

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE PREGRADO

Memoria de Título

**USO DE BIOFILTROS ANGOSTOS COMO MEDIDA DE MITIGACIÓN DE LAS
PÉRDIDAS DE NITRÓGENO EN DOS SUELOS DE CHILE CENTRAL,
CULTIVADOS CON MAÍZ. TERCER AÑO DE EVALUACIÓN.**

JORGE ANDRÉS FARÍAS MORÁN

SANTIAGO, CHILE.
2017

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE PREGRADO

Memoria de Título

**USO DE BIOFILTROS ANGOSTOS COMO MEDIDA DE MITIGACIÓN DE LAS
PÉRDIDAS DE NITRÓGENO EN DOS SUELOS DE CHILE CENTRAL,
CULTIVADOS CON MAÍZ. TERCER AÑO DE EVALUACIÓN**

**NARROW BUFFER STRIPS AS MITIGATION MEASURE OF NITROGEN
LOSSES IN TWO SOILS OF CENTRAL CHILE, CULTIVATED WITH MAIZE.
THIRD YEAR OF EVALUATION**

JORGE ANDRÉS FARIÁS MORÁN

SANTIAGO, CHILE
2017

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE PREGRADO

**USO DE BIOFILTROS ANGOSTOS COMO MEDIDA DE MITIGACIÓN DE LAS
PÉRDIDAS DE NITRÓGENO EN DOS SUELOS DE CHILE CENTRAL,
CULTIVADOS CON MAÍZ. TERCER AÑO DE EVALUACIÓN**

Memoria para optar al título profesional de
Ingeniero Agrónomo

JORGE ANDRÉS FARÍAS MORÁN

Profesor Guía	Calificaciones
Osvaldo Salazar Guerrero Ingeniero Agrónomo, M.S. Ph. D.	6,8
Profesores Evaluadores	
Manuel Casanova Pinto Ingeniero Agrónomo, M.S.	7,0
Erwin Aballay Espinoza Ingeniero Agrónomo, M.S. Ph.D.	6,8

SANTIAGO, CHILE
2017

AGRADECIMIENTOS

Quiero comenzar agradeciendo a toda mi familia por entregarme su cariño y afecto incondicional desde el momento en que llegue a este mundo, en especial a mis padres Maria Angelica Morán y Ramón Farías por formarme como persona, quererme y apoyarme.

Agradecer a mis amigos Anibal, Claudio, David, Diego, Jaime y Roberto que durante estos años en la universidad me brindaron una amistad verdadera, de esas amistades que son para toda la vida, por entregarme su ayuda, alegría y conocimientos de vida, por estar en los buenos momentos y en los no tan buenos. Estos años no hubiesen sido tan buenos sin ustedes.

Agradecer a mi profesor guía Osvaldo Salazar por su gran calidad humana y preocupación durante el desarrollo de esta memoria, por presentar siempre buena voluntad y disposición para ayudarme.

Agradecer a las personas del Laboratorio de Química de Suelos y Aguas que me enseñaron todo lo relacionado a análisis e instrumentos de laboratorio, especialmente a la Sra Marisol por su buena voluntad y paciencia para explicarme, a la profesora Yasna Tapia por su confianza al permitirme participar en la acreditación del laboratorio y a Fernando por ayudarme en los análisis de esta memoria.

Agradecer a todas las personas, amigos, compañeros y profesores que conocí y con los que compartí estos años, por los buenos momentos vividos y enseñanzas que guardare por siempre en mi corazón.

ÍNDICE

RESUMEN.....	1
SUMMARY	2
INTRODUCCIÓN	3
OBJETIVOS	5
Objetivo general	5
Objetivos específicos.....	5
MATERIALES Y MÉTODOS	6
Lugar de estudio	6
Materiales	8
Metodología.....	9
Tratamientos y diseño experimental.....	9
Análisis estadístico	10
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	11
Variables climáticas.....	11
Formas nitrogenadas en El Caleuche.....	12
Formas nitrogenadas en San Luis	16
Discusión general	20
CONCLUSIONES	28
BIBLIOGRAFÍA	29

RESUMEN

Los biofiltros vegetales son una manera eficiente para la retención de nitrógeno (N) que se moviliza mediante flujo lateral subsuperficial. El objetivo de este estudio fue evaluar la efectividad de biofiltros angostos (5 m) en la remoción de formas de N que se movilizan desde suelos cultivados con maíz hacia cuerpos de agua superficiales después de tres años de su establecimiento. El estudio se realizó entre los meses de abril y agosto de 2014 en dos predios de la Comuna de Pichidegua, Región de O'Higgins, ubicados en las localidades de El Caleuche (CLC) con suelo arcilloso y San Luis (SL) con suelo arenoso. Los biofiltros estuvieron constituidos por pradera (*Festuca arundinacea* Schreb.), arbusto (*Fuchsia magellanica* Lam.) y dos especies de árboles, chequén (*Luma chequen* (Mol.) A. Gray.) y canelo (*Drimys winteri* J.R.Forst. & G. Forst.) especies que fueron distribuidas en cinco tratamientos, G: franja de pradera; GS: franja de pradera + línea de arbustos; GST1: franja de pradera + línea de arbusto + línea de chequén; GST2: franja de pradera + línea de arbusto + línea de canelo y C: suelo desnudo. En CLC se recolectaron muestras de agua a la entrada y salida de los biofiltros en donde se midieron las concentraciones de N en forma de N-nitrato (N-NO₃) y N-amoniaco (N-NH₃). Por otro lado en SL se recolectaron muestras de suelo a la entrada y salida de los biofiltros en donde el N fue medido en forma de N-nitrato (N-NO₃) y N-amonio (N-NH₄). En CLC los tratamientos con especies vegetales redujeron las concentraciones de N disponible (N-NO₃ + N-NH₃) a la salida del biofiltro y presentaron diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$) con C, siendo el tratamiento G el más efectivo. Aunque en SL los tratamientos con especies vegetales redujeron las concentraciones de N disponible (N-NO₃ + N-NH₄) a la salida del biofiltro, éstos no mostraron diferencias estadísticamente significativas ($p > 0,05$) con C. El sistema de biofiltros fue más efectivo en la retención de N en un suelo arcilloso (CLC) que en uno arenoso (SL).

Palabras claves: balance de N, contaminación difusa, lixiviación de N.

SUMMARY

Vegetated buffer strips are an efficient measure for nitrogen (N) retention that move through lateral surface flow. The aim of this study was to assess the effectiveness of narrow buffer strips (5 m wide) in the removal of N forms that are moved from cultivated soils with maize to surface water bodies after three years of establishment. The study was carried out between april and august of 2014 in two fields in the commune of Pichidegua, Region of O'Higgins, located in El Caleuche (CLC) with clayey soil and San Luis (SL) with sandy soil types. Buffer strips were constituted by grass (*Festuca arundinacea* Schreb.), shrub (*Fuchsia magellanica* Lam.) and two tree species: chequen (*Luma chequen* (Mol.) A. Gray.) and canelo (*Drimys winteri* J.R.Forst. & G. Forst.) species that were located in five treatments, G: strip of grass; GS: strip of grass + line of shrub; GST1: strip of grass + line of shrub + line of chequen; GST2: strip of grass + line of shrub + line of canelo and C: bare soil. In CLC samples of water were collected in the inlet and outlet of the buffer strips, where the concentrations of nitrate-N ($\text{NO}_3\text{-N}$) and ammonia-N ($\text{NH}_3\text{-N}$) were measured. Whereas in SL soil samples were collected in the inlet and outlet of the buffer strips, where nitrate-N ($\text{NO}_3\text{-N}$) and ammonium-N ($\text{NH}_4\text{-N}$) were measured. In CLC the treatments with buffer strips showed that the concentrations of available N ($\text{NO}_3\text{-N} + \text{NH}_3\text{-N}$) were reduced at the outlet of the buffer strips showing statistically differences ($p < 0.05$) with C, where the treatment G was the most effective. Although in SL the treatments with buffer strips, showed that the concentrations of available N ($\text{NO}_3\text{-N} + \text{NH}_4\text{-N}$) were reduced at the outlet of the buffer strips, these did not show statistically significant differences ($p > 0.05$) with C. The buffer strips retained more N in a clayey soil (CLC) than in a sandy soil (SL).

Keywords: balance of N, diffuse contamination, N leaching.

INTRODUCCIÓN

Los seres humanos han transformado y siguen transformando el ciclo global del nitrógeno (N) en las últimas décadas, donde existe una demanda creciente de N en la agricultura, pero asociada generalmente a un uso ineficiente (Galloway *et al.*, 2008). En este sentido, el exceso de aplicación de los fertilizantes nitrogenados ha sido reconocido como un problema global durante los últimos 40 años (Robertson y Vitousek, 2009). Por ejemplo Peralta (2007) sostiene que la agricultura adiciona al suelo una cantidad de N entre tres y diez veces superior que la recibida bajo condiciones naturales. Además, Vitousek *et al.* (1997) señalan que durante décadas se han monitoreado las concentraciones de nitratos (NO_3^-) en muchos ríos y otros cuerpos de agua destinados al consumo humano en países desarrollados, confirmando un aumento histórico en los niveles de N en las aguas asociado a procesos de contaminación difusa desde zonas agrícolas.

El agua es el agente principal que moviliza formas nitrogenadas en el ambiente. Así, en sistemas agrícolas las precipitaciones o el agua de riego pueden movilizar formas nitrogenadas vía escurrimiento superficial hacia cuerpos de aguas superficiales como ríos, lagos y canales o a través de lixiviación de formas solubles como NO_3^- hacia napas subterráneas (Salazar y Najera, 2011). Borin (1997) señala que los montos de N lixiviados en suelos con uso agrícola varían dependiendo del clima, tipo de suelo, cultivos y las tasas de fertilización.

Esta alteración del ciclo del N y posterior contaminación de cuerpos de agua puede provocar efectos negativos en la salud de las personas que las consumen. Los lactantes son más sensibles a niveles altos de nitratos ($> 10 \text{ mg N-NO}_3 \text{ L}^{-1}$), ya que produce falta de oxígeno, enfermedad conocida con el nombre de “bebé azul” (Ongley, 1997). Además, Ward *et al.* (2005) señalan que la ingesta acumulativa de aguas con niveles altos de NO_3^- puede ser un factor de riesgo para la aparición de algunos tipos de cáncer.

Por otra parte, Vitousek *et al.* (1997) señalan que el N provoca una acelerada eutrofización de ríos y lagos, disminuyendo los niveles de oxígeno en el agua. Esto afecta seriamente a los ecosistemas acuáticos, produciéndose un cambio en las especies y reduciendo la biodiversidad. Frente a estos efectos adversos en el ambiente, se han implementado una serie de medidas de mitigación para disminuir la contaminación difusa de N, como por ejemplo: la rotación de cultivos, apoyo a los agricultores sobre aplicación de dosis y épocas correctas, uso de fertilizantes de entrega lenta y el uso de biofiltros (Robertson y Vitousek, 2009).

Los denominados biofiltros ecológicos o “áreas buffer”, corresponden a una asociación vegetal, conformada por especies herbáceas, arbustivas y arbóreas, solas o en combinación. Las plantas se ubican en forma perpendicular al avance del agua de escorrentía y paralela al

curso de agua donde se recibe el escurrimiento subsuperficial de las áreas de cultivo; las diferentes especies herbáceas tienen la característica de filtrar los contaminantes agrícolas que son arrastrados por la escorrentía hacia los cuerpos de agua (Mayer *et al.*, 2005).

En Chile existen pocos estudios de largo plazo que relacionen la dinámica de las pérdidas de NO_3^- hacia los cuerpos de agua y las prácticas de manejo en la agricultura (Salazar y Nájera, 2011). Golembesky (2004) encontró que en la Región de O'Higgins los niveles de NO_3^- en pozos de agua subterránea, cercanos a zonas agrícolas, eran generalmente mayores que el límite establecido para consumo humano en Chile de $10 \text{ mg N-NO}_3 \text{ L}^{-1}$ (INN, 2005), observando que la producción de maíz era el cultivo principal en el área de estudio. Es importante destacar que la superficie de maíz sembrada en Chile durante la temporada 2014/15 según cifras entregadas por ODEPA (2015) fue de 117.600 hectáreas. De estas, 50.993 hectáreas corresponden a la Región de O'Higgins, siendo la de mayor superficie sembrada a nivel nacional.

Existen estudios que indican claramente que los biofiltros pueden retener contaminantes movilizados por escorrentía subsuperficial desde los campos hacia los cursos de agua, contribuir a los procesos de eliminación de los contaminantes y estabilizar los bordes de cuerpos de agua superficiales para evitar procesos de erosión fluvial (Dosskey, 2001). Es importante destacar que otra vía por la que los biofiltros facilitan la reducción en las concentraciones de NO_3^- desde el suelo es por el proceso de desnitrificación. En este caso, los biofiltros serán más eficaces en favorecer las pérdidas gaseosas de N cuando: el flujo de agua se distribuya uniformemente, las tasas de infiltración del suelo sean altas y cuando se favorezcan las condiciones anaeróbicas (saturación) en los horizontes más profundos (Mayer *et al.*, 2005). Vought *et al.* (1995) señalan que los biofiltros también son muy importantes como hábitat de flora nativa, y corredores biológicos de la fauna local a lo largo de los cuerpos de agua, aumentando así la biodiversidad.

Por otra parte, una de las limitantes para la adopción de biofiltros es la disminución de superficie cultivable. En el noreste de Italia, región del Véneto, se evaluó exitosamente el uso de biofiltros angostos (<10 m) para disminuir las concentraciones de NO_3^- proveniente de campos cultivados con maíz y trigo (Borin y Bigon, 2002). En dicho estudio se encontraron siempre concentraciones inferiores a $2 \text{ mg N-NO}_3 \text{ L}^{-1}$ a la salida del biofiltro, por lo que las franjas resultaron ser muy eficaces en la retención del NO_3^- . En Chile, Tapia y Villavicencio (2007) realizaron un estudio piloto donde evaluaron el uso de biofiltros para disminuir la contaminación difusa proveniente de la actividad agrícola en las Regiones de O'Higgins y Maule. Sin embargo, estos autores, no encontraron en algunos casos tendencias claras respecto al uso de distintas combinatorias de especies vegetales. Por lo tanto, no existen mayores antecedentes respecto a la efectividad de biofiltros angostos como medida de mitigación bajo condiciones edafoclimáticas de Chile central.

OBJETIVOS

Objetivo general

Evaluar el uso de franjas delgadas de biofiltros para retener formas nitrogenadas que se mueven a través de flujo lateral subsuperficial en suelos de clase textural contrastante cultivados con maíz durante el tercer año de su establecimiento.

Objetivos específicos

- Comparar la efectividad de la composición vegetal (árboles-arbusto-pradera) de los biofiltros en la remoción del N que se moviliza en el flujo lateral subsuperficial.
- Establecer un balance de N en el sistema utilizando mediciones de entrada y salida de N y los procesos asociados al biofiltro.
- Comparar la capacidad de los biofiltros para retener formas nitrogenadas en dos suelos de clase textural contrastante.

MATERIALES Y MÉTODOS

Lugar de estudio

El estudio se realizó entre los meses de abril y agosto del año 2014, el que correspondió al tercer año de evaluación del ensayo, en dos campos de producción agrícola de la Comuna de Pichidegua, Región del Libertador General Bernardo O'Higgins. El primero se ubica en el sector de El Caleuche (CLC) ($34^{\circ} 25.72'$ Sur, $71^{\circ} 21.93'$ Oeste) mientras que el segundo se ubica en el sector de San Luis (SL) ($34^{\circ} 22.99'$ Sur, $71^{\circ} 25.24'$ Oeste). En ambos sitios se cultiva maíz de grano entre los meses de septiembre y marzo, mientras que el resto del año el suelo se encuentra en barbecho. Los campos se encuentran contiguos a un canal de desagüe, donde en su costado más próximo se establecieron los biofiltros en abril del 2012. El suelo del sitio El Caleuche pertenece a la Serie El Caleuche, clasificado como Typic Duraqualf, donde las clases texturales varían de arcillosas a arcillo limosas, y a 115 cm presenta un duripan (CIREN, 1996). Por otra parte, el suelo de San Luis corresponde a terrazas aluviales no diferenciadas (CIREN, 1996) y, de acuerdo a los análisis de suelo y descripción morfológica realizados, fue clasificado como Typic Haploxerepts, donde las clases texturales varían de franca en superficie a arenosa en profundidad. El rendimiento promedio de maíz en CLC es de 125 qqm ha^{-1} recibiendo una dosis de 448 kg N ha^{-1} , siendo que el cálculo racional indica que se deberían aplicar 300 kg N ha^{-1} ; mientras que el rendimiento promedio de maíz en SL es de 145 qqm ha^{-1} recibiendo una dosis de 564 kg N ha^{-1} siendo que el cálculo racional indica que se deberían aplicar 300 kg N ha^{-1} . Los suelos en este estudio han sido caracterizados dentro del Proyecto FONDECYT de Iniciación 2011 N°11110464 en relación a sus propiedades físicas y químicas para CLC (Cuadro 1) y SL (Cuadro 2).

El clima de Pichidegua es del tipo Mediterráneo semiárido con veranos cálidos e inviernos fríos, con una temperatura media anual del aire de $14,9^{\circ}\text{C}$, y precipitaciones medias anuales de alrededor de 700 mm (Santibañez y Uribe, 1993).

Cuadro 1. Propiedades físicas y químicas de suelos en sector El Caleuche.

Profundidad cm	Propiedades ¹								
	Db	Clase textural ²	AA	MO	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	14,80
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; AA: agua aprovechable, MO: materia orgánica; N_T: nitrógeno total; CE: conductividad eléctrica; CIC: capacidad de intercambio catiónico.

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

Cuadro 2. Propiedades físicas y químicas de suelos en sector San Luis.

Profundidad cm	Propiedades ¹								
	Db	Clase textural ²	AA	MO	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; AA: agua aprovechable, MO: materia orgánica; N_T: nitrógeno total; CE: conductividad eléctrica; CIC: capacidad de intercambio catiónico.

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

Materiales

Para el desarrollo del estudio se seleccionaron tres estratos vegetales que se combinaron en los biofiltros: i) la estrata herbácea, compuesta de una pradera de "festuca" (*Festuca arundinacea* Schreb.), cuya característica es ser una especie de raíces profundas; ii) la arbustiva, que estuvo compuesta por "chilco" (*Fuchsia magellanica* Lam.), especie nativa con especial adaptación a suelos con anegamiento prolongado; y iii) como estrata arbórea se escogieron dos especies, el "chequén" (*Luma chequen* (Mol.) A. Gray.) y el "canelo" (*Drimys winteri* J.R.Forst. & G. Forst.), ambas nativas que también se adaptan a condiciones de hipoxia por largos períodos, y propias de zonas colindantes a cuerpos de agua.

Se dispuso de una estación meteorológica (Decagon EM50-DEC) en el área de estudio, la cual registró diariamente los parámetros climáticos (tales como temperatura del aire, velocidad del viento, humedad relativa y radiación solar), los cuales sirvieron para estimar la evapotranspiración potencial. También en uno de los tres bloques de El Caleuche y en uno de los tres bloques de San Luis se monitoreó el contenido de agua del suelo con dos sensores de modelo Decagon EC-5 instalados a los 100 cm de profundidad y conectados a un datalogger (modelo Decagon EM5b) para registrar valores cada una hora. Además, en cada sitio se instaló un sensor de temperatura del suelo a los 25 cm modelo (Decagon EC-T) que registró valores cada una hora.

Metodología

Tratamientos y diseño experimental

La unidad experimental correspondió a una parcela de 5 m de ancho y 12 m de largo. En ambos sitios se utilizó un diseño de bloques completamente aleatorizados (DBCA) con cinco tratamientos (Cuadro 3) y tres repeticiones. La diferencia entre ambos sitios es la clase textural, ya que en CLC domina la clase textural fina, mientras que en SL domina la clase textural gruesa. La localización de los biofiltros fue perpendicular a la pendiente dominante.

Cuadro 3. Tratamientos evaluados en el estudio.

Tratamiento	Especies	Descripción
Control (C)	Sin especies	Suelo desnudo (5 m de ancho)
Pradera (G)	<i>Festuca arundinacea</i>	Una franja de pradera (5 m de ancho)
Pradera + arbusto (GS)	<i>F. arundinacea</i> + <i>Fuchsia magellanica</i>	Una franja de pradera (4 m de ancho) y una línea de arbustos (1 m de ancho)
Pradera + arbusto + árbol 1 (GST1)	<i>F. arundinacea</i> + <i>F. magellanica</i> + <i>Luma chequen</i>	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 (GST2)	<i>F. arundinacea</i> + <i>F. magellanica</i> + <i>Drimys winteri</i>	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)

Para realizar las mediciones del flujo subsuperficial en SL se utilizó un barreno agrológico para coleccionar muestras de suelo a la entrada y salida del biofiltro en los intervalos de profundidad de 0-25, 25-50, 50-75 y 75-100 cm y se midieron las concentraciones de N-nitrato (N-NO₃) y N-amonio (N-NH₄). Por otro lado en CLC se realizó un muestreo de aguas a una profundidad de entre 100 y 120 cm a través de un pozo de observación (tubo de PVC) enterrado a la entrada y salida del biofiltro, las muestras de agua se coleccionaron cada una semana siempre y cuando existiese agua disponible y se midieron las concentraciones de N-nitrato (N-NO₃) y N-amoniaco (N-NH₃).

Las muestras fueron analizadas en el Laboratorio de Química de Suelos y Aguas de la Facultad de Ciencias Agronómicas de la Universidad de Chile. Las muestras de suelo se midieron de acuerdo al método de análisis de suelo propuesto por Sadzawka *et al.* (2006), mientras que las muestras de agua se midieron por el método colorimétrico usando los

reactivos de la empresa Hach y un espectrofotómetro de modelo Hach DR5000 siguiendo el procedimiento propuesto por Hach (2005); para N-NO₃, se utilizó el método del ácido nitrato-cromotrópico y, para N-NH₃, se utilizó el método de salicilato.

De esta manera, se determinaron los valores de las concentraciones de las formas de N para el balance entre la entrada y salida del biofiltro en cada tratamiento.

Análisis estadístico

Se realizó un análisis de varianza (ANDEVA) para determinar las diferencias entre los tratamientos. Las diferencias entre las medias fueron analizadas mediante la prueba estadística de Duncan.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

VARIABLES CLIMÁTICAS

Para la caracterización del clima en el área de estudio se realizó una comparación entre los eventos de precipitación históricos de la zona (INIA, 1989) y los datos registrados por la estación meteorológica instalada en la zona.

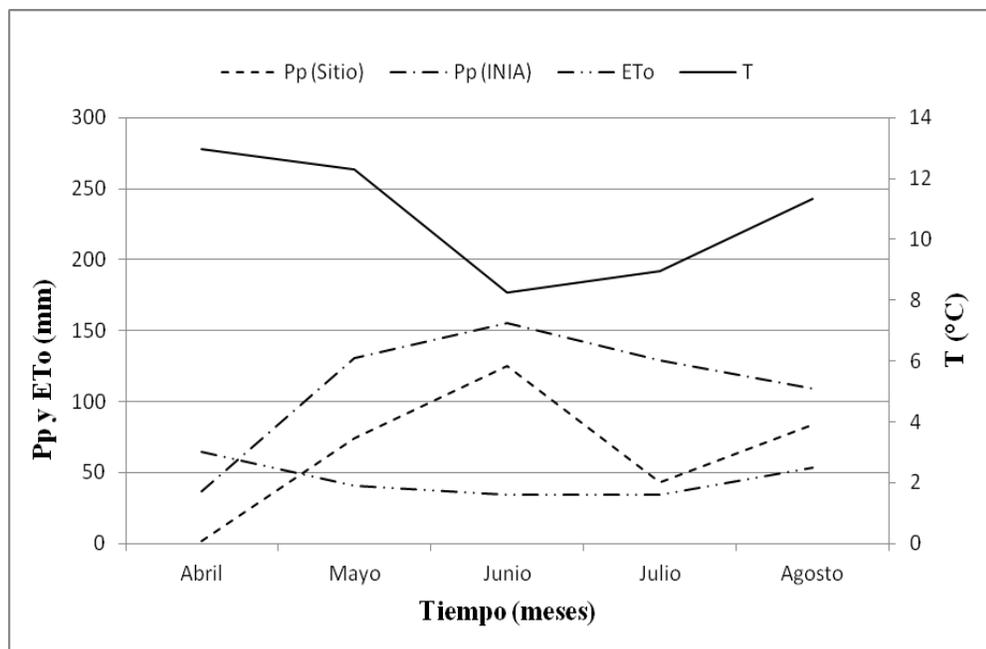


Figura 1. Precipitaciones (Pp), evapotranspiración potencial (ETo) y temperatura media mensual (T), de la comuna de Pichidegua.

La precipitación acumulada entre los meses de abril y agosto de 2014 en la zona, registrada por la estación meteorológica fue de 328 mm, mientras que la precipitación histórica de la zona (INIA, 1989) para estos meses es de 561 mm, por lo que se registró un déficit de precipitaciones de un 42% respecto a un año normal. El mes de junio fue el que presentó la mayor cantidad de agua caída concentrándose el 3 de junio con 37,2 mm, 6 de junio con 21,4 mm y 11 de junio con 37 mm.

Entre los meses de abril y agosto de 2014 la temperatura media fue de 10,8°C, siendo abril el más cálido y junio el mes más frío. Con respecto a la ETo, esta registró una media de 45,5 mm.

Formas nitrogenadas en El Caleuche

La recolección de muestras de agua desde los pozos de observación se realizó entre abril y agosto de 2014, lo que correspondió al periodo de otoño-invierno. Dentro de este periodo se realizaron 6 muestreos en los que se determinó el contenido de N-NO₃ y N-NH₃. La acumulación del agua dentro de los pozos para la posterior determinación de las formas nitrogenadas dependió netamente de las precipitaciones de la zona debido a que no se realizaron riegos durante la recolección de muestras. Según Salazar y Nájera (2011) el régimen de precipitaciones considerando montos, intensidad y duración, determinan en parte la cantidad y distancia en que el N-NO₃ puede ser movilizado hacia aguas superficiales y subsuperficiales. Además estos autores señalan que en los suelos que presentan restricciones al movimiento del agua, como es el caso de CLC que presenta además un duripan en profundidad, se favorece que el movimiento de agua ocurra preferencialmente como flujo lateral subsuperficial hacia cuerpos de agua superficiales cercanos. Además es importante señalar que el suelo se encontraba en barbecho durante el periodo de estudio. En el Cuadro 4 se presentan las concentraciones medias de N disponible en el sitio CLC.

Cuadro 4. Concentraciones medias de nitrógeno (N) disponible (N-NO₃ + N-NH₃) en la entrada y salida de los biofiltros en el sitio El Caleuche.

Tratamientos ¹	N disponible ^{2,3}	
	Entrada	Salida
	-----mg L ⁻¹ -----	
C	3,31±0,87	9,98±1,02 a
G	14,61±4,12	7,26±2,48 b
GS	10,02±2,60	5,46±1,57 bc
GST1	9,41±1,57	4,93±1,33 bc
GST2	3,78±0,90	2,23±0,63 c

¹Ver descripción de tratamientos en Cuadro 3.

²Promedio ± desviación estándar (n=6).

³Letras distintas en una columna indican diferencias estadísticamente significativas en las medias entre los tratamientos, según la prueba de Duncan ($p < 0,05$).

Como se puede apreciar en el Cuadro 4 los tratamientos compuestos por las distintas combinaciones de especies vegetales (G, GS, GST1 y GST2) presentaron una disminución en la concentración de N disponible a la salida del biofiltro y diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$) al compararlo con el tratamiento que presentó el suelo desnudo, sin especies vegetales (C). Por lo que el sistema de biofiltros en el sitio CLC fue exitoso en la remoción de formas nitrogenadas.

En el tratamiento C se observó un aumento de las concentraciones de N disponible hacia la salida del biofiltro, lo que se le atribuyó a un transporte de N remanente en el suelo por vía del flujo subsuperficial, diferente a lo acontecido en los otros tratamientos debido a la vegetación existente (Rojas, 2015), por lo que los biofiltros angostos al presentar una barrera física al N proveniente de los movimientos de agua subsuperficial permitieron que las diferentes combinaciones vegetales pudieran disminuir la carga de N hacia la salida de los biofiltros (Borin y Bigon, 2002).

En la Figura 2 se pueden apreciar las concentraciones de N-NO₃ que existieron en los tratamientos a la entrada y en los tratamientos a la salida de los biofiltros en CLC. Las diferencias que se muestran en las concentraciones de entrada de los tratamientos se deben al efecto que tiene la topografía del sitio CLC. En el estudio de Hurtado (2015), quien realizó un levantamiento topográfico detallado del sitio, se encontró que había una clara pendiente hacia el canal de desagüe, lo que sumado a la influencia que tiene la variación en profundidad del duripan facilitaba el flujo lateral subsuperficial. Por lo tanto, la topografía superficial y la profundidad del duripan determinaban el movimiento de N-NO₃ desde el campo de maíz en barbecho hacia la zona de entrada a los biofiltros.

Las diferencias que se muestran a la salida del tratamiento se deben además de la variabilidad espacial en el área de estudio, al efecto que ejercen las combinaciones vegetales de los diferentes tratamientos del biofiltro que interceptaron principalmente el flujo de agua subsuperficial. La reducción de N-NO₃ se debe a los procesos de absorción por las plantas y según Mayer *et al.* (2005) a la desnitrificación, considerando que el requisito fundamental para que el N-NO₃ sea removido es que el agua subsuperficial atraviese una zona con actividad radicular. En este sentido, Borin (1997) señala que en los biofiltros los procesos de retención de formas nitrogenadas bajo la superficie del suelo se deben principalmente a la absorción por los componentes vegetales y a la actividad microbiana del suelo (inmovilización de N).

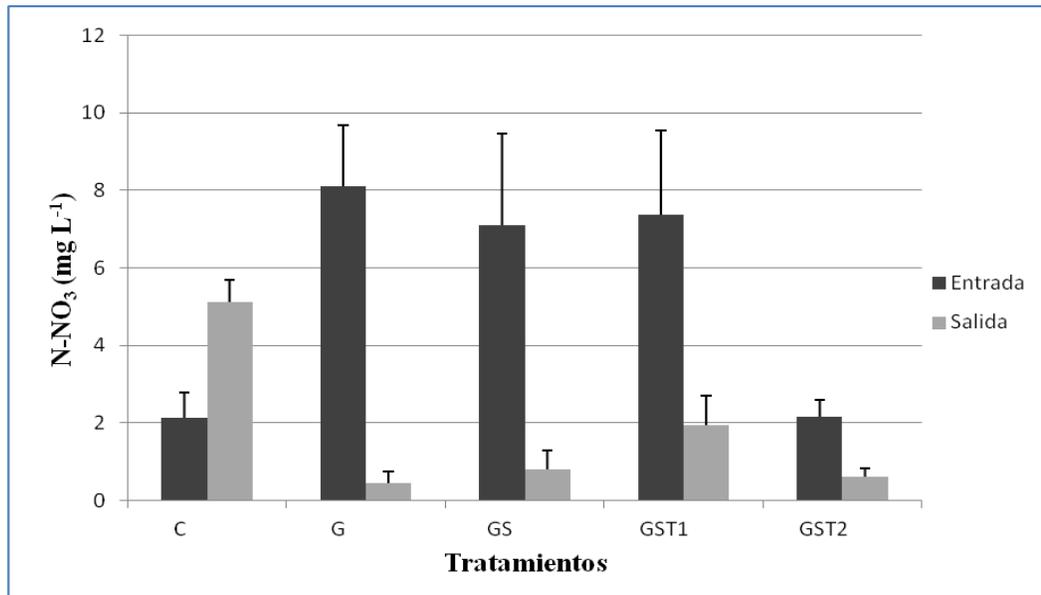


Figura 2. Concentraciones promedio de nitrógeno-nitrato (N-NO_3) en los diferentes tratamientos a la entrada y a la salida del biofiltro en el sitio El Caleuche.

Además, se puede observar (Figura 2) que en todos los tratamientos, con la excepción de C (control) se redujeron las concentraciones de N-NO_3 , al pasar el flujo lateral subsuperficial a través de los biofiltros.

Las concentraciones de los tratamientos G, GS, GST1 a la entrada del biofiltro fueron similares a diferencia de C y GST2 que también siendo similares entre ellas presentaron una concentración de N-NO_3 un 71% menor que los primeros. Una posible explicación por la que los tratamientos G, GS, GST1 tuvieron una mayor concentración de N-NO_3 a la entrada del biofiltro se relaciona a una mayor entrada de flujo de agua por escurrimiento subsuperficial, observándose en terreno al momento de las mediciones. El tratamiento G fue el más efectivo en reducir las concentraciones de N-NO_3 , lo que se atribuyó a la mayor cobertura de pradera. Es importante tener presente que G tenía un ancho de pradera, a diferencia de los demás tratamientos donde la pradera presentaba entre 3 y 4 m. Por lo tanto, la pradera habría sido más eficiente en la interceptación del flujo de agua y por consiguiente en la retención de N-NO_3 que en los arbustos y los árboles.

El tratamiento C presentó un resultado esperado, pues al no presentar especies vegetales, no existió ningún impedimento físico (raíces) o reducción del contenido de agua por efecto de la transpiración que disminuyera el movimiento subsuperficial de agua que transporta N-NO_3 . Por lo anterior se observa que todos los tratamientos tuvieron mayor efectividad que C.

Por lo explicado anteriormente, los tratamientos que siguieron a G en efectividad fueron GS, GST1 y GST2, los que al tener un porcentaje de cobertura de pradera menor fueron también menos efectivos en la remoción de N-NO₃. Lo anterior sin considerar C que no tuvo una disminución de concentraciones a la salida. En el caso particular de N-NO₃ los tratamientos con componentes vegetales en el sitio CLC tuvieron diferencias significativas ($p < 0,05$) con el tratamiento C, de esta forma los biofiltros fueron efectivos en la remoción de N-NO₃.

En la Figura 3 se pueden apreciar las concentraciones de N-NH₃ que existieron en los tratamientos a la entrada y en los tratamientos a la salida del biofiltro. Las concentraciones de entrada de N-NH₃ en general no presentaron una variabilidad alta, con la excepción del tratamiento G que presentó la concentración más alta a diferencia de los demás tratamientos. La concentración de N-NH₃ en la solución suelo presenta una menor movilidad que N-NO₃, por lo tanto, en el caso de N-NH₃ el efecto de la variabilidad espacial en el área de estudio fue menos notorio en comparación a las concentraciones de N-NO₃. Las concentraciones de N-NH₃ en la salida del biofiltro presentaron diferencias entre ellas, siendo el tratamiento G el que presentó la concentración más alta.

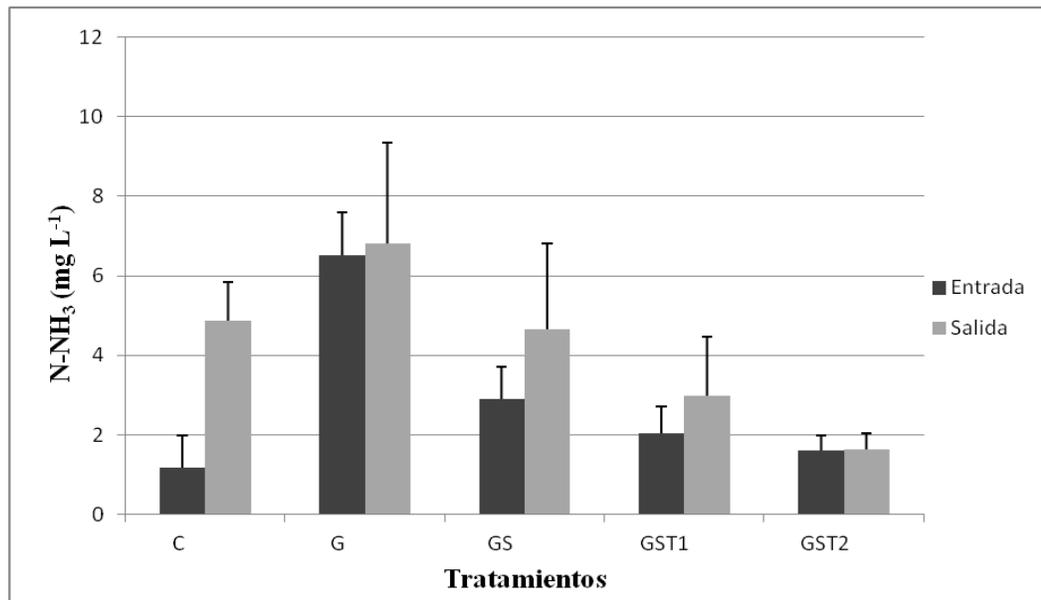


Figura 3. Concentraciones promedio de nitrógeno-amoniaco (N-NH₃) en los diferentes tratamientos a la entrada y salida del biofiltro en el sitio El Caleuche.

En el caso de N-NH₃ las concentraciones de salida del biofiltro fueron en general 35% más altas que las de entrada, con la excepción del tratamiento GST2 que resultó ser el más estable en la concentración de N-NH₃.

Al comparar las concentraciones de N-NH₃ (Figura 3) con las concentraciones de N-NO₃ (Figura 2) se observa que los tratamientos en N-NO₃ presentaron diferencias a la salida con respecto a la entrada del biofiltro, a diferencia de lo que ocurrió en los tratamientos para N-NH₃ en que las concentraciones a la salida del biofiltro aumentaron y no se registraron grandes variaciones entre los pozos de salida con respecto a los de entrada.

En la entrada de los biofiltros todos los tratamientos presentaron un comportamiento relativamente similar a través del tiempo a excepción del tratamiento G que presentó concentraciones más altas. Al igual que en el caso del N-NO₃ los valores de N-NH₃ más altos se obtuvieron en los tratamientos G, GS y GST1. Sin embargo, para el caso de N-NH₃ se produjo una diferencia más notoria entre la concentración de G en comparación con GS y GST1. Lo anterior, se puede explicar cómo se mencionó debido al efecto de un mayor movimiento de flujo de agua hacia los tratamientos G, GS y GST1. Por lo que se acumuló una mayor cantidad de N-NH₃ en los pozos de observación. Como se mencionó anteriormente los pozos de observación de estos tratamientos presentaron mayores niveles de agua en su interior en comparación al resto de los tratamientos.

Los diferentes tratamientos no tuvieron un impacto significativo en la reducción de N-NH₃, esto según Salazar *et al.* (2015) puede estar relacionado al continuo equilibrio entre N-NH₃ y N-NH₄ en las aguas subterráneas y la conversión de este último en N-NO₃. En este sentido, Ortega y Molina (2011) agregan que además gran parte del N-NH₄ se convierte en nitrito (N-NO₂) y este rápidamente en N-NO₃ por las bacterias nitrificantes. Mientras las distintas combinaciones de especies vegetales de los biofiltros no estén totalmente establecidas, las concentraciones de N-NH₃ serán más altas a la salida del biofiltro, cuando estas logren una completa adaptación al entorno se espera que las concentraciones de N-NH₃ vayan disminuyendo gradualmente hacia la salida de los biofiltros (Young y Briggs, 2005).

Por otra parte, se destaca que el movimiento de N-NO₃ en profundidad, arrastrados por las precipitaciones invernales, parece ser de mayor importancia que durante la temporada de riego (Tapia y Villavicencio, 2007), sumado a que en los canales adyacentes a cultivos de maíz en la comuna de Pichidegua se encontraron cargas más altas de N durante los inviernos lluviosos (Corradini, 2012).

Formas nitrogenadas en San Luis

Tomando en consideración las características del suelo en SL (Cuadro 2), para la determinación de las formas nitrogenadas se colectaron muestras de suelo utilizando un barreno holandés entre los meses de abril y junio de 2014 lo que correspondió a la temporada de otoño. Lo anterior se realizó debido a que el suelo de este sitio es de textura predominantemente arenosa, con una infiltración y permeabilidad altas (CIREN, 1996) y

sumado al déficit de precipitación de la zona, no permitió que en los pozos de observación se acumulara agua durante el periodo de estudio. Por lo que se tomaron muestras de suelo a la entrada y salida de los biofiltros y se realizó el balance de N correspondiente.

Cuadro 5. Concentraciones medias de nitrógeno (N) disponible (N-NO₃ + N-NH₄) en la entrada y salida de los biofiltros en el sitio San Luis.

Tratamientos ¹	N disponible ^{2,3}	
	Entrada	Salida
	-----mg kg ⁻¹ -----	
C	8,45±1,26	8,67±1,88 a
G	7,92±4,29	7,15±4,47 a
GS	6,80±2,43	6,40±3,77 a
GST1	8,30±1,63	8,21±3,79 a
GST2	6,38±1,90	6,25±3,06 a

¹Ver descripción de tratamientos en Cuadro 3.

²Promedio ± desviación estándar (n=3).

³Letras iguales en una columna indican que no existen diferencias estadísticamente significativas en las medias entre los tratamientos, según la prueba de Duncan ($p > 0,05$).

Como se puede apreciar en el Cuadro 5 los tratamientos compuestos por las distintas combinaciones de especies vegetales (G, GS, GST1 y GST2) presentaron una leve disminución en la concentración de N disponible a la salida del biofiltro pero no existieron diferencias estadísticamente significativas ($p > 0,05$) al compararlo con el tratamiento que presentó el suelo desnudo, sin especies vegetales (C). Por lo que el sistema de biofiltros en SL no fue eficiente en la remoción de formas nitrogenadas.

Respecto a las concentraciones de N disponible en la entrada y salida, es importante destacar que estas pudieron ser bajas, principalmente porque en los meses en que se recolectaron las muestras, el maíz ya había sido cosechado, por lo tanto, el N aportado por fertilización ya había sido absorbido por las plantas. Además Salazar *et al.* (2014) agregan que la mayor parte del exceso de N en este sitio podría haber sido lixiviado por exceso de riego durante el crecimiento del cultivo en primavera-verano, mientras que una menor cantidad de N residual podría aun estar presente en el suelo en el periodo posterior de otoño donde fueron recolectadas las muestras de suelo. Lo que queda en evidencia al comparar los contenidos promedio de N disponible en los tratamientos de la presente memoria durante otoño del 2014 con los contenidos registrados en la primavera del 2012 y otoño del 2013 por Rojas (2015) en el mismo sitio de estudio. Así, en la primavera del 2012 se registraron 105 kg N ha⁻¹, mientras que en el otoño del 2013 y 2014 se registraron 63 y 62 kg N ha⁻¹ respectivamente. En el periodo de primavera los contenidos fueron mayores en cerca de 42 kg N ha⁻¹ al compararlos con los contenidos registrados en el periodo de otoño, esto se debió a que en la primavera del 2012 la toma de muestras fue posterior y cercana a la primera fertilización del maíz por lo que el movimiento de N hacia los biofiltros fue

mayor, por su parte en el periodo de otoño de los años 2013 y 2014 los contenidos de N fueron similares debido a que el campo de maíz se encontraba en barbecho por lo que el movimiento de N hacia los biofiltros fue menor.

En la Figura 4 se pueden apreciar las concentraciones de N-NO₃ que existieron en los tratamientos a la entrada y en los tratamientos a la salida de los biofiltros en SL. Si bien los tratamientos con especies vegetales presentaron una disminución en las concentraciones a la salida de los biofiltros, estos no tuvieron diferencias estadísticamente significativas ($p > 0,05$) con el tratamiento control (C) que no presentaba especies vegetales, a diferencia de lo ocurrido en CLC en el cual las concentraciones de N-NO₃ en los tratamientos con especies vegetales si tuvieron diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$) con el tratamiento sin especies vegetales (C).

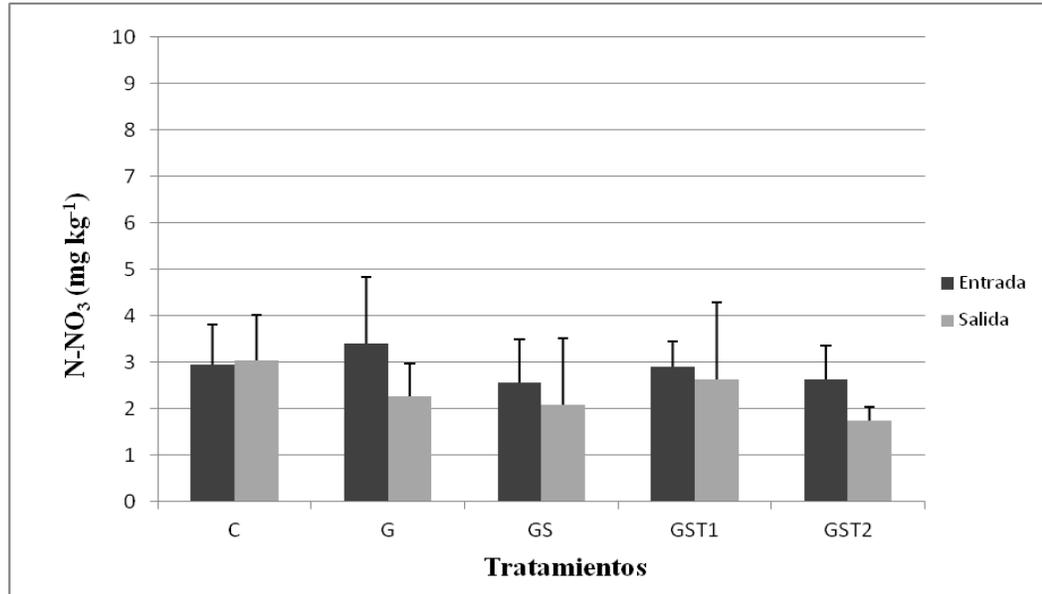


Figura 4. Concentraciones promedio de nitrógeno-nitrato (N-NO₃) en los diferentes tratamientos a la entrada y a la salida del biofiltro en el sitio San Luis.

Las concentraciones de N-NO₃ a la entrada del biofiltro variaron entre 8 kg N ha⁻¹ en el tratamiento GST2 a 25 cm de profundidad y 45 kg N ha⁻¹ en el tratamiento G a 100 cm de profundidad. Por otro lado las concentraciones de N-NO₃ a la salida del biofiltro variaron entre 5 kg N ha⁻¹ en el tratamiento GS a 25 cm de profundidad y 46 kg N ha⁻¹ en el tratamiento C a 100 cm de profundidad. Las concentraciones promedio de N-NO₃ en los distintos tratamientos en otoño del 2013 y 2014 no tuvieron mucha variación con 31 y 24 kg N ha⁻¹ respectivamente, por otro lado las concentraciones de primavera del 2012 fueron mayores con 74 kg N ha⁻¹ producto de una fertilización nitrogenada cercana.

En SL a pesar de no existir diferencias estadísticamente significativas ($p > 0,05$) entre los tratamientos para N-NO_3 , el que presentó una mayor retención en sus concentraciones fue G y C no presentó una disminución de ellas a la salida del biofiltro.

En la Figura 5 se pueden apreciar las concentraciones de N-NH_4 que existieron en los tratamientos a la entrada y en los tratamientos a la salida del biofiltro. Las concentraciones de los tratamientos tanto a la entrada como a la salida en general fueron similares.

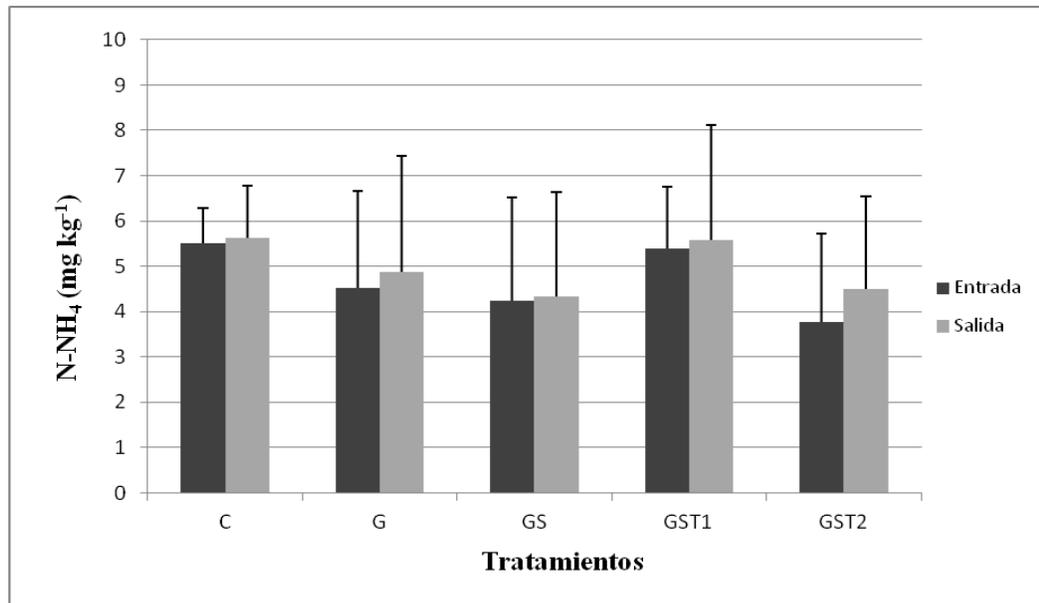


Figura 5. Concentraciones promedio de nitrógeno-amonio (N-NH_4) en los diferentes tratamientos a la entrada y salida del biofiltro en el sitio San Luis.

Las concentraciones de N-NH_4 a la entrada del biofiltro variaron entre 13 kg N ha^{-1} en el tratamiento G a 25 cm de profundidad y 82 kg N ha^{-1} en el tratamiento C a 100 cm de profundidad. Por otro lado las concentraciones de N-NH_4 a la salida del biofiltro variaron entre 8 kg N ha^{-1} en el tratamiento G a 25 cm de profundidad y 95 kg N ha^{-1} en el tratamiento G a 100 cm de profundidad. Las concentraciones promedio de N-NH_4 en los distintos tratamientos en otoño del 2013 y 2014 no tuvieron mucha variación con 32 y 38 kg N ha^{-1} respectivamente, por otro lado las concentraciones obtenidas en primavera del 2012 también fueron similares con 31 kg N ha^{-1} .

Por lo tanto, producto del balance de N realizado entre la entrada y salida de los biofiltros en SL se determinó que la variable flujo subsuperficial tendría muy poca importancia en relación a las formas de N movilizado. Adicionalmente, Salazar *et al.* (2014) indicaron que pudieron observar un insuficiente o prácticamente nulo escurrimiento superficial y flujo lateral subsuperficial, concluyendo que estos últimos procesos de movimiento de agua no son una potencial fuente de contaminación difusa en el sitio y que las formas nitrogenadas en el suelo se movilizaron principalmente por lixiviación. Al contrario de lo que se pueda

pensar, los acuíferos existentes en el valle central de Chile en general no contienen una concentración de N-NO₃ lixiviado significativo (Arumi *et al.*, 2005), en este sentido debido al déficit de precipitaciones durante la temporada de otoño-invierno sumado a que el agua de riego durante la temporada de primavera-verano en el que se desarrolló el cultivo de maíz en el sitio SL no fue suficiente, el sistema poroso no se habría saturado por lo que no se generó percolación profunda que lixiviará N-NO₃ (Apablaza, 2014), si hubiesen existido eventos de inundación, el riesgo de lixiviación habría sido mayor (Vargas, 2013). También según Tapia (2014) al analizar los resultados de las fases de suelo en la comuna de Pichidegua, se identificó que el mayor riesgo de lixiviación se encuentra en los suelos de textura gruesa.

Discusión general

El valle central de Chile es una zona de intensa actividad agrícola donde grandes cantidades de fertilizantes se han aplicado con un bajo nivel en los métodos de riego, lo que facilita la contaminación de las aguas (Arumi *et al.*, 2005). El presente estudio de evaluación de biofiltros para reducir esta contaminación en la Comuna de Pichidegua fue realizado bajo condiciones edafo-climáticas similares al de Tapia y Villavicencio (2007) que también se realizó en la Región de O'Higgins por lo que resulta interesante compararlos. Estos autores utilizaron tres tratamientos: BF1 (una franja herbácea de 8 m + una franja con especies arbustivas y arbóreas de 5 a 8 m), equivalente al tratamiento GST1 y GST2, BF2 (una estrata herbácea de 8 m de ancho), equivalente al tratamiento G.

Las concentraciones de N-NO₃ obtenidas en la temporada otoño-invierno a la salida de los biofiltros vía flujo subsuperficial de los tratamientos GST1 y GST2 fueron 1,3 mg L⁻¹ frente a 0,4 mg L⁻¹ de su similar BF1. Por otra parte, el tratamiento G obtuvo 0,4 mg L⁻¹ frente a 0,8 mg L⁻¹ de su similar BF2, resultados muy similares. Ahora con respecto a la eficiencia de remoción, los resultados son más contrastantes debido a que los tratamientos GST1 y GST2 presentaron un 73% a diferencia del 99% obtenido en BF1, lo que se explica debido a que el tratamiento BF1 presentó 3 m más de franja herbácea y cerca de 4 m más de franja arbustiva y arbórea en combinación, por lo que al tener una mayor área con especies vegetales resultó ser un 26% mayor en remoción que los tratamientos GST1 y GST2. En el caso del tratamiento G la remoción fue de un 95% frente a un 99% obtenido en BF2, este 4% de diferencia entre un tratamiento y otro se debió a que el tratamiento BF2 presentó 3 m más de franja herbácea y por lo mismo una mayor remoción que el tratamiento G. Además de la salida del N-NO₃ por la vía del flujo subsuperficial, la remoción de N-NO₃ durante el invierno podría ser también resultado de la inmovilización y desnitrificación (Groffman *et al.*, 1992).

Con respecto a la conformación de la estrata herbácea el estudio de Tapia y Villavicencio (2007) incluyó tres especies gramíneas: *Lolium perenne*, *Festuca arundinacea* y *Phalaris*

aquatica a diferencia de la presente memoria donde en CLC y SL fue utilizada solo *Festuca arundinacea*, su elección se basó principalmente en su alta capacidad para extraer N. Estos autores además señalan que *Lolium perenne* y *Festuca arundinacea* se adaptaron bien al sistema, por lo que son especies que se pueden ocupar en sistemas de biofiltros, por el contrario, *Phalaris aquatica* no se adaptó y desapareció en la primera temporada, los resultados obtenidos por estos autores sumado a los resultados obtenidos en la presente memoria indican que *Festuca arundinacea* se adaptó de buena manera y es una especie altamente recomendable a utilizar si se quiere implementar un sistema de biofiltros en la zona central de Chile. Es importante según Leeds-Harrison *et al.* (1999) tener en cuenta que la estrata herbácea solo es eficaz si se dan las condiciones adecuadas para la desnitrificación y/o absorción por las plantas, de otra forma puede no ser eficiente en su remoción. También se debe considerar el aporte que pueden realizar las hierbas naturales o malezas, presentes en los bordes de los cursos de aguas, como es el caso de una franja compuesta de *Poa annua* y *Humulus scandens*, especies que en dos años pueden remover hasta un 80% de N (Mihara, 2005).

El desempeño de los biofiltros dependen considerablemente del tipo de contaminante a remover, la humedad del suelo, la intensidad y duración de la lluvia, el volumen radicular de las especies que lo conforman (Schmitt *et al.*, 1999; Dunn *et al.*, 2010; Ma 2013) y el ancho mínimo que se ve influenciado por condiciones particulares de cada sitio como: tipo de suelo, uso del suelo y la pendiente. En Pichidegua dadas las características de los dos predios (CLC y SL) se optó por establecer biofiltros con un ancho de 5 m, que por un lado no tuvo mayor impacto en la superficie cultivable y la producción de maíz y por otro cumple con la legislación de Chile incorporada en 2011, donde la zona de protección para cursos de agua conformada por la zona contigua a los cauces o cuerpos de agua puede variar de 5 a 20 m (Möller, 2011). Ahora bien, un ancho de 10 m presenta mayor eficacia en la retención de N que uno de 5 m, sin embargo la retención específica (por m²) es mayor en un biofiltro de 5 m (Syversen, 2005). Por su parte Novara *et al.* (2013) concluyó que 6 m de una franja herbácea de biofiltros remueve un 42% de N-NO₃ mientras que la misma con 9 m de ancho remueve un 46%.

Otro estudio a considerar fue el realizado por Borin y Bigon (2002) en la región de Veneto, Italia, por casi dos años. El sitio de estudio fue un campo con producción de maíz y trigo con un suelo de textura arcillosa, se establecieron franjas de biofiltros estrechas de 6 m (5 m de estrato herbáceo + 1 m estrato arbóreo) pero a diferencia de los biofiltros en Pichidegua se privilegió la presencia del estrato herbáceo por sobre el arbóreo.

Las concentraciones de N-NO₃ a la salida de los biofiltros en CLC presentaron en promedio 1 mg N-NO₃ L⁻¹ después de tres años de establecimiento frente a los 2 mg N-NO₃ L⁻¹ en el Veneto después de dos años de establecimiento de los biofiltros. Estos autores calcularon que en la salida de los biofiltros se registró una reducción en promedio del 90% de las concentraciones de N-NO₃, bastante similar al 85% de reducción registrada en el sitio CLC.

Balestrini *et al.* (2011) también realizaron un estudio en Italia, esta vez por tres años en la cuenca agrícola de la llanura aluvial del río Po ubicada en el norte del país en un campo con producción de maíz y trigo. El lugar presentó una pendiente baja (0,5 a 1,5%) y la clase textural del suelo varió entre franco arcilloso y franco arcillo limoso. Se establecieron franjas de biofiltros de 6,5 m divididos equitativamente entre un estrato herbáceo y uno arbóreo. Importante destacar que el estrato arbóreo estuvo compuesto principalmente por especies naturales de la zona que ya dominaban la ribera y se encontraban mezcladas, por lo que su desarrollo radicular y su adaptación a la zona configuraron un excelente patrón para la remoción de contaminantes a diferencia de las especies de la presente memoria que fueron instaladas especialmente para el caso. Para los análisis también se colectaron muestras de agua subsuperficiales, con la diferencia que en este sitio se evidenció una disminución prácticamente de la totalidad de la concentración de N-NO₃ (95 a 100%) por parte de los biofiltros. Así, una franja de árboles naturales de la zona mezclados ya establecidos sumado a una franja herbácea son altamente efectivos en la retención de N-NO₃. Cabe mencionar que en los primeros metros de la franja compuestos por la hierba se evidenció la mayor disminución de N-NO₃, la franja compuesta por *Festuca arundinacea* en esta memoria también fue la que presentó una mayor reducción de N-NO₃ con un 95%.

En cuanto a los árboles se puede analizar que si estos tienen un desarrollo apropiado ayudan bastante a mitigar los excesos de formas nitrogenadas desde los campos de cultivo con alta fertilización. Lo anterior puede explicarse mejor con el estudio de Yamada *et al.* (2007) en Iowa Estados Unidos, donde se estableció una franja de biofiltros de 15 m de ancho compuesto solo por árboles, adyacente a un campo utilizado para la producción de maíz y soya en rotación en la que en los últimos años la fertilización nitrogenada fue triplicada. Los resultados mostraron una tendencia en la reducción de las concentraciones de N en profundidad cuando se compararon los resultados del antes y después de un desarrollo substancial de los árboles durante tres años.

Los árboles incluso pueden desarrollar su sistema de raíces dentro del campo por lo que su influencia va más allá de su anchura simple dentro del biofiltro (Borin y Bigon 2002), por el contrario la pradera desarrolla su sistema de raíces acotado solo dentro del sistema de biofiltros. Los dos estudios anteriores nos demuestran que 3 años son suficientes para reducir las consecuencias del exceso de fertilización.

Otro estudio a considerar que comparó la efectividad de estratas arbóreas con una estrata herbácea durante seis años fue el realizado por Wang *et al.* (2012). Estos investigadores establecieron franjas de biofiltro de 20 m de ancho en Australia (muy superior a los 5 m propuestos para la zona central de Chile) en un campo con un suelo franco arcillo arenoso en el cual se quería disminuir el N-NO₃ proveniente del excremento de ganado de engorde. Estos autores compararon la efectividad de cinco tratamientos de biofiltros: cuatro tratamientos compuestos solo por árboles a diferentes densidades de plantación y uno compuesto solo por pradera. Los árboles colocados el primer año tenían 35 cm de alto y se recolectaron muestras de agua de escorrentía superficial, pozos poco profundos y pozos

profundos durante el año 3, 4, 5 y 6, esto debido a que se dejó que los árboles se desarrollaran antes de comenzar a recolectar muestras de agua. A pesar de que se evaluaron diferentes densidades de plantación en los tratamientos compuestos solo por árboles, esto afectó el crecimiento de los mismos y se encontró que el efecto de la densidad no afectaba de manera significativa su capacidad para reducir N-NO₃. Además al comparar los tratamientos con árboles con el tratamiento compuesto solo por pradera tampoco se evidenciaron diferencias significativas, con la excepción de que este último tratamiento presentó una retención levemente mayor de N-NO₃, en el caso de el CLC el tratamiento compuesto por pradera tuvo un 22% más de retención que los tratamientos compuestos por árboles.

Con respecto a los resultados de N-NH₃ obtenidos en esta memoria, fueron similares a los obtenidos por Young y Briggs (2005) los cuales realizaron un estudio de cuatro años en Nueva York, Estados Unidos, en un sitio con un suelo arcillo limoso donde establecieron tres tratamientos de biofiltros (estrato herbáceo, estrato herbáceo-arbóreo y estrato arbóreo) con un ancho de 9 m cada uno adyacente a un campo de cultivo de maíz. Las concentraciones promedio de N-NH₃ fueron consistentemente más altas a la salida de los biofiltros, lo que también ocurrió en los biofiltros establecidos en Pichidegua donde las concentraciones de N-NH₃ aumentaron en un 23% a la salida del biofiltro en CLC, por su parte en el SL las concentraciones de N-NH₄ se mantuvieron más estables y aumentaron en un 8%.

Por otra parte, uno de los factores a considerar para determinar el ancho de los biofiltros además de la topografía (Syversen, 2005), es la pendiente. Debido a que se relaciona negativamente con la capacidad de las franjas de biofiltros para captar contaminantes (Tapia y Villavicencio, 2007). Por ejemplo, Dunn *et al.* (2010) realizaron un estudio para determinar la relación del ancho de las franjas de biofiltros y la pendiente en Prince Edward Island, Canadá en donde evaluaron dos anchos de biofiltros en un sitio con pendiente variable de 1 a 14% y con presencia de un suelo franco arcillo arenoso. Se estableció una franja de 10 m para una pendiente menor a 5% y una franja de 20 m para una pendiente mayor a 5%, pendientes mayores si lo comparamos con la del sitio CLC donde la pendiente varía de 1,98% a 1,68% (Hurtado, 2015) desde el campo de maíz hasta el canal de desagüe, lo que se considera como topografía plana (CIREN, 1996), por lo que una franja de biofiltros de 5 m para el sitio CLC tomando en consideración su pendiente plana es óptima. En el estudio presentado se utilizaron solo franjas compuestas de estrato herbáceo, tomando en consideración que un estrato herbáceo compuesto por *Festuca arundinacea* es efectivo en la remoción de N, los resultados obtenidos en este caso por las franjas de pradera no fueron muy alentadores, ya que sugirieron que el ancho de amortiguación y la pendiente del terreno en los dos tratamientos para este caso particular no afectaron la reducción de contaminantes. Lo anterior según estos autores pudo deberse a que se tomaron una escasa cantidad de muestras después de los 10 m del biofiltro y a que los datos fueron muy limitados para sugerir anchos de franjas de vegetación para campos con pendiente de hasta un 14%. La pendiente también se relaciona con la lluvia, según Ma *et al.* (2013) la

efectividad de biofiltros compuestos de pradera en un sitio con una pendiente de 7,5% varió con la intensidad de la lluvia, a medida que aumentaba la intensidad, los valores de retención de N-NO_3 y N-NH_4 fueron disminuyendo, lo que particularmente no ocurrió en Pichidegua principalmente por el déficit de precipitaciones entre los meses abril y agosto del año 2014.

Con respecto a los análisis anteriores realizados a las franjas de biofiltros del presente trabajo, el estudio que evaluó el primer año del establecimiento de las franjas indicó que estos no ejercieron una remoción significativa de las formas nitrogenadas desde los campos de maíz de grano a los cuerpos de agua superficiales en los dos sitios CLC y SL. Según Moller (2011) las especies escogidas deben presentar una serie de características entre ellas: ser nativas del área, tolerantes a inundaciones, amplio desarrollo de raíces y follaje denso, las últimas dos en este primer periodo no se cumplieron. Esto se relacionó principalmente a que las especies vegetales instaladas en las parcelas no tuvieron suficiente tiempo de adaptación. Por lo tanto, no existió un óptimo desarrollo radical impidiendo que estas exploraran de una forma efectiva el perfil de suelo y así pudieran retener las formas nitrogenadas transportadas por el flujo de agua. Por lo que al realizar la evaluación de las distintas combinaciones vegetales en cada sitio para retener N no se encontraron diferencias estadísticamente significativas ($p > 0,05$) entre los tratamientos (Rojas, 2015).

En el estudio que evaluó las franjas de biofiltro al segundo año de establecimiento realizado por Avendaño (2015) se determinó que estas fueron efectivas en la reducción de las pérdidas de N que fueron movilizadas a través del flujo subsuperficial desde el campo de maíz de grano al cuerpo de agua superficial en el sitio CLC. En el segundo año, a diferencia del primero, todos los tratamientos dentro del biofiltro en este sitio resultaron ser efectivos en la remoción de N y tener diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$) en comparación con el tratamiento control (C). Por el contrario, en el sitio SL al igual que el primer año de establecimiento de los biofiltros no se encontraron diferencias estadísticamente significativas ($p > 0,05$) entre los tratamientos en cuanto a la remoción de N. Lo anterior se explica por el hecho que las formas nitrogenadas se movilizaron principalmente por lixiviación como se explicó anteriormente y a esto se sumó a que se recolectó una baja cantidad de muestras y se registró una alta variabilidad en el periodo de estudio.

Salazar *et al.* (2015) recopilan los resultados de las tres temporadas (29 meses) en el sitio CLC, periodo en el que esta memoria participó en el último año. Estos autores concluyeron que la pradera permanente (tratamiento G) fue la que presentó la mayor eficiencia de remoción de N-NO_3 en el flujo lateral subsuperficial, por lo que se consideró a la absorción por parte de la pradera como un proceso importante. El tratamiento G al tener una cobertura total del suelo tuvo la mayor efectividad en contraste con GS, GST1 y GST2 que tuvieron una cobertura de pradera de 80, 60 y 60% respectivamente, resultados generales coincidentes con los resultados de este trabajo que fue de menor extensión.

Con relación a los árboles según Yamada *et al.* (2007) estos deben tener un buen desarrollo radicular para poder remover N de una manera eficiente, debido a la juventud presentada por las dos especies escogidas “chequén” (*Luma chequen* (Mol.) A. Gray.) y “canelo” (*Drimys winteri* J.R.Forst. & G. Forst.) que al ser de lento desarrollo, en estos 3 años mostraron una limitada capacidad para retener N. A lo que agrega Realini (2016) que debido a que estos árboles eran demasiado pequeños, no tuvieron un impacto detectable en la absorción de N, por lo que el efecto de las líneas arbóreas debería ser evaluado en un periodo de estudio a largo plazo, lo que también ocurrió con la línea arbustiva de *Fuchsia magellanica*, debido a esto la absorción de N en los biofiltros se debió principalmente al estrato compuesto por hierba.

La combinación pradera-arbusto con un ancho que es determinado según los recursos de los agricultores proporciona una excelente reducción de la escorrentía (Mankin *et al.*, 2007), en el caso del tratamiento GS se evidenció un buen desarrollo de la estrata herbácea de *Festuca arundinacea*, contrariamente al escaso desarrollo de la línea arbustiva de *Fuchsia magellanica*, a pesar de lo anterior la remoción de N-NO₃ fue de un 89%, la mejor después del tratamiento G en el sitio CLC.

Con lo que respecta a las concentraciones de N-NH₃, según Young y Briggs (2005) durante el establecimiento de los biofiltros las concentraciones serán más altas a la salida que a la entrada, pero a medida que las especies se vayan adaptando el N-NH₃ presentara disminuciones a la salida. Tres años no fueron suficientes desde el establecimiento de las especies, por lo que el sistema de franjas no generó una mitigación de N-NH₃ a la salida del biofiltro.

En la Figura 6 se puede observar la evolución de la retención de la concentración de N disponible en cada tratamiento del biofiltro durante los años 2012, 2013 y 2014 en la temporada otoño-invierno en el sitio CLC. Esta fue calculada tomando los valores de entrada y salida de cada tratamiento, donde al realizar un balance se obtuvo cuanto N captó cada tratamiento, los diferentes tratamientos fueron captando mayores concentraciones de N, esto debido al desarrollo progresivo de las distintas especies vegetales al pasar los años, el tratamiento G fue el que tuvo una mayor evolución en el desarrollo de su especie vegetal y por lo mismo fue la que captó las mayores concentraciones de N.

El tratamiento C no fue incluido debido a que no presentó una retención en la concentración de N hacia la salida del biofiltro a diferencia del resto de tratamientos evaluados.

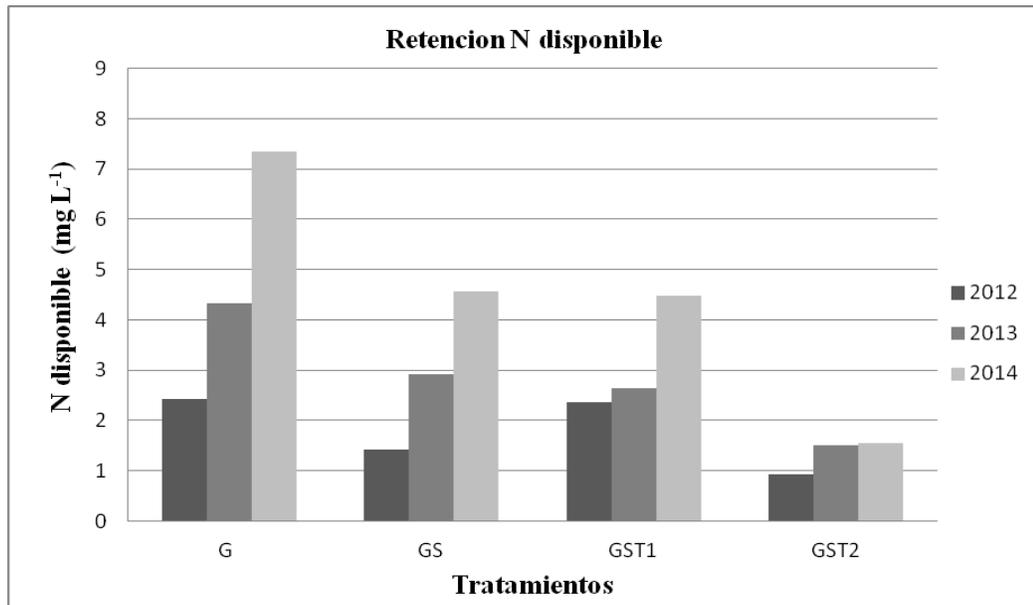


Figura 6. Retención promedio de N disponible en los tratamientos con especies vegetales en los años 2012, 2013 y 2014 durante la temporada otoño-invierno en el sitio El Caleuche.

Los biofiltros de CLC presentaron una mayor remoción de N en comparación a los biofiltros de SL, debido a que las características de suelo del primer sitio podrían haber favorecido la desnitrificación, proceso que según Balestrini *et al.* (2011) juega un papel importante en la disminución de N. Esto sumado a procesos de absorción por parte de las plantas, conjugan una mayor eficiencia. Por el contrario, las características de suelo de SL no permitieron la presencia de flujos superficiales y subsuperficiales (Salazar *et al.*, 2014) y la retención de agua fue menor, por lo que la oportunidad de desnitrificación se vio reducida sumado a que la absorción de las plantas fue menor debido a las bajas temperaturas de la temporada otoño-invierno (Leeds-Harrison *et al.*, 1999), por lo que al realizar la comparación en cuanto a la efectividad de los biofiltros entre CLC y SL claramente existió efecto de la textura.

Es importante mencionar que si bien el N-NO₃ es muy soluble en agua y es susceptible a perderse por lixiviación en las aguas de percolación fuera del alcance de las raíces (Ortega y Molina, 2011), este proceso que predominó en el campo de maíz de SL se vio reducida por el cultivo en superficie que presentó pérdidas de lixiviación de N significativamente menores al compararlo con suelo desnudo (Apablaza, 2014), se debe tener presente que una de las principales fuentes de contaminación difusa determinada en los lixiviados es nitrogenada (Almendro *et al.*, 2001).

Con este trabajo se evidenció que las franjas de biofiltros para que sean efectivas en la remoción de formas nitrogenadas tienen que tener un tiempo mínimo de adaptación, de esta forma las raíces logran una adecuada exploración en el suelo. Cabe destacar que las

especies vegetales que componen la franja deben ser seleccionadas de acuerdo a las condiciones edafo-climáticas de la zona para que tengan un óptimo desarrollo.

La combinación de dos factores como son el exceso de fertilización N y riego por surcos durante la temporada de crecimiento del maíz mueve este exceso de N a cuerpos de agua lo que convierte a un campo de maíz de la zona central de Chile en una importante fuente de contaminación difusa de N. Por lo tanto, se requieren medidas de mitigación como una fertilización nitrogenada adecuada, mejoras en la eficiencia del riego, fertilizantes de entrega lenta y el establecimiento de biofiltros (Najera *et al.*, 2015), es por esta razón que radica la importancia de esta memoria.

CONCLUSIONES

En este estudio se determinó que los biofiltros angostos (5 m) en el tercer año de evaluación en la remoción de N disponible movilizado vía flujo subsuperficial fueron efectivos en el sitio CLC. En el caso particular del N-NO₃ la remoción tuvo una mayor importancia en comparación con la remoción de N-NH₃ donde no se observó una disminución de sus concentraciones hacia la salida del biofiltro. En el caso de SL, los biofiltros no fueron efectivos en la remoción de N disponible movilizado vía flujo subsuperficial, sin embargo en este sitio se evidenció una leve disminución de N-NO₃ hacia la salida, mientras que en el caso del N-NH₄ las concentraciones no presentaron una gran variación a la entrada y salida de los distintos tratamientos.

Dentro de las estratas vegetales, las arbóreas y las arbustivas en el tercer año de evaluación, no lograron tener un desarrollo destacable en la parte aérea por consecuente se esperaría lo mismo para la parte radical, estando esta última directamente implicada en la remoción de las formas nitrogenadas, las especies utilizadas fueron de crecimiento muy lento. Distinto fue el caso de la pradera en la que se pudo ver un abundante desarrollo aéreo y una buena cobertura, la que resultó ser en poco tiempo eficiente en remover formas nitrogenadas, por lo mismo el tratamiento G fue el más efectivo.

Es importante destacar que en CLC el predominio de la textura arcillosa, sumado a la presencia del duripan, favoreció al movimiento del flujo subsuperficial del agua del campo hacia las franjas de biofiltro por lo que estas características de suelo permitieron que las distintas combinaciones vegetales fueran efectivas en la remoción del N disponible.

Caso distinto fue el de SL, que dadas las características del suelo en el que la textura arenosa fue predominante, se presume que no existió flujo subsuperficial debido a que los tubos de observación no presentaron agua, y en consecuencia las formas nitrogenadas se movilizaron en menor cantidad hacia las franjas de biofiltros.

BIBLIOGRAFÍA

- Almendro, M.; J. Navarro; M. Jordan; E. Garcia y J. Mataix. 2001. Ensayos de movilidad de compuestos nitrogenados en zona no saturada. [En línea]. Alicante, España. Recuperado en < <http://aguas.igme.es/igme/publica/pdflib15/003.pdf> >. Consultado el: 15 de Marzo de 2016.
- Apablaza, N. 2014. Impacto de la aplicación de fertilizantes nitrogenados en la lixiviación y absorción de nitrógeno en un suelo de textura gruesa cultivado con maíz grano en al Región de O'Higgins. Memoria Ingeniero Agrónoma. Santiago, Chile: Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. 34h.
- Arumi, J.; R. Oyarzún and M. Sandoval. 2005. Natural protection against groundwater pollution by nitrates in the Central Valley of Chile. *Hydrological Sciences Journal*, 50(2): 331–340.
- Avendaño, F. 2015. Biofiltros angostos como medida de mitigación de las pérdidas de nitrógeno en dos suelos de Chile central cultivados con maíz: segundo año de evaluación. Tesis Ingeniero Agrónomo y Magíster en Manejo de Suelos y Aguas. Santiago, Chile: Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. 59h.
- Balestrini, R.; C. Arese; C. Delconte; 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(2): 148–157.
- Borin, M. 1997. Effects of agricultural practices on nitrate concentration in groundwater in north east Italy. *Italian Journal of Agronomy*, 1: 47–54.
- Borin, M. y E. Bigon. 2002. Abatement of NO₃-N concentration in agricultural waters by narrow buffer strips. *Environmental Pollution*, 117(1):165–168.
- Centro de Información de los Recursos Naturales, Ministerio de Agricultura, Chile (Ed.). 1996. Estudio Agrológico. Descripción de suelos materiales y símbolos: VI Región. (pub. N° 114), Santiago, Chile: CIREN. 570p.
- Corradini, F. 2012. Relationships between nitrogen and phosphorus application to maize fields and water quality in nearby drainage channels in central Chile. Tesis Magíster en Manejo de Suelos y Aguas. Santiago, Chile: Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. 58h.

- Dosskey, M. 2001. Toward quantifying water pollution abatement in response to installing buffers on crop land. *Environmental Management*, 28: 577–598.
- Dunn, A.; G. Julien; W. Ernst; A. Cook; K. Doe and P. Jackman. 2010. Evaluation of buffer zone effectiveness in mitigating the risks associated with agricultural runoff in Prince Edward Island. *Science of the Total Environment*, 409: 868–882.
- Galloway, J.; A. Townsend; J. Erisman; M. Bekunda; Z. Cai; J. Freney. et al. 2008. Transformation of the Nitrogen Cycle: Recent Trends, Questions, and Potential Solutions. *Science*, 320: 889–892.
- Groffman, P.; A. Gold and R. Simmons. 1992. Nitrate dynamics in riparian forests: microbial studies. *Journal of Environmental Quality*, 21: 666–671.
- Golembesky, R. 2004. Agricultural practices and nitrate pollution in ground water in the central valley of Chile. Master of Science Thesis. Wilmington, United States: University of North Carolina. 79h.
- Hach. 2005, nov. DR5000 Spectrophotometer procedures manual. (Tech. Doc.), Hach Company. Germany: Hach Company. 846p.
- Hurtado, V. 2015. 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. 34h.
- INIA (Instituto de investigaciones Agropecuarias), Chile. 1989. Mapa agroclimático de Chile. Santiago, Chile: INIA. 221p.
- Instituto Nacional de Normalización, Chile. NCh409/1. Of84. Norma Chilena Oficial Para Agua Potable. Santiago, Chile: INN, 2005. 17p.
- Leeds-Harrison, P.; J. Quinton; M. Walker; C. Sanders and T. Harrod. 1999. Grassed buffer strips for the control of nitrate leaching to surface waters in headwater catchments. *Ecological Engineering*, 12: 299–313.
- Ma, J.; X. Chen; B. Huang and Y. Shi. 2013. Removal of inorganic nitrogen and phosphorus by sloping white clover filter strip at different rainfall intensities. *Fresenius Environmental Bulletin*, 22(1): 194–199.
- Mankin, K.; D. Ngandu; C. Barden; S. Hutchinson and W. Geyer. 2007. Grass-shrub riparian buffer removal of sediment, phosphorus, and nitrogen from simulated runoff. *Journal of the American Water Resources Association*, 43(5): 1108–1116.

Mayer, P.; S. Reynolds; T. Canfield and M. McCutchen. 2005, october. Riparian buffer width, vegetative cover, and nitrogen removal effectiveness: A review of current science and regulations. (tech. rep.), Environmental Protection Agency. Ohio, United State: EPA. 40p.

Mihara, M. 2005. The effect of natural weed buffers on soil and nitrogen losses in Japan. *Catena*, 65: 265–271.

Möller, P. 2011. Las franjas de vegetación ribereña y su función de amortiguamiento, una consideración importante para la conservación de humedales. *Gestión Ambiental*, 21: 96–106.

Najera, F.; Y. Tapia; C. Baginsky; V. Figueroa; R. Cabeza y O. Salazar. 2015. Evaluation of soil fertility and fertilisation practices for irrigated maize (*Zea mays* L.) under Mediterranean conditions in central Chile, *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 15 (1):84–97.

Novara, A.; L. Gristina; F. Guaitoli; A. Santoro and A. Cerda. 2013. Managing soil nitrate with cover crops and buffer strips in Sicilian vineyards. *Solid Earth*, 4: 255–262.

ODEPA (Oficina de estudios y políticas agrarias). 2015. Maíz: Producción, precios y comercio exterior. [En línea]. Santiago, Chile. Recuperado en: <http://www.odepa.cl/wp-content/files_mf/1434999575Bolet%C3%ADndelma%C3%ADz201506.pdf>. Consultado el: 10 de marzo 2016.

Ongley, E. 1997. Lucha contra la contaminación agrícola de los recursos hídricos. [En línea]. Burlington, Canadá. Recuperado en< <http://www.fao.org/docrep/W2598S/w2598s00.htm>>. Consultado el: 15 de Julio de 2014.

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

Peralta, J. 2007. Biofiltros y su eficiencia en la remoción de nitratos. (cap. 7, pp. 65–75). En: Tapia, F. y A. Villavicencio. (eds.). Uso de biofiltros para mejorar la calidad del agua de riego. (Bol. Téc. N°170), Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA). Santiago, Chile: INIA. 128p.

Realini, P. 2016. Validation of non-destructive techniques to estimate the nitrogen retention in the vegetal components of buffer strips. Tesis Ingeniero Agrónomo y Magíster en Manejo de Suelos y Aguas. Santiago, Chile: Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. 59h.

- Robertson, G. y P. Vitousek. 2009. Nitrogen in Agriculture: Balancing the cost of an essential resource. *Annual Review of Environment and Resources*, 34: 97–125.
- Rojas, C. 2015. Biofiltros angostos como medida de mitigación para reducir las pérdidas de nitrógeno desde campos de maíz en la zona central de Chile: balance de nitrógeno durante el primer año. Tesis Ingeniera Agrónoma y Magíster en Manejo de Suelos y Aguas. Santiago, Chile: Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. 60h.
- Sadzawka, A.; M. Carrasco; R. Grez; M. Mora; H. Flores y A. Neaman. 2006. Métodos de análisis recomendados para los suelos de Chile. (Pub. N° 34), Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA). Santiago, Chile: INIA. 164p.
- Salazar, O. y Nájera, F. 2011. Contaminación de aguas por el uso de fertilizantes nitrogenados y enmiendas orgánicas. (pp. 147–152). Boletín de la Sociedad Chilena de la Ciencia del Suelo XX: 147–152.
- Salazar, O.; J. Vargas; F. Nájera; O. Seguel and M. Casanova. 2014. Monitoring of nitrate leaching during flush flooding events in a coarse-textured floodplain soil. *Agricultural Water Management*, 146: 218–227.
- Salazar, O.; C. Rojas; F. Avendaño; P. Realini; F. Nájera and Y. Tapia. 2015. Inorganic nitrogen losses from irrigated maize fields with narrow buffer strips. *Nutrient Cycling Agroecosystems*, 102:359–370.
- Santibañez, F. y J. Uribe. 1993. Atlas agroclimático de Chile: regiones sexta, séptima, octava y novena. Santiago, Chile: Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad de Chile. 99p.
- Schmitt, J.; M. Dosskey and K. Hoagland. 1999. Filter Strip Performance and Processes for Different Vegetation, Widths, and Contaminants. *Journal of Environmental Quality*, 28: 1479–1489.
- Syversen, N. 2005. Effect and design of buffer zones in the Nordic climate: The influence of width, amount of surface runoff, seasonal variation and vegetation type on retention efficiency for nutrient and particle runoff. *Ecological Engineering*, 24: 483–490.
- Tapia, F. y A. Villavicencio. 2007. Uso de biofiltros para mejorar la calidad del agua de riego. (Bol. Tec. N°170), Instituto de Investigaciones Agropecuarias (INIA). Santiago, Chile: INIA. 128p.
- Tapia, W. 2014. Evaluación del modelo Daisy para predecir pérdidas por lixiviación de nitrógeno en suelos de textura gruesa en la zona central de Chile. Tesis Magíster en Gestión

y Planificación Ambiental. Santiago, Chile: Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. 104h.

Vargas, J. 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.; J. Aber; R. Howarth; G. Likens; P. Matson; D. Schindler. et al. 1997. Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecological Applications*, 7: 737–750.

Vought, L.; G. Pinay; A. Fuglsang y C. Ruffinoni. 1995. Structure and function of buffer strips from a water quality perspective in agricultural landscapes. *Landscape and Urban Planning*, 31: 323–331.

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

Wang, L.; J. Dugging and D. Nie. 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): 1–9.

Yamada, T.; S. Logsdon; M. Tomer and M. Burkart. 2007. Groundwater nitrate following installation of a vegetated riparian buffer. *Science of the Total Environment*, 385 (1–3): 297–309.

Young, E. and R. Briggs. 2005. Shallow ground water nitrate-N and ammonium-N in cropland and riparian buffers. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 109 (3–4): 297–309.

