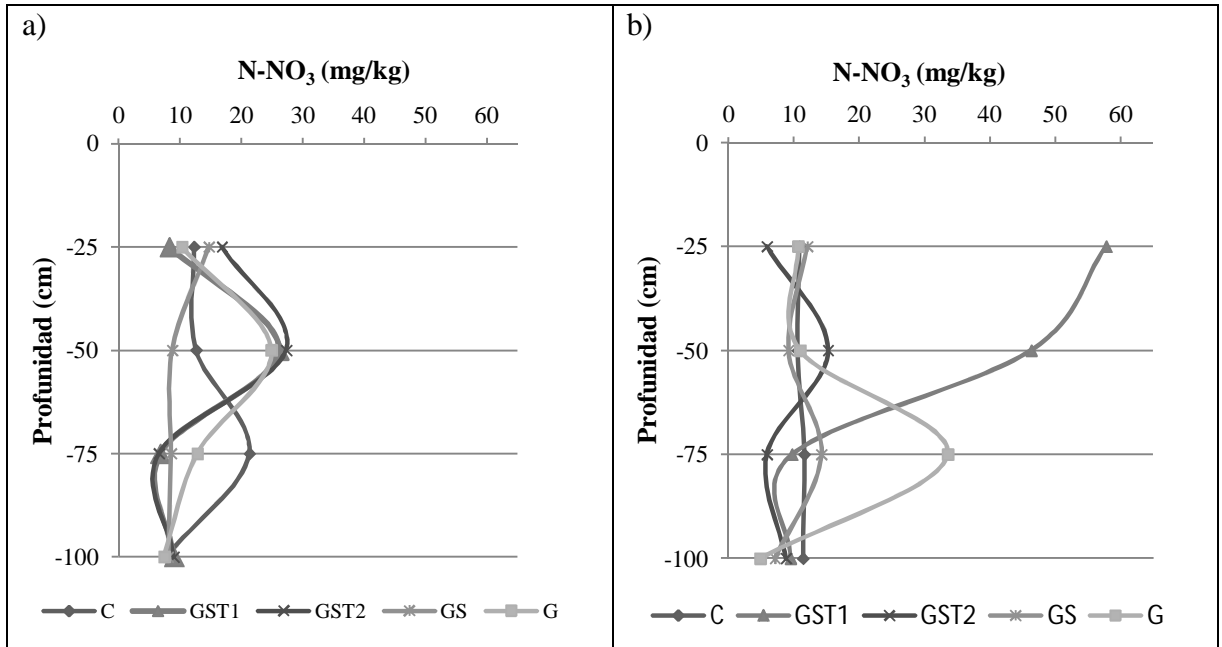


Figura 13 Concentraciones de nitrato (N-NO₃) en muestras de suelo con a) entrada y b) salida del biofiltro para cada tratamiento (n=3) a 25, 50, 75 y 100 cm de profundidad.

Como se observa en la Figura 13, los rangos de las concentraciones de N-NO₃ a la entrada del biofiltro variaron desde los 7,3 mg N-NO₃ L⁻¹ a 27,3 mg N-NO₃ L⁻¹ para los tratamientos G y GST2 a la profundidad de 100 y 50 cm, respectivamente. En promedio las concentraciones a la entrada fueron menores ($X=17,2$ mg L⁻¹, n= 60) que a la salida ($X=15,3$ mg L⁻¹, n= 60) del biofiltro, sin embargo estas diferencias no fueron significativas ($p>0,05$).

Por lo tanto, ambas formas nitrogenadas se mantuvieron en valores cercanos y sin grandes diferencias entre la entrada y salida del biofiltro en esta primera fecha de medición (diferencia de no más de 6 mg L⁻¹ entre los promedios de cada una).

A continuación, se presentan los resultados de los análisis para la determinación de las concentraciones de las formas nitrogenadas N-NH₄ y N-NO₃, en muestras de suelo, para la segunda fecha de medición (Octubre de 2012).

Como se observa en la Figura 14, los rangos de las concentraciones de N-NH_4 a la entrada del biofiltro variaron desde los $11,6 \text{ mg N-NH}_4 \text{ L}^{-1}$ a $23,5 \text{ mg N-NH}_4 \text{ L}^{-1}$ para los tratamientos C y GST2 a la profundidad de 50 y 100 cm, respectivamente. En promedio las concentraciones fueron similares tanto a la entrada ($X=15,40 \text{ mg L}^{-1}$, $n= 60$) como a la salida ($X= 15,44 \text{ mg L}^{-1}$, $n= 60$) del biofiltro, y en consecuencia no se encontraron diferencias significativas ($p>0,05$) entre estos valores.

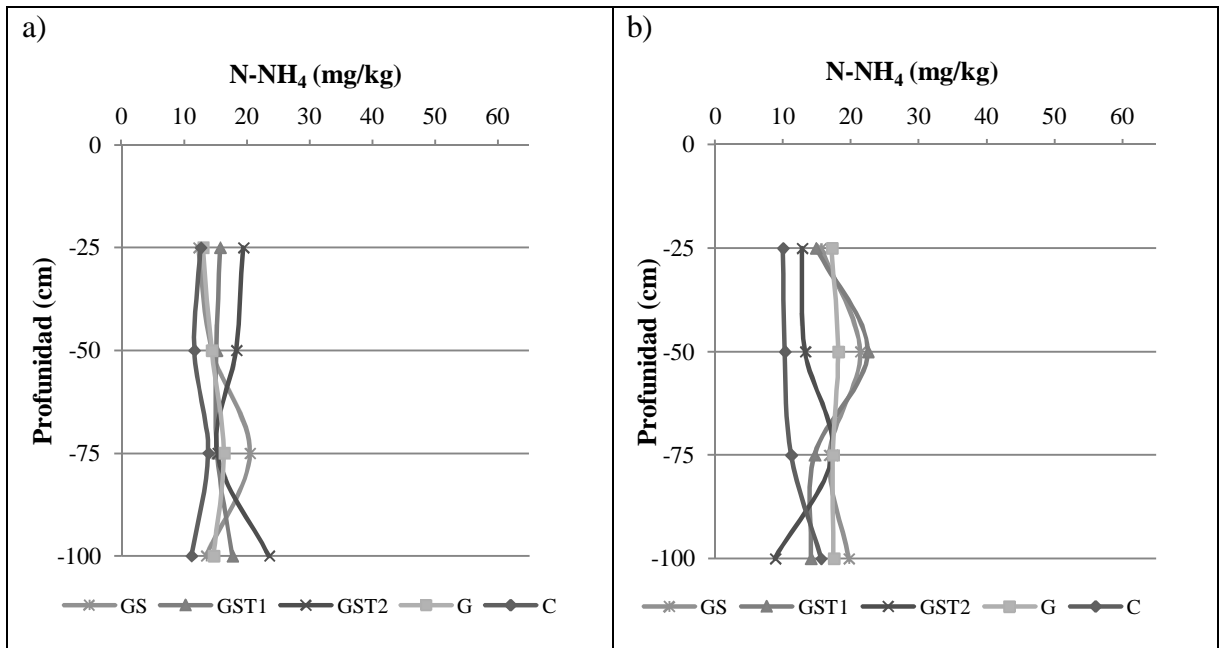


Figura 14 Concentraciones de amonio (N-NH_4) con a) entrada y b) salida biofiltro en muestras de suelo para cada tratamiento ($n=3$) a 25, 50, 75 y 100 cm de profundidad.

Al comparar los resultados de las concentraciones de N-NH_4 de las dos fechas de medición, tanto a la entrada como a la salida del biofiltro, se encontró una leve disminución de las concentraciones hacia la segunda fecha de medición, pero sin mostrar diferencias significativas ($p>0,05$) debido a la mínima diferencia que existe entre los valores de estos resultados.

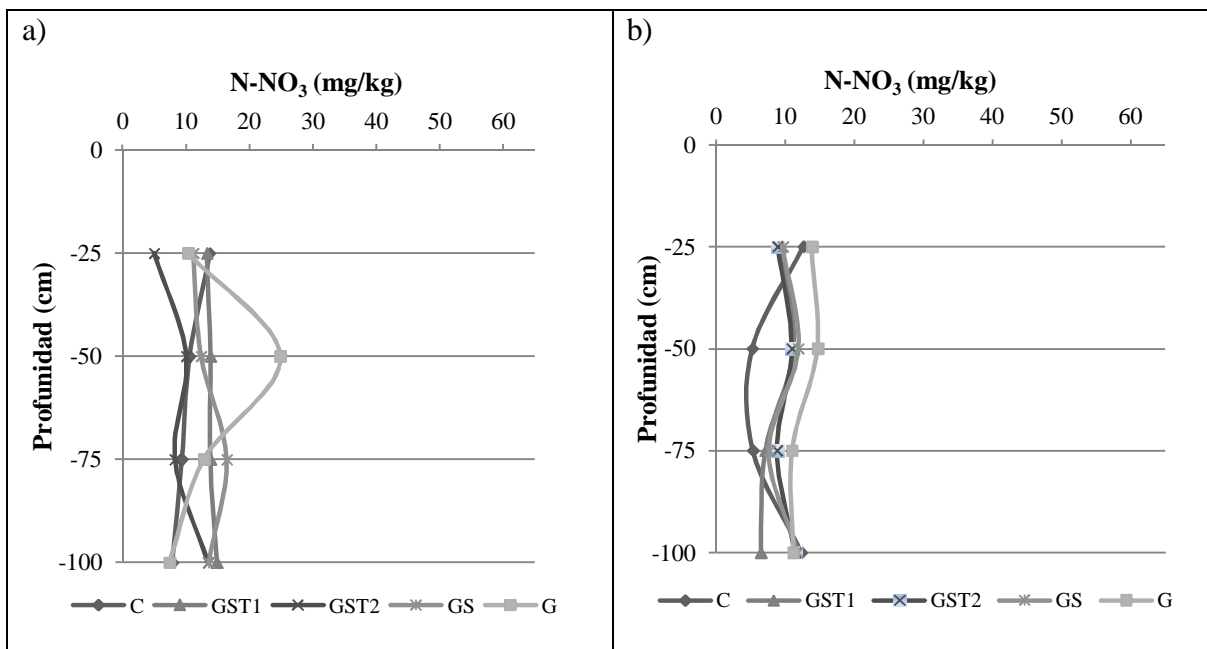


Figura 15 Concentraciones de nitrato (N-NO_3) con a) entrada y b) salida biofiltro en muestras de suelo para cada tratamiento ($n=3$) a 25, 50, 75 y 100 cm de profundidad.

Se observa en la Figura 13, que las concentraciones de N-NO_3 a la entrada del biofiltro se encontraban en un rango de $4,9 \text{ mg N-NO}_3 \text{ L}^{-1}$ a $24,8 \text{ mg N-NO}_3 \text{ L}^{-1}$ para los tratamientos GST2 y G a la profundidad de 25 y 50 cm, respectivamente. En promedio las concentraciones a la entrada fueron menores ($X=11,5 \text{ mg N-NO}_3 \text{ L}^{-1}$, $n= 60$) que a la salida ($X= 10,4 \text{ mg N-NO}_3 \text{ L}^{-1}$, $n= 60$) del biofiltro, sin mostrar diferencias significativas ($p>0,05$) entre ambas.

En términos generales, como se mencionó anteriormente, se puede señalar que existió una variación en las concentraciones entre la primera y la segunda fecha, siendo las concentraciones promedio mayores en la primera fecha. Entre los factores que se pueden analizar para comprender estas diferencias se puede mencionar que: i) posiblemente existan altas concentraciones de N-NO_3 y N-NH_4 debido a la eventual e intensa precipitación ocurrida en el mes de septiembre que provocó inundación en el predio de estudio, lo que explicará el lavado de estas formas nitrogenadas y depositándose de forma homogénea sobre el suelo, ya que no existe una alta gradiente de pendiente que pueda dirigir el flujo superficial y subsuperficial hacia el canal de desagüe colindante al biofiltro, ii) la adaptación del sistema radicular de las especies vegetales a sustrato, lo que permitiría mayor absorción de formas nitrogenadas.

Por lo tanto, y en resumen, al igual que lo indicado en los resultados de N-NH_4 , las concentraciones de N-NO_3 en la segunda fecha mostraron una tendencia a disminuir tanto a la entrada como a la salida del biofiltro que podría estar dado por la absorción realizada por

las especies vegetales y por existencia de precipitaciones entre ambas fechas que podrían haber generado pérdidas por lixiviación de N.

En cuanto al análisis estadístico, no se encontraron diferencias significativas entre los distintos tratamientos ($p > 0,05$, ANOVA) en los resultados de las concentraciones en las dos fechas evaluadas.

Discusión General

Los resultados del estudio sugieren que el tiempo de adaptación de las especies vegetales establecidas en las parcelas experimentales no fue suficiente como para que las raíces exploraran la totalidad del perfil del suelo, y así poder retener las formas nitrogenadas presentes durante el primer año de su instalación. Lo anterior en base a los múltiples factores que pudieron influir sobre la capacidad de estas franjas de biofiltro para retener el N que se moviliza hacia los cuerpos de agua superficiales y que puedan causar la contaminación de estos.

La multiplicidad de los factores y su influencia se han podido establecer en los diferentes estudios realizados por distintos autores, sin embargo, existen otros estudios que bajo similares condiciones han podido obtener resultados similares, como es el caso de Tapia y Villavicencio (2007) y los autores Borin y Bigon (2002). En el estudio de los primeros autores mencionados, tuvo como finalidad evaluar la eficiencia de los biofiltros en la reducción de los contaminantes difusos presentes en las aguas de riego de la Región de O'Higgins. Se realizó seleccionando ocho predios con igual número de módulos de estudio (BF1, BF2 y testigo) e identificando los principales contaminantes a tratar en cada uno de los predios. Por lo tanto el diseño de los biofiltros, tanto para definir las especies, el ancho específico del biofiltro, la preparación del suelo y el establecimiento del sistema se efectuó bajo la primicia del tipo de contaminante a controlar. El estudio determinó un ancho de franja entre 6-8 metros para estrato herbáceo y entre 5-8 para estrato arbustivo, evaluándose durante un período de 3 años. Los resultados sobre la eficiencia de remoción del NO_3^- se estimó en aguas superficiales y subsuperficiales siendo mayor la remoción en aguas subsuperficiales, específicamente en BF1, con un 72,2% sobre un 50% en BF2. En cuanto a las aguas superficiales la eficiencia para BF1 fue de 18,3% y 10,7% para BF2. El estudio indicó que la mayor reducción de dicho contaminante se explica por el hecho que el biofiltro BF1 estaría compuesta por una pradera y un estrato arbóreo estable que generó un mayor volumen de las raíces lo que hizo posible una extracción en profundidad en mayor grado que BF2 tanto a nivel superficial como subsuperficial. Por lo tanto, la eficiencia del biofiltro para la remoción de este contaminante se vio influenciada por el establecimiento de la especie en el sistema, que por el ancho de franja determinado.

Por otra parte, el estudio realizado por Borin y Bigon (2002), en zonas de clima Mediterráneo de Italia, y bajo similares características, reportaron disminuciones superiores

al 90% de la remoción de NO_3^- en aguas subsuperficiales, considerando biofiltros con un ancho de franja de 6 metros (5 metros de pradera y un metro de estrato arbóreo), medidos durante dos años. La importante reducción de esta forma nitrogenada se estableció en el estudio por la particularidad de la presencia del estrato arbustivo que desarrollo un sistema radicular capaz de absorber el NO_3^- presente en las aguas subsuperficiales, y por lo tanto, al igual que el estudio analizado anteriormente, la anchura del biofiltro no mostraría un mayor efecto en la reducción del NO_3^- .

Existen diversos estudios en los últimos 20 años que han evaluado la efectividad de los biofiltros en base a la multiplicidad de los factores presentes en el sistema, entre los que se tiene: el ancho del biofiltro, el suelo y el clima, pero además se ha discutido las especies utilizadas en cada uno de los trabajos efectuados, sin embargo, lo que respecta a este tópico no hace especial referencia a las especies utilizadas si no que a la composición vegetal existente en el biofiltro. Por ejemplo, Duchemin y Hoguen (2009) compararon dos franjas de biofiltros distintas, la primera estaba constituida exclusivamente por pradera y la segunda por álamos y pradera, sin embargo, la introducción de los álamos no trajo un aumento significativo en la capacidad del biofiltro para retener nitrógeno. Lo anterior puede deberse a la edad de los árboles utilizados (< 2 años). En base a lo descrito, para poder determinar la efectividad de las especies se requiere un tiempo considerable para que puedan ejercer un efecto en la remoción de N mediante el proceso de absorción radical. Adicionalmente, los servicios ecológicos generados por álamos, en términos de secuestro de N, aumentan si la fertilidad de suelo aumenta (Fortier *et al.*, 2010). Así, en ciertos estudios se estableció que en biofiltros con árboles y praderas son significativamente eficientes reduciendo NO_3^- , principalmente a través de la reducción en el volumen de escurrimiento superficial (Wang *et al.*, 2012; Fortier *et al.*, 2010).

En conclusión, en lo que respecta este trabajo, se ha podido determinar que una efectiva evaluación de los biofiltros deberá ser llevada a cabo una vez que las especies vegetales se hayan establecido y estabilizado en el sistema introducido (de preferencia posterior a un año de instalación en base a los casos evaluados por los autores antes mencionados), y que dentro de las variables a considerar, se debe tener en cuenta que el clima es uno de los factores más variable que influye directamente en la disponibilidad del recurso agua para el posterior análisis de las muestras. Junto con lo anterior, otro factor de importancia son las características del suelo que se presentan el área de estudio y que es un factor con menor grado variabilidad con respecto al clima, por lo que en el momento de evaluar una posible instalación, ésta es una condición manejable para determinar el diseño y definición del futuro biofiltro.

Las condiciones que se presentaron durante el desarrollo de este pueden montar un precedente para la continuidad de los futuros análisis que se llevaran a cabo en el área experimental.

CONCLUSIONES

En este estudio se determinó que un sistema de biofiltro angosto (5 m ancho) compuesto por árboles arbustos y pradera no fue efectivo para retener las formas nitrogenadas que se movilizaron desde suelos con cultivo de maíz grano hacia un canal de desagüe cercano durante el primer año de instalación. Lo anterior se asoció a que el tiempo de adaptación de las especies instaladas en las parcelas experimentales no fue suficiente para que las raíces exploraran la totalidad del perfil del suelo, y así poder retener las formas nitrogenadas presentes. En base a lo mencionado anteriormente, las comparaciones entre los tratamientos compuestos por las distintas combinaciones vegetales indicaron que no existieron diferencias significativas entre estos, y no se observó una disminución significativa en las concentraciones de las formas nitrogenadas después que flujos de agua (superficiales y subsuperficiales) atravesaron los biofiltros instalados en dos suelos de clase textural contrastante.

Por otra parte, los niveles de $\text{NO}_3\text{-N}$, N-NH_4 y NT medidos mostraron una variabilidad temporal marcada durante el periodo de estudio, siendo mayores al inicio, luego de las lluvias y los eventos de inundación y menores hacia el resto de la temporada invernal.

BIBLIOGRAFÍA

- Balestrini, R.; C. Arese; C.A. Del conteand; A.Lotti and F. Salerno. 2011. Nitrogen removal in subsurface water by narrow buffer strips in the intensive farming landscape of the Po River watershed, Italy. *Ecological Engineering*, 37: 148-157.
- Borin, M y E. Bigon. 2002. Abatement of NO₃-N concentration in agricultural waters by narrow buffer strips. *Environmental Pollution*, 117: 165-168.
- Borin, M.; M. Vianello; F. Morari and G. Zanin. 2005. Effectiveness of buffer strips in removing pollutants in runoff from a cultivated field in North-East Italy. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 105: 101-114.
- Burt, T.P. and N.E. Haycock. 1993. Controlling losses of nitrate by changing land use. In: Burt, T.P., Heathwaite, A.L., Trudgill, S.T. (Eds.), *Nitrate-Processes, patterns and management*. Jonh Wiley & Sons, UK. 341-368 pp.
- Carpenter S.R.; N.F. Caraco; D.L. Correll; R.W. Howarth; A.N. Sharpley; and V.H. Smith. 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological Applications*, 8 (3): 559-568.
- Casanova, M.; O. Salazar; O.Seguel and W. Luzio. 2013. *The Solis of Chile*. World Soil Book Series. Department of Soil and Engineering. University of Chile, Santiago, Chile.185 p.
- CIREN. 1996. Estudio Agrológico VI Región. Descripción de suelos materiales y símbolos. Centro de Información de Recursos Naturales. Publicación N° 114.
- Corradini, F. 2013. Relationships between nitrogen and phosphorus application to maize fields and water quality in nearby drainage channels in central chile. Tesis de Magister en Manejo de Suelos y Aguas. Santiago, Chile: Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. 58h.
- Duchemin , M and Hogue, R. 2009. Reduction in agricultural non-point source pollution in the first year following establishment of an integrated grass/tree filter strip system in southern Quebec (Canada). *Agriculture, Ecosystems and Environment* 131: 85-97.
- FAO (Food and Agriculture Organization), 2005. Optimización de la humedad del suelo para la producción vegetal. El significado de la porosidad del suelo. (Bol. N°79), Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación [En Línea]. Roma. 129 p. Recuperado en: < <http://www.fao.org/docrep/008/y4690s/y4690s06.htm>> Consultado el 24 de octubre de 2013.

FAO (Food and Agriculture Organization). 2007. Coping with water scarcity. Challenge of the twenty- first century. [En Línea]. World water day 22nd March 2007. Recuperado en: <<http://www.fao.org/nr/water/docs/escarcity.pdf>> Consultado el 12 de julio de 2013.

Fattorelli, S. y P. Fernández. 2011. Diseño Hidrológico. Edición Digital [En Línea]. Segunda Ed. Recuperado en: <http://www.ina.gov.ar/pdf/Libro_diseno_hidrologico_edicion_digital.pdf> Consultado el 28 septiembre 2013.

Fortier, J.; D. Gagnon; B. Truax and F. Lambert. 2010. Nutrient accumulation and carbon sequestration in 6-year-old hybrid poplars in multiclonal agricultural riparian buffer strips. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 137: 276–287.

Galloway, J.N.; A.R. Townsend; J.W. Erisman; M. Bekunda; Z. Cai; J.R. Freney; *et al.* 2008. Transformation of the nitrogen cycle: recent trend, questions, and potential solutions. *Science*, 320: 889-892.

Havlin, J.L.; S.L Tisdale; W.L. Nelson and J.D. Beaton. 2013. *Soil Fertility and Fertilizers: An Introduction to Nutrient Management*. 8th edition. Pearson, Inc. Upper Saddle River. New Jersey. USA.

Hurtado, V. 2014. Relación entre la aplicación de nitrógeno y fósforo en el cultivo de maíz y la calidad de agua en una microcuenca de Chile central. Memoria Ingeniero Agrónomo. Santiago, Chile: Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. (*en desarrollo*)

INE (Instituto Nacional de Estadística), 2007. División Político Administrativa y Censal.[En Línea]. Región del Libertador General Bernardo O'Higgins. Recuperado en:<http://www.ineohiggins.cl/archivos/files/pdf/DivisionPoliticoAdministrativa/ohiggins.pdf> Consultado el 20 de octubre de 2012.

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

Jarvie, H.P.; P.J.A. Withers; M.J. Bowes; E.J. Palmer-Felgate; D.M. Harper; K. Wasiak; *et al.* 2010. Streamwater phosphorus and nitrogen across a gradient in rural-agricultural land use intensity. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 135(4): 238-252.

Marius, H.; N. Ignatius; H. Heesmans; J.W. Groenigen; P. Groenendijk and J. Thissen. 2012. Riparian buffer strips as a multifunctional tool in agricultural landscapes: a novel method to determine buffer strip effectiveness on deep soils. *Journal of Environmental Quality*, 41: 334–347.

Mayer, P.M.; S.K. Reynolds; M.D. McCutchenand and T.J. Canfield. 2006. Riparian buffer width, vegetative cover, and nitrogen removal effectiveness: A review of current science

and regulations. EPA/600/R-05/118. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH, U.S.

Novotny, V. 1999. Diffuse pollution from agriculture — A worldwide outlook, *Water Science and Technology*, 39(3): 1-13.

ODEPA-CHILE. 2010. Estudio de diagnóstico de mercado y estudio de la cadena de comercialización de fertilizantes en Chile. Oficina de Estudios y Políticas Agrarias, Gobierno de Chile, Santiago. 240p.

PLADECO, 2009. Plan de Desarrollo Comunal Pichidegua 2010-2013. Municipalidad de Pichidegua. Mapocho Consultores, Chile.

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

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

Tapia, F. y P. Villavicencio. 2007. Uso de biofiltros para mejorar la calidad del agua de riego. Proyecto FONSAG: “Evaluación de biofiltros para reducir la contaminación difusa en aguas de riego de las regiones VI y VII”. Instituto de Investigaciones Agropecuarias, Santiago, Chile. Boletín INIA N°170. 128p.

UNESCO (Organización de las Naciones Unidas Para la Educación, la Ciencia y la Cultura), 2003. Agua para todos, Agua para la vida. Informe de las Naciones Unidas sobre el Desarrollo de los Recursos Hídricos en el Mundo, UNESCO-WWAP, Paris, France. 34p.

UnWater, 2010. Agua Limpia para un mundo sano. Día Mundial del Agua 2010. [En Línea]. Recuperado en: <http://www.unwater.org/wwd10/downloads/WWD2010_LOWRES_BROCHURE_ES.pdf> Consultado el 16 de julio de 2013.

Vargas, JF. 2013. Comparación de métodos para la estimación de la lixiviación de nitratos en suelos de textura gruesa. Memoria Ingeniero Agrónomo. Santiago, Chile: Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. 28h.

Vitousek, P.M.; J.D. Aber; R.W. Howart; G.E. Likens; P.A. Matson and D.W. Schindler. 1997. Human Alteration of the Global Nitrogen Cycle: Sources and Consequences. *Issues in Ecology. Technical Report. Ecological Applications*, 7(3): 737-750.

Wang, L., Duggin, J., Nie D. 2012. Nitrate- nitrogen reduction by established tree and pasture buffer strips associated with a cattle feedlot effluent disposal area near Armidale, NSW Australia. *Journal of Environmental Management* 99: 1-9

ANEXO I

1. Propiedades físicas y químicas de suelos en San Luis.

Profundidad cm	Propiedades ¹								
	Db	Clase textural ²	HA	MOS	N _T	pH (H ₂ O)	pH (KCl)	CE	CIC
	Mg m ⁻³	-	-----	%	-----	-	-	dS m ⁻¹	cmol ₍₊₎ kg ⁻¹
0-15	1,35	F	11,91	1,47	0,039	6,93	6,20	1,59	9,65
15-39	1,36	Fa	9,11	1,24	0,015	6,90	5,78	1,04	10,64
39-73	1,32	Fa	6,27	1,18	0,015	6,90	5,76	0,89	10,15
73-103	1,31	F	28,18	1,35	0,024	6,80	6,80	1,32	10,94
103-132	1,46	a	0,19	0,44	0,002	7,27	4,68	0,80	10,49
132-155+	1,31	aF	5,10	0,71	0,023	7,29	5,75	0,59	10,94

¹Db: densidad aparente; HA humedad aprovechable, MOS: materia orgánica; NT: nitrógeno total; CE: conductividad eléctrica; CIC: capacidad de intercambio catiónica.

²F: franca; Fa: franco arenosa; aF: areno francosa; a: arenosa.

2. Propiedades físicas y químicas de suelos en El Caleuche.

Profundidad cm	Propiedades ¹								
	Db	Clase textural ²	HA	MOS	N _T	pH (H ₂ O)	pH (KCl)	CE	CIC
	Mg m ⁻³	-	-----	%	-----	-	-	dS m ⁻¹	cmol ₍₊₎ kg ⁻¹
0-9	1,36	FA	20,47	3,03	0,07	7,21	6,40	2,00	14,8
9-22	1,17	FA	19,87	3,42	0,07	6,85	6,02	2,40	10,93
22-35	1,13	FA	17,63	6,52	0,14	6,42	5,81	1,74	17,06
35-51	1,01	FA	16,70	6,27	0,15	6,38	5,74	1,73	17,90
51-75	1,20	FA	25,61	4,87	0,09	6,82	5,71	1,76	17,61
75-96	1,05	FL	24,66	4,95	0,09	5,94	5,07	1,59	14,89
96-115+	-	FAa	19,90	5,01	0,08	5,41	5,05	0,91	13,07

¹Db: densidad aparente; HA humedad aprovechable, MOS: materia orgánica; NT: nitrógeno total; CE: conductividad eléctrica; CIC: capacidad de intercambio catiónica.

²FA: franco arcillosa; FL: franco limosa; FAa: franco arcillo arenosa.

APÉNDICE I

1. Descripción morfológica de los suelos del estudio.

Sitio: San Luis

Ubicación: Comuna de Pichidegua, Región de O'Higgins (34°22' S, 71°25' O, altitud 124 m)

Serie de suelos: Terrazas aluviales no diferenciadas (CIREN, 1996)

Clasificación taxonómica (Soil Taxonomy): Typic Xerochrepts (Inceptisol)

Horizonte	Profundidad (cm)	Descripción
A _p	0-15	Pardo muy oscuro (7.5 YR 2.5/2); areno francosa; ligeramente plástico; ligeramente adhesivo; bloques subangulares medios débiles; friable; poros tubulares finos; raíces finas abundantes, medianas escasas; bioporos finos abundantes; límite lineal difuso.
A ₂	15-39	Pardo oscuro (7.5 YR 3/2); areno francosa; plástico; ligeramente adhesivo; bloques subangulares medios débiles; friable, poros gruesos comunes; raíces finas abundantes; bioporos finos abundantes; límite lineal difuso.
B _{w1}	39-73	Pardo grisáceo muy oscuro (10 YR 3/2); arenosa; no plástico; no adhesivo; bloques subangulares medios débiles; friable; poros gruesos abundantes; raíces finas escasas; límite lineal claro.
B _{w2}	73-103	Pardo oscuro (7.5 YR 3/2); franco arcillo arenosa; muy plástico; adhesivo; bloques subangulares medios débiles; friable, raíces finas comunes, bioporos gruesos comunes y finos muy abundantes; límite lineal difuso.
C	103-132	Pardo grisáceo muy oscuro (10 YR 3/2); arenosa; no plástico, ligeramente adhesivo; bloques subangulares débiles; friable; poros gruesos abundantes; raíces finas y gruesas escasas, límite lineal difuso.
C _g	132-155+	Pardo oscuro (10 YR 3/3); arenosa; plástico; ligeramente adhesivo; bloques subangulares medios débiles, friable, raíces finas escasas; poros gruesos abundantes; presencia de rasgos redoximórficos.

Sitio: El Caleuche (CLC)

Ubicación: Comuna de Pichidegua, Región de OHiggins (34°25' S, 71°21' O, altitud 136 m)

Serie de suelos: El Caleuche (CIREN, 1996)

Clasificación taxonómica (Soil Taxonomy): Typic Duraqualf (Alfisol)

Horizonte	Profundidad cm	Descripción
A_p	0-9	Pardo amarillento oscuro (10YR 3/4); franco arcillosa; plástico y adhesivo; bloques subangulares medios moderados; friable; reacción moderada al HCl; poros tubulares medios abundantes; raíces medias abundantes, escasas finas; límite lineal claro. Observaciones: superficie alterada por limpieza de terreno.
A₂	9-22	Pardo (10YR 5/3); arcillosa; muy plástico, ligeramente adhesivo; bloques subangulares medios fuertes; friable; poros gruesos y medios escasos y finos y muy finos abundantes; bioporos finos comunes y muy finos abundantes; raíces finas escasas, muy finas comunes, medias escasas; límite lineal difuso.
AB	22-35	Pardo oscuro (10 YR 3/3); arcillosa; muy plástico, muy adhesivo; bloques subangulares finos fuertes; friable; poros finos abundantes; raíces muy finas comunes; límite lineal difuso.
B_{t1}	35-51	Pardo grisáceo muy oscuro (10 YR 3/2); franco arcillo limosa; plástico, adhesivo; bloques subangulares finos fuertes; friable; poros finos abundantes, muy finos comunes; raíces finas comunes; rasgos redoximorficos escasos (5 YR 4/6); lentes de arena comunes, límite lineal claro.

Horizonte	Profundidad cm	Descripción
B_{t2}	51-75	Pardo grisáceo muy oscuro (10 YR 3/2); arcillo limosa; ligeramente adhesivo plástico; bloques subangulares medios moderados; friable; poros finos y muy finos escasos; rasgos redox abundantes (5 YR 4/6); límite lineal claro.
C	75-96	Pardo muy pálido (10 YR 8/2); arcillo limosa; muy adhesivo, muy plástico; estructura masiva; friable; poros finos comunes; raíces muy finas abundantes, finas escasas; límite lineal abrupto. Observaciones: alto contenido de agua.
2C_{qm}	96-115+	Gris muy oscuro (2,5 Y 3/1); arenosa; estructura grano simple; poros finos abundantes; raíces finas abundantes. Observaciones: agua libre. Duripan.

Apéndice II Resultados de mediciones de tomas de muestras El Caleuche.

Bloque	Trat	E/S	08-Jun			21-Jun			28-Jun			06-Jul			13-Jul			27-Jul			22-Ago			05-Sep			26-Sep		
			NO ₃ (mg/l)	NH ₄ (mg/l)	NT (mg/l)	NO ₃ (mg/l)	NH ₄ (mg/l)	NT (mg/l)	NO ₃ (mg/l)	NH ₄ (mg/l)	N total (mg/l)	NO ₃ (mg/l)	NH ₄ (mg/l)	NT (mg/l)	NO ₃ (mg/l)	NH ₄ (mg/l)	NT (mg/l)	NO ₃ (mg/l)	NH ₄ (mg/l)	NT (mg/l)	NO ₃ (mg/l)	NH ₄ (mg/l)	NT (mg/l)	NO ₃ (mg/l)	NH ₄ (mg/l)	NT (mg/l)	NO ₃ (mg/l)	NH ₄ (mg/l)	NT (mg/l)
3	GS	Entrada				1,2		2,3	6,1	2,2	7,9	3,8		3,7	6	0,1	5,6	1,3	2,3		10,5		10,4	5,1			0,8	3,6	5,5
		Salida				0,7	0,3	1,4	3,4	3,1	8,5	3,7		3,8	2,4	1	4,8	3	3,3		7,5		6,9	1,9	0,2		0,6	1,5	7,5
	G	Entrada				0,5		1,4	3,9	0,3	4,3	1,8		0,9	18,4		16,2	9,2	0,6		16		15,3	5,8	0,3				
		Salida				1	0,4	6	0,9	7,9	10,6	3,2		3	1,4	0,8	1,6	4,1			0,9		1,9	2,4			1,8	2	23,5
	GST1	Entrada				1,6		4,3	8,1	1,9	9,6	10,8		10,1	14,5	0,1	12,9	10,6	1		41,4		34,7	18,8					
		Salida				0,9		2	1,5	2,2	2,8	2,1		1,9	2,4		2,6	0,6			5,8		6,1	7,3	0,4		1,8	0,4	2,8
	C	Entrada				2,3		3,3	23	2,1	23,5	13,2		12,5	2,1	1	3,5	3,5	1,2		1,1		1,3	0,8	0,2		0,4	4	54,1
		Salida				1,8	2,7	7,5	1,4	0,5	2,5	1,7		3,5	0,9	0,8	2,3	0,9	1,6		0,7	0,05	2,8	1,8	0,4				
	GST2	Entrada				4,4		3,5	16,5	12	15,4	5,5		3,4	8,6	2,2	9,8	31,2	1,5		6,4		6,9	3,1			0,7	3,2	4,6
		Salida				3		4,8	0,7	2,6	3,6	1,9		1,7	0,7		0,4	4,5			1,2		3,6	1,7			0,8	3,1	12,2
	NV	Entrada				1,1		2,1	0,6	12,7	21,8	1,3		1,6	0,8	1,9	1,8	31,5			0,4	0,02	4,7	6,6			1,2	5,8	13,2
		Salida				5,3		5,7	12,4	3,8	17	10,4	1,1	13,8	9,4	2,3	11,2	1,2			3,5	2,8	8,6	0,6	8,2		1	33,9	54,6
2	G	Entrada	8,1	1,1	10,5	1,2	1	5,8	0,8	1,8	3,3	1,5		1,9	1,8		2,1	1,1	1,7		2,5		8,9	1	0,3		0,9	4,6	3,8
		Salida	8,8	0,3	6,1	0,6	1,3	4,8	0,7	0,3	1,8	1		1,1	0,9	0,9	0,5	1,5	0,6		0,7	0,04	1,4	2	0,1		0,4	11,1	5,5
	GST1	Entrada	34,3	0,2	32,1	10	1	14,2	5,8	2,8	8,5	3,2		2,6	1,9		1,7	1,2			0,9		1,6	1,2			1	2,5	4,6
		Salida	11,1	0,3	10,4	2,8	2,4	5,1	0,8	2	4,1	0,7		1,2	1,5	0,4	---	1,3			1,5	0	2,2	0,6	1,5		0,7	3,2	8,8
	C	Entrada	12,9	0,2	5,8	3,3	1,8	3,4	1,2	1,3	2,1	1,1		2,2	1,3	---	---	0,9			1,4		2	0,7			0,4	1,8	18,5
		Salida	0,6	3,6	11,9	0,7	3,3	7,6	0,9	4,4	6,6	1,1		1,5	1,1	1	---	0,9	0		0,5	0,3	5,1	0,7	0,7		0,3	4,9	11,9
	GS	Entrada	21,4	0,1	19,3	0,8	0,7	6,3	0,6	2,3	4,4	1,3		1,1	1,5	0,4	---	2	1,1		2,6	0	4,8	3,7	0		0,8	7,3	7,7
		Salida	10,9	0,2	10,5	1,2	1	5,3	1	0,2	1,1	1,5		0,8	1,3	0,1	1,8	1,2			3,3		2,4	0,9	1		0,6	14,8	11,8
	NV	Entrada	0,4	1,6	2,8	0,6	0,9	3,3	0,6	1,7	3,0	0,6		0,9	1,0		5,3	0,9	3,6		0,5	0,06	14,3	1,4	1,8		0,9	5,2	11,8
		Salida	0,6			0,8	2,2	4,6	0,7	0,3	3,3	0,9		1	0,8	0,2	1,9	1,2			0,9		3	0,7	0,1		0,3	3,2	17,8
	GST2	Entrada	6		6,2	0,5	0,5	1,6	0,9	1,2	1,9	0,7		1,3	1,2	---	1,8	1,7			0,7		1,2	0,8			0,4	3,6	0,6
		Salida	0,8		0,9	2,6	1,5	4,9	0,8	0,7	0,8	1,2		1,5	1,1	0,1	---	0,9			0,6		0,8	1,1			0,7	0,4	0,9
3	G	Entrada													1,6	0	2,0				0,7	2,0	4,4	0,6	1,9				
		Salida													1,2	0,2	2				1,9	0,05	5,4	0,9	0,1				
	GST1	Entrada																			1,1	1,8	4,1	0,9	1,2				
		Salida																			0,9	1,9	6,6	1,2			0,9	3,0	8,9
	C	Entrada																					0,60, 7	1,8			0,6	2,3	10,2
		Salida																0,9	0,9		0,4		2,1	0,6	0		0,6	4,3	20,4
	GS	Entrada													1	1	0	0,6	1,9		0,9		8	0,7	1,7		0,8	3,1	6,8
		Salida													1,1	0,1	---	1,3			0,5	0,02	4,6	0,8	0,2		0,9	3,8	6,1
	NV	Entrada													0,9	0,6	3,5	---	---		0,8	3,3	6,3	2,2	1,1				
		Salida													0,9	0,3	2,6	1,3	1		0,8	1,7	4,2	0,8	2,3				
	GST2	Entrada													0,9	0,6	0,7	0,9			0,5		1,9	1			0,7	3	16,9
		Salida													0,9		1,8	2,2	1,5		0,7		1,5	0,6	0		0,8	5,5	29,3

