



UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE POSTGRADO

**USO DE 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 para optar al Título Profesional de Ingeniero Agrónomo y al Grado de
Magíster en Manejo de Suelos y Aguas

FERNANDO ALEJANDRO AVENDAÑO VEAS

Director de Tesis
OSVALDO SALAZAR GUERRERO

Profesores consejeros
YASNA TAPIA FERNÁNDEZ
MANUEL CASANOVA PINTO

SANTIAGO - CHILE
2015

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE POSTGRADO

**USO DE 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 presentada como parte de los requisitos para optar al Título Profesional de
Ingeniero Agrónomo y al Grado de Magíster en Manejo de Suelos y Aguas

FERNANDO ALEJANDRO AVENDAÑO VEAS

| Calificaciones | Calificaciones |
|---------------------|------------------|
| (Memoria de Título) | (Tesis de Grado) |

DIRECTOR DE TESIS

Sr. Osvaldo Salazar Guerrero

Ingeniero Agrónomo, MS, Ph.D.

PROFESORES CONSEJEROS

Sra. Yasna Tapia Fernández

Ingeniero en Alimentos, MS, Ph.D.

Sr. Manuel Casanova Pinto

Ingeniero Agrónomo, MS.

Santiago, Chile
2015

AGRADECIMIENTOS Y DEDICATORIAS

Quisiera agradecer eternamente a mis padres, Yerty Veas Mariscal y Pedro Avendaño Uribe, que con cariño, esfuerzo, trabajo y apoyo me pudieron dar la gran oportunidad de llegar a ser un profesional.

...A mis hermanitos queridos por sus consejos de vida y apoyo en los momentos más difíciles de la carrera.

...A mi profesor guía Osvaldo Salazar por su tremenda ayuda y excelente disposición y voluntad a ayudarme siempre, a pesar del demandante cargo que desempeña, gracias profe.

...A mis amigos del Laboratorio de Química de Suelos y Aguas: Profesora Yasna, Marysol, Consuelo, Nataly, Marcela Villena, Canco, Piero, Victor y Charlasana por soportar mi desorden y su importante ayuda en conocimientos, uso de instrumentos y valores de la vida. Especiales gracias a Clau, por su enorme trabajo y dedicación que permitió establecer los cimientos de este trabajo y a Nicolás Villacura por su ayuda incondicional y hacer de esas eternas jornadas de trabajo muchísimo más llevaderas.

A mis profesores del Magíster de Manejo de Suelos y Aguas, por ser siempre críticos, honestos y objetivos, que aunque a veces ello implique caídas, también implica un gran crecimiento personal.

...A mis primeros y fundamentales amigos de la Universidad, José Luis Díaz, Andrés Navarro y Leslie Caro, que con su apoyo, conocimiento y ejemplo, han forjado muchos aspectos importantes de mi vida. Gracias amigos!

...A Camila G. Vieytes por su apoyo en mis momentos de mayor estrés y ser siempre crítica y directa en mi desempeño.

Finalmente, a mis amigos de la Universidad y a mis amigos queridos de la vida, los ADS, Alan y Nacho.

En memoria de Pedro Avendaño Gallardo, cuyo espíritu luchador y de fortaleza permanecerá corriendo para siempre en mis venas.

ÍNDICE

| | |
|--|-----------|
| CAPÍTULO I: MONOGRAFÍA..... | 1 |
| Tendencias del nitrógeno a nivel mundial | 1 |
| Nitrógeno en el suelo y proceso de contaminación..... | 2 |
| Consumo de nitrógeno y contaminación en Chile | 4 |
| Biofiltros | 5 |
| LITERATURA CITADA | 12 |
| CAPÍTULO II: BALANCE DE NITRÓGENO Y COMPARACIÓN DE AMBOS SITIOS.... | 20 |
| RESUMEN | 20 |
| ABSTRACT..... | 21 |
| INTRODUCCIÓN | 22 |
| HIPÓTESIS..... | 24 |
| OBJETIVOS | 24 |
| Objetivo general..... | 24 |
| Objetivos específicos | 24 |
| MATERIALES Y MÉTODOS | 25 |
| Descripción del sitio | 25 |
| Caracterización de suelos..... | 25 |
| Componentes vegetales..... | 26 |
| Tratamientos y diseño experimental | 26 |
| Manejo del experimento y evaluaciones | 27 |
| Variables climáticas | 27 |
| Balance hídrico | 27 |
| Balance de nitrógeno..... | 28 |
| Esguimiento superficial | 28 |
| Flujo subsuperficial..... | 28 |
| Otras variables | 29 |
| Análisis estadístico..... | 30 |
| RESULTADOS Y DISCUSIÓN | 31 |
| Balance hídrico en el sitio El Caleuche (CLC) | 31 |

| | |
|--|-----------|
| Balance hídrico en el sitio San Luis (SL) | 33 |
| Balance de nitrógeno..... | 35 |
| Esguerrimiento superficial | 36 |
| Flujo lateral subsuperficial..... | 39 |
| Mineralización | 44 |
| Precipitaciones | 45 |
| Lixiviación | 46 |
| Absorción de nitrógeno por las plantas..... | 47 |
| CONCLUSIONES | 49 |
| LITERATURA CITADA | 50 |
| ANEXOS | 55 |
| CAPÍTULO III: SALAZAR, O; C. ROJAS; F. AVENDAÑO; P. REALINI; F. NAJERA AND Y. TAPIA. 2015. INORGANIC LOSSES FROM IRRIGATED MAIZE FIELDS WITH NARROW BUFFER STRIPS. NUTRIENT CYCLING IN AGROECOSYSTEMS | 60 |

Índice de cuadros

| | |
|---|----|
| Cuadro 1. Consumo de fertilizante nitrogenado en el mundo..... | 2 |
| Cuadro 2. Estudios sobre contaminación difusa por nitrato (N-NO ₃) en la Zona Central de Chile..... | 5 |
| Cuadro 3. Estudios de biofiltros angostos realizados en los últimos 20 años..... | 7 |
| Cuadro 4. Superficie, tipo de cultivo, rendimiento y fertilización de nitrógeno (N) en San Luis (SL) y Caleuche (CLC) durante el segundo año..... | 26 |
| Cuadro 5. Descripción de los tratamientos..... | 27 |
| Cuadro 6. Balance hídrico en los biofiltros de El Caleuche (CLC) en el segundo año de evaluación..... | 31 |
| Cuadro 7. Balance hídrico en los biofiltros de San Luis..... | 34 |
| Cuadro 8. Balance de nitrógeno (N) en el suelo de biofiltros ubicados en El Caleuche para el primer y segundo año..... | 36 |
| Cuadro 9. Balance de nitrógeno (N) en el suelo de biofiltros ubicados en San Luis para el segundo año de evaluación..... | 36 |
| Cuadro 10. Medias de nitrógeno (N) disponible a la salida de los BS en el segundo año de evaluación para el sitio El Caleuche..... | 39 |
| Cuadro 11. Medias de nitrógeno (N) disponible a la salida de los BS en los dos primeros años de evaluación para el sitio El Caleuche..... | 41 |
| Cuadro 12. Cargas acumuladas de nitrógeno (N) disponible a la entrada y salida de los biofiltros (BS) para el primer y segundo año de evaluación..... | 43 |

Índice de figuras

| | |
|--|----|
| Figura 1. Tendencias de población humana y N usado en el siglo XX..... | 1 |
| Figura 2. Flujo lateral subsuperficial (<i>FL_{ss}</i>) en el primer y segundo año, en otoño-invierno del sitio El Caleuche..... | 33 |
| Figura 3. Evapotranspiración de cultivo (<i>ET_c</i>) en el primer y segundo año, en otoño-invierno del sitio El Caleuche..... | 33 |

| | |
|--|----|
| Figura 4. Percolación (<i>P</i>) en otoño-invierno del primer y segundo año de evaluación en San Luis..... | 35 |
| Figura 5. Evapotranspiración de cultivo (<i>ET_c</i>) en otoño-invierno del primer y segundo año de evaluación en San Luis..... | 35 |
| Figura 6. Concentraciones de nitrógeno (N) disponible de escurrimiento superficial en las estaciones otoño-invierno para el segundo año de evaluación en El Caleuche. Se presentan medias y desviación estándar..... | 37 |
| Figura 7. Concentraciones de nitrógeno-nitrato (N-NO ₃) de escurrimiento superficial en las estaciones otoño-invierno para el segundo año de evaluación en El Caleuche. Se presentan medias y desviación estándar..... | 38 |
| Figura 8. Comparación de medias de nitrógeno (N) disponible a la entrada y salida de los biofiltros entre el primer y segundo año de establecimiento en el sitio El Caleuche..... | 40 |
| Figura 9. Cargas de nitrógeno (N) disponible a la entrada y salida de biofiltros (BS) en invierno y verano de ambos años de evaluación en El Caleuche. Se presentan medias y desviación estándar..... | 41 |
| Figura 10. Cargas de nitrógeno (N) disponible inmovilizado en la temporada otoño-invierno para el segundo año de evaluación en El Caleuche. Se presentan medias y desviación estándar..... | 44 |
| Figura 11. Nitrógeno (N) disponible lixiviado según tratamiento en el primer y segundo año de evaluación en San Luis..... | 46 |
| Figura 12. Medias de nitrógeno (N) disponible presente en biomasa de biofiltros en el primer y segundo año de evaluación en El Caleuche..... | 47 |
| Figura 13. Medias de nitrógeno (N) disponible presente en biomasa de biofiltros en el primer y segundo año de evaluación en San Luis..... | 48 |

CAPÍTULO I: MONOGRAFÍA

USO DE BIOFILTROS ANGOSTOS COMO MEDIDA DE MITIGACIÓN DE LAS PÉRDIDAS DE NITRÓGENO.

Tendencias del nitrógeno a nivel mundial

De los principales nutrientes necesarios para la producción de biomasa de cultivos, el nitrógeno (N) es el elemento más limitante (Erisman *et al.*, 2011). Debido a la alta y creciente demanda mundial de alimentos, el consumo de fertilizantes nitrogenados en la agricultura ha incrementado en los últimos años, especialmente entre las décadas de 1960 y 1990 (Figura 1). Con ello, más de la mitad del N sintético alguna vez usado en la Tierra, ha sido usado en los últimos 15 a 20 años (Millennium Ecosystem Assessment, 2005).

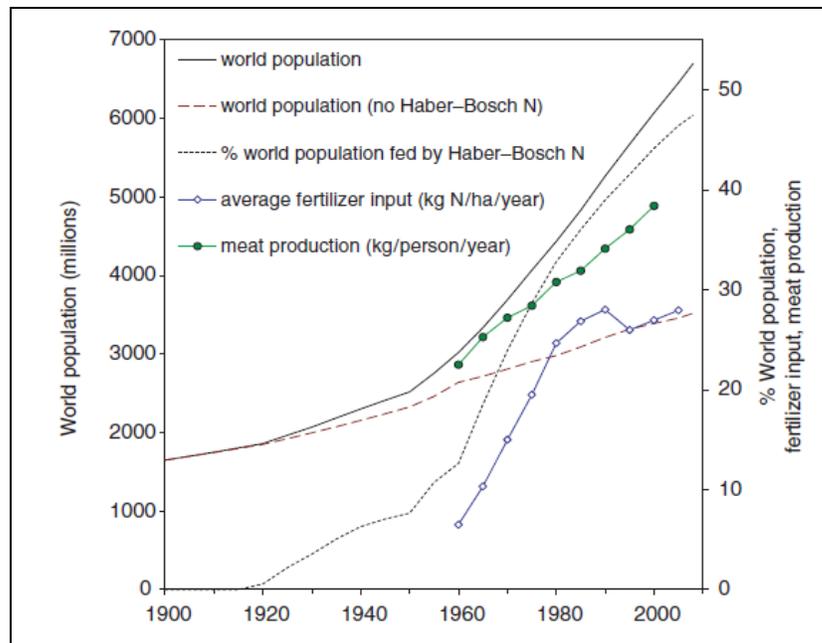


Figura 1. Tendencias de población humana y nitrógeno usado en el siglo XX (Erisman *et al.*, 2011).

De este aumento del consumo de fertilizantes nitrogenados, puede observarse que a nivel mundial corresponde mayormente a países en desarrollo, los que en el año 1960 representaban el 21% del consumo total, lo que se incrementa a un 66% del consumo total en el año 2003 (Cuadro 1).

Cuadro 1. Consumo de fertilizante nitrogenado en el mundo (Keeney y Hatfield, 2008)

| Año | Mundo | Países desarrollados | Países en desarrollo |
|----------------|-------|----------------------|----------------------|
| ----- MT ----- | | | |
| 1960/1961 | 10,80 | 8,55 | 2,28 |
| 1970/1971 | 31,75 | 23,13 | 8,61 |
| 1975/1976 | 43,90 | 30,79 | 13,11 |
| 1980/1981 | 60,78 | 35,79 | 24,90 |
| 1985/1986 | 70,37 | 38,86 | 31,51 |
| 1990/1991 | 77,56 | 33,07 | 42,39 |
| 1995/1996 | 78,07 | 29,88 | 49,18 |
| 2000/2001 | 81,19 | 29,07 | 52,12 |
| 2002/2003 | 85,11 | 28,71 | 56,40 |

Heffer y Prud'homme (2013) destacan que se espera que tanto la demanda mundial, así como también el suministro de N, continúen aumentando en el período 2013-2017 en un 9% y un 13%, respectivamente. Este aumento del uso de fuentes nitrogenadas como fertilizantes y/o fuentes orgánicas en la agricultura ha posicionado a este rubro como la principal fuente de contaminación difusa de aguas en cuanto a cargas de N (Adisscott, 1995).

Actualmente el cultivo al que se destina mayormente el uso de N es a la producción de cereales, con un 55% del total de N, donde el maíz ocupa el segundo lugar con mayor uso de N a nivel mundial (Heffer, 2013). Sin embargo, Cassman *et al.* (2002) reportan que el maíz recupera alrededor del 37% del fertilizante aplicado, lo que podría traducirse que un 63% del N aplicado podría potencialmente perderse hacia el ambiente.

Nitrógeno en el suelo y proceso de contaminación

Cabe mencionar que de forma natural, a través de procesos de amonificación y nitrificación se generan formas nitrogenadas inorgánicas como amonio (NH_4^+) y nitrato (NO_3^-), respectivamente. En el proceso de amonificación se transforma el N orgánico (N_{org}) a N-NH_4 por la excreción de microorganismos y animales, mientras que en el proceso de nitrificación, el N-NH_4 se convierte a N-NO_3 mediante oxidación biológica (Follett, 2008).

De ambas formas, el NO_3^- es la más susceptible a la movilización hacia cuerpos de agua, principalmente debido a su alta solubilidad en agua y a su carga, que al ser negativa, no es adsorbida por los sitios de intercambio del suelo (Saxton *et al.*, 1977; Johnson *et al.*, 2005; Follet, 2008). En este contexto, el movimiento del agua en el suelo, que contempla el flujo saturado, no saturado y preferencial, es importante para entender el desplazamiento del NO_3^- , pues éste se moviliza a través de procesos como el flujo de masas y difusión (Saxton *et al.*, 1977; Finck, A. 1988; Kelly y Pomes, 1998; McSwain *et al.*, 2013).

El N-NO₃ puede transformarse a formas gaseosas como óxido nítrico (NO), óxido nitroso (N₂O) o gas dinitrógeno (N₂) a través de la desnitrificación, la cual aumenta a medida que disminuyen los niveles de oxígeno. El N-NO₃ que no sigue esta ruta es transportado hacia cuerpos de agua mediante escorrentía, flujo lateral subsuperficial y lixiviación (Johnson *et al.*, 2005; Sutton *et al.*, 2011; Tang *et al.*, 2011).

Para la escorrentía los principales factores que inciden en la movilización del N corresponden a la cantidad y tiempo de precipitación y a las propiedades del suelo (Borin *et al.*, 2005; Follet, 2008). Suelos con tasas de infiltración mayores son aquellos que tienen un escurrimiento superficial menor, que usualmente corresponden a suelos profundos, bien drenados y con alto contenido de arena. A su vez, la cantidad de agua que infiltra también dependerá del contenido de agua inicial, la estructura, la textura y la materia orgánica del suelo. Al contrario, suelos con escorrentía superficial alta son aquellos que a menudo presentan tasas de infiltración bajas, contenido de arcilla alto, napa freática poco profunda y presencia de estratas impermeables (Follet, 2008). Aun así, estos suelos pueden presentar un efecto de dilución según la relación que haya entre la concentración de N y de masa de agua y suelo (Borin *et al.*, 2005). La pendiente en que se encuentra el suelo es también importante, pues aquellos suelos que presentan una pendiente más inclinada incrementarán la velocidad y cantidad de escorrentía. Finalmente, suelos bajo conservación o cero labranza podrían presentar mayores concentraciones de N que aquellos con labranza tradicional (Follet, 2008).

En el caso de la lixiviación, el N-NO₃ es la principal forma de N que lixivia a aguas subterráneas. Se ve influida por la absorción por plantas, lluvia y riego, temperatura, drenaje y fluctuación de la napa freática. Además, la textura del suelo juega un rol importante, puesto que la lixiviación es mayor y con más velocidad en suelos de textura arenosa frente a aquellos de texturas más arcillosas. Así también, a una mayor adición de N mineral aplicado, mayor lixiviación de N-NO₃ (Juergens-Gschwind, 1989). También, de acuerdo a Follet (2008), la estructura del sistema de recarga de napas subterráneas y sus patrones de flujo afectan la dilución, transporte y remoción del N-NO₃ en estratas profundas.

Es importante destacar que maximizar los rendimientos y a su vez reducir las pérdidas de N-NO₃ se ha convertido en un tema de preocupación, principalmente debido a la gran variabilidad espacial y temporal que afecta al N-NO₃ en el suelo. Respecto a esto, Delgado *et al.* (2005) demostraron que la tasa de lixiviación del N-NO₃ aumenta más rápido con la menor productividad de una zona, produciéndose a su vez un fenómeno de mayor pérdida.

La contaminación por N puede tener un efecto acumulativo que puede incidir no sólo en un ecosistema local, sino a toda una cuenca hidrográfica (Guercio, 2011). De hecho, varios autores plantean que este problema incide a una escala global, viéndose alterado el ciclo del N y la química de océanos y aguas costeras (He *et al.*, 2011; Doney, 2010; Siebert y Döll, 2004). En este sentido en la mayoría de los ríos de regiones pobladas, las concentraciones de N-NO₃ pueden ser hasta siete veces mayores a la concentración máxima recomendada por la Organización Mundial de la Salud, la cual es 10 mg L⁻¹ (Zhang *et al.*, 2014).

Consumo de nitrógeno y contaminación en Chile

La preocupación por la contaminación ambiental es un tema que ha aumentado en países europeos y norteamericanos, a tal punto de tener un rol regulador en los mercados, por lo cual, la introducción de buenas prácticas de manejo (BMP, "Best Management Practices") ha sido un tema de especial interés para la agricultura chilena (González, 1992; Peralta, 2007).

Chile, de acuerdo a cifras de FAO (2012), se encontraría en el lugar 33 de los países que más consume fertilizantes en el mundo, con aproximadamente 343.014 ton año⁻¹. A su vez, en Chile se utilizan en promedio 240 toneladas de N por cada 1000 ha, ocupando la posición 12 en el mundo de los que más N utiliza. El fertilizante que más se adquiere a nivel nacional corresponde a la urea, la cual se importa en 475.000 ton año⁻¹. Similarmente al escenario mundial, el consumo de fertilizantes nitrogenados también presentaría una tendencia al alza hasta por lo menos el año 2020 (ODEPA, 2010).

La zona central de Chile, al ser la zona de mayor agricultura intensiva, es también la que presenta riesgos mayores de contaminación difusa por N (Salazar y Nájera, 2011). En esta zona el principal cultivo corresponde a maíz y los fertilizantes más frecuentados son urea y salitre potásico, con dosis superiores a las necesarias que bordean los 300 kg N ha⁻¹, duplicando así las que se aplican para maíz en EEUU (Nájera *et al.*, 2015). A su vez, aplicar dosis excesivas de N con riego puede afectar severamente la lixiviación de N (Tapia, 2014). También es sabido que en esta zona se aplica riego de eficiencia muy baja, lo que aumentaría los riesgos de escorrentía de los nutrientes (González, 1992; Golembeski, 2004).

En relación a la contaminación de cursos y cuerpos de agua por N-NO₃ provenientes de áreas agrícolas adyacentes, la información existente es escasa y aquella que se encuentra disponible es mayormente por períodos cortos (Salazar y Nájera, 2011). En el Cuadro 2 se presenta la información disponible de contaminación de aguas por N-NO₃, la cual excluye a la Región Metropolitana, debido principalmente a que se trata de contaminación por aguas servidas más que por efecto de la agricultura (Arumi *et al.*, 2005). Cabe destacar que el actual límite de concentración de nitratos para aguas de consumo humano en Chile es de 50 mg NO₃⁻ L⁻¹ (equivalente a 10 mg N-NO₃ L⁻¹) (INN-Chile, 1984).

Otros estudios que se han llevado a cabo en la Zona Central de Chile indican también contaminación de aguas, especialmente subterráneas (Donoso *et al.*, 1999; DGA, 2001; Iriarte, 2007). Lo anterior resulta particularmente preocupante debido a que las aguas subterráneas son de frecuente consumo humano (Collao, 2008).

Aunque algunas de estas mediciones no alcanzan el nivel crítico para NO₃-N, podrían alcanzarlo pronto debido a un evidente aumento de las concentraciones en el tiempo (Ribbe *et al.*, 2008; Pizarro *et al.*, 2010). Además, varios de estos estudios indican que la lixiviación de NO₃-N se incrementa en invierno, donde las precipitaciones favorecen las pérdidas N a través del proceso de lixiviación (Peralta, 2007; Corradini, 2013).

Cuadro 2. Estudios sobre contaminación difusa por nitrato (N-NO₃) en la Zona Central de Chile.

| Autor | Período | Lugar | Tipo de agua | Rango* | Promedio* |
|----------------------------------|-----------|------------------|---------------------------------|-------------|-----------|
| ----- mg N-NO ₃ ----- | | | | | |
| González (1992) | 1992 | Río Aconcagua | Curso | 0,2 - 1,2 | sd |
| | | Río Cachapoal | Curso | 0,1 - 1,2 | sd |
| | | Río Tinguiririca | Curso | 0,1 - 1 | sd |
| Ribbe <i>et al.</i> (2008) | 2003-2006 | Río Pocomay | Curso | 1,3 - 10,1 | 4,8 |
| Arumi <i>et al.</i> (2006) | 2006 | Parral | Subterránea | 0,1-32,5 | 5,2 |
| Rojas y González (2007) | 2004-2006 | Valle Cachapoal | Superficial | <0,5 - 34,4 | 7,3 |
| | | | Subsuperficial | 1,1 - 58,7 | 22,9 |
| | | | Subterránea | <0,5 - 55,8 | 22,4 |
| Golembeski, 2004 | 2001-2002 | San Fernando | Subterránea | sd | 8,9-296,1 |
| Corradini, 2012 | 2012 | Pichidegua | Canal de riego, suelo arenoso | 25,2 máx. | sd |
| | | Pichidegua | Canal de riego, suelo arcilloso | 8,5 máx. | sd |
| Hurtado, 2015 | 2013 | Pichidegua | Canal de riego, suelo arcilloso | 2 - 29,6 | 9,4 |
| Pizarro <i>et al.</i> , 2010 | 2010 | Cuenca Rapel | Curso | sd | 1,6 |
| Peralta, 2007 | 2004-2006 | Pichidegua | Superficial | sd | 9,9 |
| | | | Subsuperficial | sd | 119,2 |

* sd: sin datos

De acuerdo a Iriarte (2007), el límite de nitratos para la ingestión de aguas debiera ser de 2 mg NO₃⁻ L⁻¹, dado que sobre esta concentración ya podrían haber efectos adversos para la salud. Bajo este escenario, la mayoría de los cuerpos de agua de la Zona Central superarían el límite para agua de consumo.

Biofiltros

Si bien la solución más deseable sería el uso racional de fertilizantes nitrogenados, estimando la demanda de N del cultivo y suministrando lo correspondiente, de manera de minimizar los riesgos de pérdidas, difícilmente es posible controlar la totalidad de ellas (Salazar y Nájera, 2011). En este contexto, se han propuesto varias alternativas que pretenden mitigar la contaminación difusa de aguas adyacentes a áreas agrícolas, tales como bioreactores, drenaje controlado, manejo de la napa freática, manejo de zanjas y humedales artificiales y biofiltros (EPA, 2010).

Un biofiltro (BS) puede definirse como una zona de vegetación permanente adyacente a canales, ríos y arroyos (Mayer *et al.*, 2005). Actualmente son escogidos y ampliamente recomendados por ser una alternativa económica y constituir parte de las BMP en muchos países (Borin *et al.*, 2005; Balestrini *et al.*, 2011; Novara *et al.*, 2013; Sweeney y Newbold, 2014).

Este tipo de ecosistemas, conocidos como ecosistemas riparios o ribereños, de forma superficial disminuyen la velocidad de movimiento del agua, aumentando la infiltración y reteniendo sedimentos y formas relacionadas de N adsorbido. Una vez que el agua se moviliza hacia horizontes subsuperficiales, el N-NO₃ puede ser transformado mediante desnitrificación bacteriana, absorción por plantas e inmovilización por microorganismos del suelo (Hornbeck, 1999; Borin y Bigon, 2002; Novara *et al.*, 2013). La significancia de ésta última vía, sin embargo, se encuentra aún sin demostrar (Sweeney y Newbold, 2014).

Los resultados de Novara *et al.* (2013) afirman que la cantidad de N-NO₃ en suelos con BS es más constante en la época del año que en suelos sin BS, indicando concentraciones de 2,3 a 12,5 mg L⁻¹ en suelos con BS y 1,5 a 30,5 mg L⁻¹ en suelos sin BS. Lo anterior confirmaría la idea de que los BS tienen la capacidad de remover N-NO₃ durante gran parte del año y retenerlo en períodos lluviosos donde es más vulnerable a la lixiviación.

La literatura científica ha evidenciado que los BS son efectivos en la remoción de N producto de la contaminación difusa tanto en forma superficial como subsuperficial (Borin y Bigon, 2002; Anbumozhi *et al.*, 2005; Hill *et al.*, 2014). Según el meta-análisis de 63 estudios realizado por Zhang *et al.* (2010), la efectividad de BS tuvo una media de 68%, con una desviación estándar de 21%, resultado semejante al del meta-análisis de 45 estudios realizado por Mayer *et al.* (2007), donde se reporta una efectividad promedio de 68% pero con una desviación estándar de 4%. Los factores que afectan la variabilidad de estos resultados y la importancia que tiene cada uno frente al otro ha sido ampliamente discutido en la investigación de BS, pero podría ser atribuido a propiedades propias del BS como también a la posición de éste y a los procesos que alteran el estado químico del N (Zhang *et al.*, 2010; Thawait y Chauhan, 2014).

El ancho de los BS ha sido uno de los factores más controvertidos en la investigación de éstos. Zhou *et al.* (2014) señalan que el ancho tiene un rol significativo, explicando el 44% de la variación de eficiencia de remoción de N. Lo anterior también es afirmado por otros investigadores (Schmitt *et al.*, 1999; Borin y Bigon, 2002; Vidon y Hill, 2004; Zhang *et al.*, 2010). No obstante, otros autores desestiman que pueda tener una influencia significativa en la efectividad de un BS (Mayer *et al.*, 2005; Balestrini *et al.*, 2011). Mayer *et al.* (2007) destacan, por ejemplo, que los BS serían más eficientes en remover N subsuperficial y que el ancho no estaría relacionado a ello, sino más bien al tipo de suelo, hidrología y dinámica biogeoquímica, no así con la remoción de N superficial, donde el ancho tiene mayor relevancia. Sweeney y Newbold (2014) obtuvieron el mismo resultado en una revisión bibliográfica, concluyendo que no existe una correlación significativa entre el ancho del BS y su eficiencia de remoción de N, siendo opacado por la alta influencia del flujo de agua.

En el Cuadro 3 se especifican algunos estudios que se han llevado a cabo en los últimos 20 años acerca de biofiltros angostos. Se puede observar que cada sitio tiene condiciones

particulares de suelo, vegetación, ancho, muestreo y efectividad, la que generalmente se evalúa como N a la salida del biofiltro en relación a la entrada (Mayer *et al.*, 2007). De estas muestras se obtuvo un promedio de 54% de efectividad para BS menores a 20 m de ancho, algo semejante al 58% obtenido por Mayer *et al.* (2007) para BS angostos. Sin embargo, la variabilidad de los estudios presentados acá se ve reflejado en una desviación estándar de 27%.

Cuadro 3. Estudios de biofiltros angostos realizados en los últimos 20 años.

| Autor y país | Período* | Clase textural* | Pendiente* | Pp media* | Cultivo* | Biofiltro* | Ancho | Aguas colectadas | Indicador Efectividad* | Forma N |
|--|-----------|-----------------|--------------|----------------------|----------------|---------------------------------------|------------|------------------------------|------------------------|---------------------------------------|
| | | | - % - | mm año ⁻¹ | | | - m - | | - % - | |
| Balestrini <i>et al.</i> (2011). Italia | 2007-2009 | FA - FAL | 1 | 580 | Maíz | Arbóreo-arbustivo-herbáceo | 5 y 8 | Subsuperficiales | 95 a 100; + | N-NO ₃ |
| Novara <i>et al.</i> , (2013). Italia | 2006-2009 | A | 7 | 516 | Viñedos | Herbáceo | 6 y 9 | Suelo | 42 y 46; + | N-NO ₃ |
| Borin y Bigon, (2002). Italia | 1997-1999 | F | sd | 700-1200 | Maíz, trigo | Arbóreo-arbustivo-herbáceo | 6 | Subterránea | 90; + | N-NO ₃ |
| Borin <i>et al.</i> , (2005). Italia | 1998-2001 | F | 1,8 | 830 | Maíz, trigo | Arbóreo-arbustivo-herbáceo | 6 | Escorrentía | 78 y 58; sd | Nt y NO ₃ |
| Clinton, (2011). USA | 2004-2008 | F-Fa | 25 a 75 | 1800 | Nada | Arbóreo | 10 | Corrientes | sd; + | N-NH ₄ y N-NO ₃ |
| Knoepp y Clinton, (2009). USA | 2004-2005 | F | 15 a 50 | 1800 | Nada | Arbóreo | 10 | Corrientes | sd; + | N-NO ₃ |
| | 2006-2007 | | | | | | | Solución suelo | sd; + | N-NO ₃ |
| Daniels y Gilliam, (1996). USA | sd | Fa-FA y FL-AL | 1 a 15 | sd | sd | Arbustivo-herbáceo y herbáceo | 6 a 18 | Escorrentía | 20 a 50; + | N-NH ₄ |
| | | | | | | | | | 50; + | N-NO ₃ |
| Dunn <i>et al.</i> , (2011). Canadá | 2001-2006 | Fa | 1 a 14 | 9,9 a 58,5 | sd | Herbáceo | 10 a 20 | Escorrentía | 38; + | N-NO ₃ |
| Harris, (1999). USA | 1997-1998 | F | <5 | 858 | Agrícola | Arbóreo-arbustivo-herbáceo | 8 a 10 | Subterránea | 90,7; + | N-NO ₃ |
| | | | | | | Arbustivo-herbáceo | 4 a 6 | Subterránea | 25; ++ | N-NO ₃ |
| Heathwaite <i>et al.</i> , (1998). UK | sd | FAL | 8,75 a 17,63 | 980 | Pradera | Herbáceo | 10 | Escorrentía | 75 a 94, + | Nt |
| Mankin <i>et al.</i> , (2007). USA | sd | FL | 3,7 a 4,3 | 129 | sd | Arbóreo-herbáceo y herbáceo | 8,3 a 16,1 | Escorrentía simulada | 44,4 y 92,1; + | Nt |
| Mihara, (2006). Japón | 1999-2000 | A | sd | sd | Nada | Herbáceo | 7,2 | Escorrentía | 80; + | Nt |
| Noij <i>et al.</i> , (2012). Países Bajos | 2006-2010 | a y FAL | 0 a 2 | sd | Maíz y pradera | Herbáceo | 5 | Escorrentía y subsuperficial | <0; ++ | Nt |
| | 2008-2010 | Turbera | 0 | sd | Pradera | Herbáceo | 5 | Escorrentía y subsuperficial | 15,1; + | Nt |
| | | | | | | | | | 42,3; + | N-NO ₃ |
| Schmitt <i>et al.</i> , (1999). USA | 1996 | FAL-Fa | 6 a 7 | 690 | Sorgo | Arbóreo-arbustivo-herbáceo y herbáceo | 7,5 | Escorrentía simulada | 23; + | N-NO ₂ +N-NO ₃ |
| | | | | | | Arbóreo-arbustivo-herbáceo y herbáceo | 15 | Escorrentía simulada | 38; + | N-NO ₂ +N-NO ₃ |
| Siriwattananon <i>et al.</i> , (2009). Japón | sd | FA | 14,05 | sd | Nada | Herbáceo | 0,2 | Escorrentía | 41,7; + | Nt |
| | | | | | | | | Escorrentía | 37 a 81; + | Nt |

Cuadro 3. Estudios de biofiltros angostos realizados en los últimos 20 años (continuación).

| Autor y país | Período ^a | Clase textural ^b | Pendiente ^c - % - | Pp media ^d mm*año ⁻¹ | Cultivo ^e | Biofiltro ^f | Ancho - m - | Aguas colectadas | Efectividad ^g - % - | Forma N |
|--------------------------------------|----------------------|-----------------------------|---------------------------------|---|----------------------|--------------------------------------|----------------|------------------------------|-----------------------------------|--|
| Zhao <i>et al.</i> , 2009. China | 2007 | sd | sd | sd | sd | Herbáceo | 5 | Escorrentía | 59,2 a 94; + | Nt |
| | | | | | | Herbáceo | 5 | Escorrentía | 8,3 a 56,3; + | Nt |
| | | | | | | Herbáceo | 5 | Escorrentía | 37,5 a 68,8; + | Nt |
| Wang <i>et al.</i> , 2012. Australia | 1998-2001 | FAa-A | 3 | 760 | Feedlot | Arbóreo-herbáceo | 20 | Escorrentía | 8,5; + | N-NO ₃ |
| | | | | | | Arbóreo-herbáceo | 20 | Superficial | 14,7; + | N-NO ₃ |
| | | | | | | Arbóreo-herbáceo | 20 | Subterránea | 14,4; + | N-NO ₃ |
| Goel <i>et al.</i> , 2004. Canadá | 2003 | FL | 3 | sd | sd | Herbáceo | 1,2 | Suelo | 90 y 94,5; + | Nt |
| | | | | | | | 1,2 | Escorrentía | 20 y 56; + | N-NO ₃ |
| Ma <i>et al.</i> , 2013. China | sd | Fa | 7,5 | 716 | sd | Herbáceo | 6 | Escorrentía | 76 a 98; + 64 a 95; + | N-NH ₄ N-NO ₃ |
| Yamada <i>et al.</i> , 2007. USA | 2001-2005 | sd | sd | 794 | Maíz | Arbóreo | 15 | Subterránea | sd; + | N-NO ₃ |
| | | | | | | Herbáceo | 5 | Subterránea | sd; + | N-NO ₃ |
| Young y Briggs, 2005. USA | 2003 | FL | 0 a 4 | sd | Maíz-pradera | Arbóreo, arbóreo-herbáceo y herbáceo | 9 | Subterránea | sd; + | N-NO ₃ |
| Larson y Safferman, 2012. USA | 2008-2010 | Fa | 4 | sd | Leche | Herbáceo | 12 | Superficial y subsuperficial | 13 a 67; + | N-NO ₃ |

* sd: sin datos

(+), indica que el autor considera efectivo al BS.

(++), indica que el autor no considera efectivo al BS.

Es importante destacar que las efectividades de los distintos estudios de BS revisados pueden haber sido calculadas de manera distinta y con un criterio distinto de lo considerado como efectivo. Por ejemplo, Harris (1999) obtuvo una efectividad de 25% para la remoción de N-NO₃ de aguas subterráneas, lo que consideró como no efectivo. Sin embargo, Wang *et al.* (2012) para la remoción de la misma especie nitrogenada y evaluando el mismo tipo de aguas, obtuvo un 14% de efectividad, lo que consideró como efectivo.

Johnson *et al.* (2013) indicaron que la posición del BS en el paisaje es una variable más importante que el ancho para la reducción de N-NO₃. Algunos autores han reportado que los biofiltros son más efectivos en las partes más bajas de la cuenca antes que en zonas altas (Novara *et al.*, 2013, Zhou *et al.*, 2014). Zhang *et al.* (2010) sugiere que la eficiencia de remoción de N del BS aumenta con el incremento de pendiente, hasta un punto de inflexión del 10%, donde al seguir incrementando, ésta disminuiría.

Respecto a la variabilidad de efectividad de remoción de N de BS según el tipo de vegetación, varios estudios señalan que ésta no varía según las especies utilizadas (Schmitt *et al.*, 1999; Mayer *et al.*, 2007; Sweeney y Newbold, 2014). No obstante, Zhang *et al.* (2010) encontró que si tuvo un efecto significativo, siendo más eficientes aquellos BS compuestos por sólo árboles antes que aquellos compuestos por gramíneas o vegetación mezclada.

Varios autores han sugerido que la desnitrificación es el principal mecanismo de transformación de N-NO₃ en suelos de BS (Hornbeck, 1999; Thawait y Chauhan, 2014; Sweeney y Newbold, 2014). Según Peter *et al.* (2012) este proceso explicaría en promedio el 62% de la remoción de N-NO₃, con un máximo de 98% y dependería del tiempo de residencia del agua por el subsuelo. La desnitrificación es controlada por condiciones de óxido-reducción y disponibilidad de donadores de electrones. Ocurre en condiciones de anoxia cuando los suelos están saturados por períodos extensos, donde la disminución de oxígeno permite al N-NO₃ ser el aceptor final de electrones (Kuglerová *et al.*, 2014; Hill *et al.*, 2014; Sweeney y Newbold, 2014).

Se ha indicado que la capacidad de retención de N de los BS puede variar bastante en el espacio, incluso a nivel de algunas decenas metros (Kuglerová *et al.*, 2014). Además, dicha capacidad podría estar relacionada con el nivel y la convergencia de flujos de napa freática, produciéndose una mayor descarga de ésta en puntos o vías, distintos en estructura y función a sus alrededores (Peter *et al.*, 2012; Kuglerová *et al.*, 2014). En estos sitios los ciclos de N y C son más rápidos, hay mayor biodiversidad y mayor almacenamiento de carbono orgánico (CO) (Kuglerová *et al.*, 2014). El CO puede entrar al flujo subsuperficial mediante raíces profundas y lixiviación desde el suelo de BS, conllevando a zonas de alta actividad bioquímica conocidas como "hotspots bioquímicos" (Peter *et al.*, 2012). Por estas condiciones, la eficiencia de remoción de N subterráneo de los BS podría ser mayor debido a que el nivel freático se encuentra más cercano a la zona de raíces, aumentando la absorción por plantas en vez de ser transportado por vías más profundas y favoreciendo, además de condiciones óptimas para la desnitrificación (Kuglerová *et al.*, 2014; Hill *et al.*, 2014). En estudios recientes, se ha sugerido que la disponibilidad de CO, y por lo tanto de desnitrificación, en flujos subsuperficiales, está relacionada con el tipo de cobertura vegetal del BS (Peter *et al.*, 2012). Debido a esta heterogeneidad espacial de la desnitrificación, se hace difícil una medición de ésta a través de un balance de masa de N (Hill *et al.*, 2014; Sweeney y Newbold, 2014).

Puede ocurrir que en estos sitios aumente la cantidad de gases de efecto invernadero como el óxido nitroso (N₂O). Sin embargo, la relación entre el contenido de agua del suelo de BS y la emisión de N₂O puede no ser lineal, dependiendo de la absorción de N-NO₃ por plantas. Asociado a lo anterior, se ha propuesto un ancho variable, siendo mayor o menor según corresponda a zonas de descarga o no descarga de napa freática, respectivamente (Kuglerová *et al.*, 2014). Mayer *et al.* (2007) señalan que BS más anchos podrían proveer más CO o sitios donde la napa freática favorezca condiciones de desnitrificación. Sin embargo, según Hill *et al.* (2014), en estas condiciones hidrológicas donde la napa subterránea se presenta más superficial, a menudo la reducción de N-NO₃ por desnitrificación ocurre en una zona de perímetro angosto, sugiriendo que BS más anchos tienen capacidad de remoción que no se utiliza.

Sweeney y Newbold (2014) analizaron mediante ecuaciones y modelos que la efectividad de remoción de N por distancia recorrida en un BS está en función inversa al flujo de agua. Así, para flujos más lentos, basta con tener BS más delgados, mientras que para flujos más rápidos harían falta BS más grandes. Asimismo, señalan que la mayoría de los estudios evalúan la efectividad de remoción de N en el nivel superficial de la napa freática, siendo

que flujos más profundos pueden desviarse de la remoción de BS, disminuyendo la efectividad total de los BS.

Aunque se ha evaluado ampliamente la efectividad de BS, pocos estudios existen sobre el comportamiento de ésta a largo plazo (Zhou *et al.*, 2014; Hill *et al.*, 2014). Hill *et al.* (2014) en un estudio donde monitorearon a BS anchos durante 32 años, establecieron que la efectividad de éste se mantuvo constante a lo largo del tiempo en las partes bajas del paisaje, lo que fue atribuido a altos niveles de carbono orgánico disuelto (DOC) en napas subterráneas. Sin embargo, el desempeño del BS dispuesto en las partes altas declinó en los últimos 16 años de monitoreo. Indicaron que la eficiencia de remoción de N-NO₃ de BS a largo plazo puede variar en relación al escenario hidrogeológico y su interacción con depósitos orgánicos subsuperficiales, lo que afectaría, por ende, a la desnitrificación.

En otro estudio realizado por Borin *et al.* (2005), se evaluó el desempeño de BS delgados en la mitigación de N superficial por sólo cuatro años, mostrando una alta variabilidad en el tiempo y declinando el último año. Al respecto, señalan que puede ser producto de la disminución de las precipitaciones o por cambios en las propiedades del BS. Además, la cobertura de pradera se habría reducido significativamente producto del sombreado de árboles y de la acumulación de restos orgánicos en la superficie del suelo.

Los BS pueden, una vez establecidos, realizar cambios en las propiedades del suelo. Cardinali *et al.* (2014) demostraron mediante un estudio que los BS mantienen e incrementan la materia orgánica del suelo aumentando variables como el CO, N_{org}, ácidos húmicos (Cha), ácidos fúlvicos (Chf) y DOC.

Además de su rol en la remoción de contaminantes, los BS tienen otras funciones benéficas para el ecosistema. Según Kuglerová *et al.* (2014) aumentan la biodiversidad de plantas y animales, siendo importantes además en el proceso de migración de éstos últimos. También proveen sustrato para organismos acuáticos en forma de cubierta de hojas y otros materiales orgánicos. Finalmente señalan que pueden controlar la temperatura y luz del agua mediante el sombreado, la cual constituye una importante función ecosistémica.

Frente a la pregunta de si la mitigación de nutrientes implica una disminución de la biodiversidad, Hefting *et al.* (2013) plantea que esto dependerá de si un BS es natural o artificial, siendo los naturales más vulnerables. Correll (2005) señala que para la protección de la calidad y funcionalidad de las aguas es imprescindible mantener un buen manejo de predios y zonas riparianas saludables. Este último punto es también enfatizado por Kuglerová *et al.* (2014), quienes señalan que la vegetación ripariana es uno de los ecosistemas más degradados en el mundo.

Existe actualmente la necesidad de investigar su rol en sistemas de agricultura intensiva, donde una propuesta realista de convertir pequeñas porciones de terreno productivo a BS pueda ser posible (Balestrini *et al.*, 2011). Algo semejante apuntan Zhou *et al.* (2014), quienes destacan que la mayor parte de los estudios de efectividad se han llevado a cabo en parcelas experimentales y no en campos reales y no son extrapolables, dado que la efectividad raramente es comparable.

En Chile existen pocos estudios acerca de la efectividad que tienen BS, menos aún los angostos. La Ley N° 20.283 establece una zona de protección de exclusión de intervención a los 5 m aledaños a ambos lados de cursos naturales de agua cuya sección de cauce sea mayor a $0,2 \text{ m}^2$ y menor a $0,5 \text{ m}^2$, y de 10 m en el caso de manantiales y cuerpos de agua de sección de cauce superior a $0,5 \text{ m}^2$ y de una zona de protección de manejo limitado, que corresponde al área contigua a la zona de exclusión de intervención de cuerpo de agua (Möller, 2011).

Una investigación de cuatro años se llevó a cabo en Chile central, concluyendo que los biofiltros utilizados fueron más efectivos en la reducción de N-NO_3 en aguas subsuperficiales (51-72%) más que en superficiales (11-18%) (Tapia y Villavicencio, 2007).

Un estudio previo a este fue llevado por Rojas (2015), donde se evaluó la efectividad de BS angostos para retener N desde campos de maíz en Chile central mediante un balance para el primer año de establecimiento. Aunque no se observó una remoción significativa de N por los BS, ciertamente muchos de los estudios que se han llevado a cabo sobre este tema se han realizado luego de ya establecidas las coberturas vegetales, por lo que la falta de efectividad en este estudio puede ser producto de la falta de un tiempo de establecimiento de la cobertura y desarrollo radical de las especies vegetales que componen el BS.

LITERATURA CITADA

- Addiscott, T. 1995. Modelling the fate of crop nutrients in the environment: problems of scale and complexity. *European Journal of Agronomy*, 4(4): 413-417.
- Anbumozhi, V.; J. Radhakrishnan and E. Yamaji. 2005. Impact of riparian buffer zones on water quality and associated management considerations. *Ecological Engineering*, 24(5): 517-523.
- Arumi, J.; R. Oyarzún y M. Sandoval. 2005. Natural protection against groundwater pollution by nitrates in the Central Valley of Chile. *Hydrological Sciences Journal*, 50(2): 331-340.
- Arumi, J.; J. Núñez; L. Salgado y M. Claret. 2006. Evaluación del riesgo de contaminación con nitrato de pozos de suministro de agua potable rural en Chile. *Revista Panamericana de Salud Pública*, 20(6): 385-392.
- 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. and E. Bigon. 2002. Abatement of NO₃-N concentration in agricultural waters by narrow buffer strips. *Environmental Pollution*, 117(1): 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 and Environment*, 105(1-2): 101-114.
- Cardinali, A.; P. Carletti; S. Nardi and G. Zanin. 2014. Design of riparian buffer strips affects soil quality parameters. *Applied Soil Ecology*, 80(1): 67-76.
- Cassman, K.; A. Dobermann and D. Walters. 2002. Agroecosystems, Nitrogen-use Efficiency, and Nitrogen Management. *Ambio*, 31(2): 132-140.
- Clinton, B. 2011. Stream water responses to timber harvest: Riparian buffer width effectiveness. *Forest Ecology and Management*, 261(6): 979-988.
- Collao, G. 2008. Contaminación de las aguas subterráneas por nitratos provenientes de la utilización de purines de cerdo en la agricultura. Memoria Ingeniero Civil. Santiago, Chile: Facultad de Ciencias Físicas y Matemáticas, Universidad de Chile. 163p.
- 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. 58p.

Correll, D. 2005. Principles of planning and establishment of buffer zones. *Ecological Engineering*, 24(5): 433-439.

Daniels, R. and J. Gilliam. 1996. Sediment and chemical load reduction by grass and riparian filters. *Soil Science Society of America Journal*, 60(1): 246-251.

Delgado, J.; R. Khosla; W. Bausch; D. Westfall and D. Inman. 2005. Nitrogen fertilizer management based on site-specific management zones reduces potential for nitrate leaching. *Journal of Soil and Water Conservation*, 60(6): 402-410.

Dirección General de Aguas (DGA). 2001, septiembre. Plan director para la gestión de los recursos hídricos en la cuenca del río Aconcagua. (doc. téc. N° 73), DGA. Santiago, Chile: DGA. 477p.

Doney, S. 2010. The Growing Human Footprint on Coastal and Open-Ocean Biogeochemistry. *Science*, 328(5985): 1512-1516.

Donoso, G.; J. Cancino and A. Magri. 1999. Effects of agricultural activities on water pollution with nitrates and pesticides in the central valley of Chile. *Water Science and Technology*, 39(3): 49-60.

Dunn, A.M.; G. Julien; W. Ernst; A. Cook; K. Doe and P. Jackman. 2011. Evaluation of buffer zone effectiveness in mitigating the risks associated with agricultural runoff in Prince Edward Island. *Science of the Total Environment*, 409(5): 868-882.

Environmental Protection Agency (EPA). 2010, mayo. Guidance for Federal Land Management in the Chesapeake Bay Watershed. (tech. doc. EPA 841-R-10-002), EPA. Washington DC, USA: EPA. 848p.

Erisman, J.; H. Van Grinsven; B. Grizzetti; F. Bouraoui; D. Powlson; M. Sutton. et al. 2011. The European nitrogen problem in a global perspective (ch. 2, pp. 9-31). In: Sutton, M.; C. Howard; J. Erisman; G. Billen; A. Bleeker; P. Grennfelt. et al. (Eds.). The European Nitrogen Assessment: Sources, Effects and Policy Perspectives [Online]. Cambridge, UK: Cambridge University Press. 664p. Retrieved in: <<http://www.nine-esf.org/ENA-Book>> Consulted in: july, 2014.

Food and Agriculture Organization (FAO). 2012. [En línea]. Roma, Italia. Recuperado en: <<http://faostat3.fao.org/download/R/RV/S>> Consultado el: 20 de enero de 2015.

Finck, A. 1988. Abonos minerales simples: abonos nitrogenados (cap. 2, pp. 35-94). En su: Fertilizantes y Fertilización. Barcelona, España: Editorial Reverté, S. A. 450p.

Follett, R. 2008. Transformations and Transport Processes of Nitrogen in Agricultural Systems. (ch. 2, pp. 19-50). In: Hatfield, J. and R. Follett (Eds.). Nitrogen in the environment: sources, problems, and management. 2nd Ed. San Diego, USA: Academic Press. 702p.

Goel, P.; R. Rudra; B. Gharabaghi; S. Das and N. Gupta. 2004. Pollutants Removal by Vegetative Filter Strips Planted with Different Grasses. (Paper N° 042177, pp. 1-15). In: ASAE/CSAE Annual International Meeting (Ontario, Canadá, 1-4 august 2004). ASAE/CSAE. Ontario, Canadá. 15p.

Golembeski, R. 2004. Agricultural practices and nitrate pollution in ground water in the central valley of Chile. Thesis Master of Science in Marine Science. North Carolina, USA: University of North Carolina. 79p.

González, S. 1992. Contaminación de aguas continentales en Chile con nitratos y residuos de plaguicidas. (pp. 87-102). En: FAO. Prevención de la contaminación del agua por la agricultura y actividades afines. Santiago, Chile: FAO. 385p.

Guercio, L. 2011. The Struggle between Man and Nature - Agriculture, Nonpoint Source Pollution, and Clean Water: How to Implement the State of Vermont's Phosphorous TMDL within the Lake Champlain Basin. *Vermont Journal of Environmental Law*, 12(2): 455-545.

Harris, M. 1999. Nitrate attenuation in a narrow non-forested riparian buffer zone in an agricultural watershed in southern Ontario. Thesis Masters of Environmental Studies. Ontario, Canada: Department of Geography and Environmental Studies, Wilfrid Laurier University. 305p.

He, B; S. Kanae; T. Oki; Y. Hirabayashi; Y. Yamashiki and K. Takara. 2011. Assessment of global nitrogen pollution in rivers using an integrated biogeochemical modeling framework. *Water Research*, 45(8): 2573-2586.

Heathwaite, A.; P. Griffiths and R. Parkinson. 1998. Nitrogen and phosphorus in runoff from grassland with buffer strips following application of fertilizers and manures. *Soil Use and Management*, 14(3): 142-148.

Heffer, P. and Prud'homme, M. 2013, junio. Fertilizer Outlook 2013-2017. (tech. rep.). Paris, Francia: IFA. 8p.

Heffer, P. 2013, agosto. Assessment of Fertilizer Use by Crop at the Global Level 2010-2010/2011. (tech. rep.). Paris, Francia: IFA. 9p.

Hefting, M.; R. van den Heuvel and J. Verhoeven. 2013. Wetlands in agricultural landscapes for nitrogen attenuation and biodiversity enhancement: Opportunities and limitations. *Ecological Engineering*, 56(1): 5-13.

Hill, A.; K. Devito and P. Vidon. 2014. Long-term nitrate removal in a stream riparian zone. *Biogeochemistry*, 121(2): 425-439.

Hornbeck, J. 1999. Biological Remediation of Nitrate (NO₃-) Pollution at the Land/Water Interface. *Student On-Line Journal*, 5(1): 1-7.

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. 34p.

Instituto Nacional de Normalización, Chile. NCh409/1. Of84. Norma Chilena Oficial Para Agua Potable. Santiago, Chile: INN, 2005. 17p.

Iriarte, A. 2007. Evaluación espacial de la lixiviación potencial de nitratos en suelos de la subcuenca del río Cachapoal bajo. Memoria Geógrafo. Santiago, Chile: Facultad de Arquitectura y Urbanismo, Universidad de Chile. 124p.

Johnson, C.; G. Albrecht; Q. Ketterings; J. Beckman and K. Stockin. 2005. Nitrogen Basics-The Nitrogen Cycle. (bull. N°2), Nutrient Management Spear Program, College of Agriculture and Life Sciences, Cornell University. NY, USA. 2p.

Juergens-Gschwind, S. 1989. Ground Water Nitrates in Other Developed Countries. (ch. 4, pp. 75-138). In: Follett, R. (Eds.). Nitrogen Management and Ground Water Protection. Amsterdam, The Netherlands. 412p.

Keeney, D. and J. Hatfield. 2008. The Nitrogen Cycle, Historical Perspective, and Current and Potencial Future Concerns. (ch. 1, pp. 1-18). In: Hatfield, J. and R. Follett (Eds.). Nitrogen in the environment: sources, problems, and management. 2nd Ed. San Diego, USA: Academic Press. 702p.

Kelly, B. and M. Pomes. 1998. Preferential Flow and Transport of Nitrate and Bromide in Claypan Soil. *Ground Water*, 36(3): 484-494.

Knoepp, J and B. Clinton. 2009. Riparian zones in southern Appalachian headwater catchments: Carbon and nitrogen responses to forest cutting. *Forest Ecology and Management*, 258(10): 2282-2293.

Kuglerová, L.; A. Ågren; R. Jansson; H. Laudon. 2014. Towards optimizing riparian buffer zones: Ecological and biogeochemical implications for forest management. *Forest Ecology and Management*, 334(1): 74-84.

Larson, R. and S. Safferman. 2012. Field Application of Farmstead Runoff to Vegetated Filter Strips: Surface and Subsurface Water Quality Assessment. *Journal of Environmental Quality*, 41(2): 592-603.

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. Cincinnati, Ohio, U.S: EPA. 40p.

Mayer, P.; S. Reynolds; J. Marshall, D. McCutchen and T. Canfield. 2007. Meta-Analysis of Nitrogen Removal in Riparian Buffers. *Journal of Environmental Quality*, 36(4): 1172-1180.

McSwain, K.; R. Bolich and M. Chapman. 2013. Hydrogeology, Groundwater Seepage, Nitrate Distribution and Flux at the Raleigh Hydrogeologic Research Station, Wake County, North Carolina, 2005–2007. (tech. rep.), U.S. Geological Survey. Reston, Virginia: USGS. 54p.

Mihara, M. 2006. The effect of natural weed buffers on soil and nitrogen losses in Japan. *Catena*, 65(3): 265-271.

Millennium Ecosystem Assessment (Eds.). 2005. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. (tech. rep.). Washington DC, USA: Island Press. 137p.

Möller, P. 2011. Las franjas de vegetación ribereña y su función de amortiguamiento, una consideración importante para la conservación de humedales. *Gestión Ambiental*, 1(21): 96-106.

Nájera, F.; Y. Tapia; C. Baginsky; V. Figueroa; R. Cabeza y O. Salazar. 2015, febrero. 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.

Noij, I.; M. Heinen; H. Heesmans; J. Thissen and P. Groenendijk. 2012. Effectiveness of Unfertilized Buffer Strips for Reducing Nitrogen Loads from Agricultural Lowland to Surface Waters. *Journal of Environmental Quality*, 41(2): 322–333.

Novara, A.; L. Gristina; F. Guaitoli; A. Santoro and A. Cerda. Managing soil nitrate with cover crops and buffer strips in Sicilian vineyards. *Solid Earth*, 4(2): 255–262.

Oficina de Estudios y Políticas Agrarias (ODEPA). 2010, marzo. Estudio de Diagnóstico de Mercado y Estudio de la Cadena de Comercialización de Fertilizantes en Chile (doc. téc.). Santiago, Chile: ODEPA. 233p.

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. La Pintana, Santiago, Chile: INIA. 128p.

Peter, S.; R. Rechsteiner; M. Lehmann; R. Brankatschk; T. Vogt; S. Diem. et al. 2012. Nitrate removal in a restored riparian groundwater system: functioning and importance of individual riparian zones. *Biogeosciences*, 9(11): 4295-4307.

Pizarro, J.; P. Vergara; J. Rodríguez; P. Sanhueza y S. Castro. 2010. Nutrients dynamics in the main river basins of the centre-southern region of Chile. *Journal of Hazardous Materials*, 175(1-3): 608-613.

Ribbe, L.; P. Delgado; E. Salgado and W. Flügel. 2008. Nitrate pollution of surface water induced by agricultural non-point pollution in the Pochay watershed, Chile. *Desalination*, 226(1-3): 13-20.

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. 60p.

Rojas, C. y S. González. 2007. Caracterización del manejo de fertilizantes nitrogenados. (cap. 11, pp. 125-162). En: Instituto de Investigaciones Agropecuarias INIA. Manejo de agroquímicos en sistemas hortícolas. (bol. téc. N° 167). Santiago, Chile: INIA. 198p.

Salazar, O. y Nájera, F. 2011. Contaminación de aguas por el uso de fertilizantes nitrogenados y enmiendas orgánicas. (pp. 147-152). En: Casanova M. (Ed.) Conservación de Suelos y Aguas, un compromiso con Chile, Simposio Nacional de la Ciencia del Suelo (11 y 12 de julio de 2011, Santiago, Chile). Santiago, Chile: Sociedad Chilena de la Ciencia del Suelo. 173p.

Saxton, K.; G. Schuman and R. Burwell. 1977. Modeling nitrate movement and dissipation in fertilized soils. *Soil Science Society of America Journal*, 41(2): 265-271.

Schmitt, J.; M. Dosskey and K. Hoagland. 1999. Filter Strip Performance and Processes for Different Vegetation, Widths, and Contaminants. *Journal of Environmental Quality*, 28(5): 1479-1489.

Siebert, S and P. Döll. 2004. Global-scale scenarios and modelling as tools for managing large-scale nitrogen pollution. (pt. 5, pp. 99-103). In: Proceedings of the 2nd International Workshop on Integrated Soil and Water Protection: Risks from Diffuse Pollution (2nd, 28 to 29 June 2004, Prague, Czech Republic). Halm, D. and P. Grathwohl. Tübingen, Germany. 161p.

Siriwattananon, L.; T. Kawai and M. Mihara. 2009. Effects of Grass Buffer Strips using *Ophiopogon japonicus* on Reducing Soil and Nitrogen Losses under Different Fertilization. *Journal of Environmental Information Science*, 37(5): 61-66.

Sutton, M.; G. Billen; A. Bleeker; J. Erisman; P. Grennfelt; H. Van Grinsven. et al. 2011. Technical summary. (summary, pp. XXV-LI). In: Sutton, M.; C. Howard; J. Erisman; G. Billen; A. Bleeker; P. Grennfelt. et al. (Eds.). *The European Nitrogen Assessment: Sources, Effects and Policy Perspectives* [Online]. Cambridge, UK: Cambridge University Press. 664p. Retrieved in:

<<http://www.nine-esf.org/ENA-Book>> Consulted in: july, 2014.

Sweeney, B. and D. Newbold. 2014. Streamside forest buffer width needed to protect stream water quality, habitat, and organisms: a literature review. *Journal of the American Water Resources Association*, 50(3): 560-584.

Tang, J.; B. Zhang; C. Gao and H. Zepp. 2011. Subsurface lateral flow from hillslope and its contribution to nitrate loading in the streams during typical storm events in an agricultural catchment. *Hydrology and Earth System Sciences Discussions*, 8(2): 4151-4193.

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. 104p.

Tapia, F. y A. Villavicencio (Eds.). 2007. Uso de biofiltros para mejorar la calidad del agua de riego. (bol. téc. N° 170), Instituto de Investigaciones Agropecuarias. La Pintana, Santiago, Chile: INIA. 128p.

Thawait, A and M. Chauhan. 2014. Riparian Vegetated Buffer Strips for Stream Water Quality Restoration. *Journal of Environmental Science and Sustainability*, 2(1): 1-6.

Vidon, P. and A. Hill. 2004. Landscape controls on nitrate removal in stream riparian zones. *Water Resources Research*, 40(3): 1-14.

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.

Zhang, X.; X. Liu; M. Zhang and R. Dahlgren. 2010. A Review of Vegetated Buffers and a Meta-analysis of Their Mitigation Efficacy in Reducing Nonpoint Source Pollution. *Journal of Environmental Quality*, 39(1): 76-84.

Zhang, Y.; F. Li; Q. Zhang; J. Li and Q. Liu. 2014. Tracing nitrate pollution sources and transformation in surface and ground-waters using environmental isotopes. *Science of the Total Environment*, 490(1): 213-222.

Zhao, T.; H. Xu; Y. He; C. Tai; H. Meng; F. Zeng. et al. 2009. Agricultural non-point nitrogen pollution control function of different vegetation types in riparian wetlands: A case study in the Yellow River wetland in China. *Journal of Environmental Sciences*, 21(7): 933–939.

Zhou, X.; M. Helmers; H. Asbjornsen; R. Kolka and M. Tomer. 2014. Nutrient removal by prairie filter strips in agricultural landscapes. *Journal of Soil and Water Conservation*, 69(1): 54-64.

CAPÍTULO II: BALANCE DE NITRÓGENO Y COMPARACIÓN DE AMBOS SITIOS

BIOFILTROS ANGOSTOS Y PÉRDIDAS DE NITRÓGENO EN CAMPOS CULTIVADOS CON MAÍZ CON SUELOS CONTRASTANTES EN CHILE CENTRAL. SEGUNDO AÑO.

RESUMEN

Los biofiltros vegetales (BS) pueden ayudar a prevenir pérdidas de nitrógeno (N) desde campos con uso agrícola, protegiendo así cuerpos de agua cercanos. El propósito de este estudio fue evaluar la efectividad de BS angostos (5 m de ancho) de diferentes especies vegetales en la remoción de formas nitrogenadas que se movilizan desde suelos cultivados con maíz hacia cuerpos de agua superficiales durante el segundo año de instalación. Cargas de N disponible fueron estimadas a partir de concentraciones de N-nitrato (N-NO₃) y N-amoníaco (N-NH₃) medidas en pozos de observación a 1 m de profundidad, durante el período de estudio (abril de 2013 a junio de 2014) en un sistema de BS que consistió de cinco tratamientos: G: franja de pradera de festuca (*Festuca arundinacea*); GS: franja de pradera y una línea de arbustos nativos (*Fuchsia magellanica*); GST1: franja de pradera, una línea de arbustos y una línea de árboles nativos 1 (*Luma chequen*); GST2: franja de pradera, línea de arbustos y una línea de árboles nativos 2 (*Drimys winteri*); y C: suelo desnudo como control. Los ensayos se establecieron en dos campos cultivados con maíz (*Zea mays*) ubicados en la Comuna de Pichidegua, Región de O'Higgins, los que presentaron clases texturales contrastantes: arcillosa en El Caleuche (CLC) y arenosa en San Luis (SL). En CLC, los valores de N a la salida de BS desde flujos subsuperficiales variaron entre 10 a 105 kg N ha⁻¹, donde todos los tratamientos con BS fueron más efectivos en la remoción de formas nitrogenadas que el tratamiento C, donde el tratamiento GST1 presentó mayores diferencias respecto a C. Además, los valores de N obtenidos en la temporada primavera-verano fueron significativamente mayores que los obtenidos en la temporada otoño-invierno, lo que se atribuyó a la fertilización aplicada al campo de maíz durante este período.

Palabras clave festuca; franja de filtración; consumo de N; contaminación difusa; calidad de agua.

**NARROW BUFFER STRIPS AND NITROGEN LOSSES FROM MAIZE FIELDS
WITH CONTRASTING SOILS IN CENTRAL CHILE. SECOND YEAR.
ABSTRACT**

Vegetated buffer strips (BS) can help to prevent nitrogen (N) losses from farming lands, thus protecting nearby water resources. The main aim of this study was to assess narrow buffer strips (5 m wide) effectiveness of different species in removal of nitrogen forms that flow from cultivated maize fields to surface water bodies during the second year of installation. N available loads were estimated from nitrate-N ($\text{NO}_3\text{-N}$) and ammonia-N ($\text{NH}_4\text{-N}$) concentrations measured at 1 m deep during the study period (April 2013 to June 2014) in a BS system consisting of five treatments: G: strip of grass (*Fescue arundinacea*); GS: strip of grass and a row of native shrubs (*Fuchsia magellanica*); GST1: strip of grass, a row of shrubs and a row of native trees 1 (*Luma chequen*); GST2: strip of grass, a row of shrubs and a row of native trees 2 (*Drimys winteri*); and C: bare soil as control. The experiment was set in two cultivated maize (*Zea mays*) fields located in the commune of Pichidegua, Región de O'Higgins, which showed contrasting soil textures: clay loam in El Caleuche (CLC) and sandy loam in San Luis. In CLC, BS outlet measurements from subsurface lateral flow ranged from 10 to 105 kg N ha⁻¹, where all BS treatments were more effective in N removal than C treatment, with GST1 treatment performing the highest N removal. Furthermore, N measurements in spring-summer season were significantly higher than autumn-winter season values, which was related to crop fertilisation in the maize field during this period.

Keywords fescue; filter strip; N uptake; nonpoint source pollution; water quality

INTRODUCCIÓN

El nitrógeno (N) es un nutriente elemental para el crecimiento y buen funcionamiento de plantas, animales y seres humanos. Las cantidades limitadas de N fijado naturalmente han conducido a ecosistemas adaptados a bajas tasas de N, con una productividad limitada pero de gran biodiversidad. Para sostener la creciente población mundial, el uso de N se ha incrementado para aumentar la productividad de cultivos, lo que ha llevado a diversos problemas ambientales (Erismán *et al.*, 2011). De hecho, investigaciones extensivas señalan que los problemas de contaminación difusa alcanzan una escala mundial, a menudo afectando hasta los océanos (Doney, 2010).

Sin duda alguna, un efecto importante del transporte de NO_3^- a ecosistemas acuáticos es la eutrofización. A pesar de que se ha considerado que el nutriente limitante para el crecimiento de algas del medio es el fósforo (P), también el N puede actuar como un nutriente limitante, especialmente en sitios con exceso de P. En este sentido, concentraciones elevadas de NH_4^+ , nitrito (NO_2^-) y NO_3^- producirán un desarrollo y proliferación de productores primarios. Así, cuando éstos mueren, su descomposición afecta significativamente los niveles de oxígeno disuelto, pudiendo producir muerte de animales por hipoxia y disminución de la diversidad de especies en las comunidades de productores primarios y secundarios (Anderson *et al.*, 2002; EEA, 2005). Aunque actualmente existen pocos estudios sobre el estado trófico de los lagos en Chile, se han reportado varios casos de eutrofización, como es el caso del lago Lanalhue, Peñuelas, Aculeo, Chungará y laguna Grande de San Pedro (Vila *et al.*, 1986; Parra *et al.*, 2003; Dorador *et al.*, 2003; Mendoza *et al.*, 2006).

Además de los efectos negativos antes mencionados, los nutrientes liberados a ecosistemas acuáticos pueden producir problemas de toxicidad directa. En este sentido, la ingesta de agua con alto contenido de N- NO_3 ($> 10 \text{ mg N-NO}_3 \text{ L}^{-1}$) puede traer serias consecuencias para la salud humana, tales como el desarrollo cánceres, problemas de nacimiento, abortos espontáneos y otros (Camargo y Alonso, 2007). Así también, particularmente en niños pequeños, puede desarrollarse metahemoglobinemia, enfermedad que se caracteriza por la incapacidad de la hemoglobina de transportar y liberar oxígeno (Fewtrell, 2004).

De acuerdo a estimaciones de Brink *et al.* (2011), el costo económico de la pérdida de N al ecosistema acuático bordea los 5 a 20 € por kg N emitido, considerando daños por eutrofización y pérdida de biodiversidad, mientras que los daños a la salud por ingerir agua contaminada equivaldrían a un costo económico de 0-4 € por kg N.

Para evitar la contaminación difusa por N se ha recomendado ampliamente el uso de Buenas Prácticas de Manejo (BMP, "Best Management Practices"), tales como biofiltros (BS). Un BS corresponde a franjas de suelo con vegetación permanente, usualmente arbustos y praderas, diseñadas para interceptar el escurrimiento superficial y flujo lateral subsuperficial las cuales están localizadas de forma adyacente a ríos, lagos, canales y humedales (Mayer *et al.*, 2005).

Aunque se ha demostrado que los BS son efectivos en la mitigación de pérdidas de N, aún no existen claros indicios del rol que cumpliría el ancho de éste en sistemas de agricultura intensiva, donde una propuesta realista de convertir una pequeña porción de terreno productivo a franjas de vegetación buffer pueda ser posible (Balestrini *et al.*, 2011). Por otro lado, efectividades contradictorias se han reportado en estudios disponibles sobre biofiltros angostos (Borin y Bigon, 2002; Borin *et al.*, 2005; Mayer *et al.*, 2007; Noij *et al.*, 2012). Ello hace necesario el establecimiento de un balance de N que cuantifique la cantidad de N que es capaz de remover este tipo de BS.

Se ha documentado que la precipitación y el tipo de suelo cumplen un papel fundamental en la cantidad de N-NO₃ que se moviliza a través del suelo y subsuelo (Follett, 2008). Por ello, es también importante saber qué desempeño tiene un BS angosto en un clima Mediterráneo donde las precipitaciones se concentran marcadamente en la temporada de otoño-invierno y evaluar dicha efectividad en una condición de suelo contrastante, de modo de evidenciar el rol del factor de suelo en este desempeño.

Además, poco se ha estudiado acerca del comportamiento de los BS en el tiempo, menos aún sobre aquellos angostos. En este sentido, esta investigación se basa en un estudio previo acerca de BS de modo de evaluar su comportamiento para el segundo año de establecimiento en relación a los resultados obtenidos en el primero (Rojas, 2015).

Finalmente, este tipo de prácticas podría, una vez implementado, constituir un avance para una producción de maíz grano más sustentable, de manera de obtener suministros de agua limpia para el uso y consumo.

HIPÓTESIS

El uso de biofiltros angostos (5 m) reducirá las pérdidas de nitrógeno desde suelos cultivados con maíz removiendo el nitrógeno desde flujos subsuperficiales hacia cuerpos de agua en forma más efectiva que un control sin biofiltro.

OBJETIVOS

Objetivo general

Evaluar durante el segundo año de instalación, la efectividad de biofiltros angostos (5 m de ancho) utilizando diferentes especies vegetales en la remoción de formas nitrogenadas que se movilizan, desde suelos cultivados con maíz para grano, hacia cuerpos de agua superficiales.

Objetivos específicos

Comparar la efectividad de biofiltros angostos constituidos por diferentes especies vegetales (pradera, arbusto y árboles) y su combinación, en la retención de nitrógeno.

Caracterizar los procesos de transformación del nitrógeno en los biofiltros.

Evaluar la efectividad de los biofiltros en dos suelos de clase textural contrastante.

MATERIALES Y MÉTODOS

Descripción del sitio

El estudio se realizó entre abril de 2013 y junio de 2014, durante el segundo año de evaluación del ensayo, en dos campos de producción agrícola de la Comuna de Pichidegua, la que se encuentra en la zona central de Chile en la Región Libertador General Bernardo O'Higgins. Cabe señalar que para tener una nomenclatura homogénea de los períodos de estudio, se referirá al período 2012-2013 como primer año, y 2013-2014 como segundo año de evaluación.

El primer campo se ubica en el sector de El Caleuche (CLC) (Lat. 34° 25' 46" S, Long. 71° 21' 54" W) mientras que el segundo se ubica en el sector de San Luis (SL) (Lat. 34° 22' 59" S, Long. 71° 25' 14" W). En ambos sitios se cultiva maíz de grano entre los meses de septiembre y marzo, donde el riego es mediante surcos, 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 de 2012. El canal de CLC fluye aguas abajo hasta un curso de agua mayor (estero La Condenada), mientras que el canal de SL fluye hacia el río Tinguiririca.

El clima en Pichidegua es del tipo Mediterráneo semiárido con veranos cálidos e inviernos fríos, con una temperatura media anual del aire de 14,1°C, y precipitaciones medias anuales de 696 mm, las cuales ocurren un 75% de éstas en los meses de otoño-invierno (Santibañez y Uribe, 1993).

Caracterización de suelos

El suelo del sitio CLC pertenece a la Serie de suelos El Caleuche, clasificado como Typic Duraqualf, donde las clases texturales varían de arcillosas a arcillo limosas, y a 115 cm está la presencia de un duripan. Este sitio presenta abundantes grietas en superficie en la época de primavera-verano, lo que hace suponer una dominancia de arcillas del tipo 2:1. Por otra parte, el suelo en SL se ubica en terrazas aluviales no diferenciadas, donde las clases texturales varían de franca en superficie a arenosa en profundidad (CIREN, 1996). Los suelos en este estudio han sido caracterizados por Rojas (2015) dentro del Proyecto FONDECYT de Iniciación 2011 N°11110464 en relación a sus propiedades químicas y físicas para SL y CLC cuyos resultados se presentan en los Anexos I, y la descripción morfológica de los suelos en el Anexo II.

La pendiente presente en ambos sitios fue caracterizada por Hurtado (2015), mediante un levantamiento topográfico, describiendo un gradiente de pendiente de 1 a 3%.

En cuanto a datos proporcionados por los agricultores de ambos sitios (Cuadro 4), se puede observar que tienen un manejo similar, particularmente en lo que respecta a fertilización nitrogenada.

Cuadro 4. Superficie, tipo de cultivo, rendimiento y fertilización de nitrógeno (N) en San Luis (SL) y Caleuche (CLC) durante el segundo año.

| Sitio | Superficie | Rotación | Rendimiento | Fertilizante aplicado | N aplicado |
|-------|------------|--------------------------------------|--|---|------------|
| | ha | | qqm ha ⁻¹ año ⁻¹ | ----- kg ha ⁻¹ año ⁻¹ ----- | ----- |
| SL | 2,9 | Monocultivo maíz para grano-barbecho | 165 | 600 mezcla maicera (20-15-15) y 700 urea | 442 |
| CLC | 4,2 | | 130 | 500 mezcla maicera (20-15-15) y 700 urea | 422 |

Componentes vegetales

Para el desarrollo del estudio se seleccionaron tres estratos vegetales que constituyeron los biofiltros: i) la estrata herbácea, que constó de una pastura de "festuca" (*Schedonorus arundinaceus* (Schreb.) Dumort.); 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.) también debido a la resistencia de éstos a condiciones de hipoxia por largos períodos, propias de zonas colindantes a cuerpos de agua. Ambas son especies nativas de Chile central.

Tratamientos y diseño experimental

Los tratamientos fueron cinco para cada sitio de estudio (Cuadro 5), ambos con 3 repeticiones por tratamiento en un diseño de bloques completamente aleatorizados (DBCA). Cada parcela se consideró como unidad experimental y tuvo un tamaño de 12 m de largo por 5 m de ancho. La localización de los biofiltros se hizo perpendicular a la pendiente dominante. La diferencia entre ambos sitios es la clase textural, ya que en CLC dominan la textura fina, mientras que en SL domina la textura gruesa.

Cuadro 5. Descripción de los tratamientos.

| Tratamiento | Especies | Descripción |
|------------------------------------|----------------------------|--|
| Control (C) | Sin especies | Suelo desnudo (5 m de ancho) |
| Pradera (G) | Festuca | Una franja de pradera (5 m de ancho) |
| Pradera + arbusto (GS) | Festuca + chilco | Una franja de pradera (4 m de ancho) y una línea de arbustos (1 m de ancho) |
| Pradera + arbusto + árbol 1 (GST1) | 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 (GST2) | 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) |

Manejo del experimento y evaluaciones

Variables climáticas

Se dispuso de una estación meteorológica (modelo EM50-DEC, marca Decagon Devices, US) en el área de estudio, que registró diariamente los parámetros climáticos en un datalogger, tales como precipitación, temperatura del aire, velocidad del viento, humedad relativa y radiación solar, los cuales sirvieron para estimar la evapotranspiración potencial (ET₀) utilizando la ecuación combinada FAO Penman-Monteith (Allen *et al.*, 2006) y a partir de ella se calculó la evapotranspiración de cultivo (ET_c) utilizando diferentes valores del coeficiente de cultivo (k_c) para pradera y árboles encontrados en la literatura (Allen *et al.*, 2006; Salazar *et al.*, 2013) (Anexo III).

En un bloque de cada sitio se midió el contenido de agua del suelo con dos sensores (modelo EC-5, marca Decagon Devices, US) que fueron instalados a los 100 cm y conectados a un datalogger (modelo EM5b, marca Decagon Devices, US) para registrar valores cada una hora. Además, en cada sitio se instaló un sensor de temperatura del suelo a los 25 cm (modelo EC-T, marca Decagon Devices, US) que registraron valores cada una hora.

Balance hídrico

Para realizar un balance hídrico del sistema se utilizó la metodología establecida por Rojas (2015) (ver Anexo IV), la cual considera las siguientes variables:

$$\Delta\theta = Pp + R + ES_{\text{campo maíz}} + FLSS_{\text{campo maíz}} - ETc - P - Es - FLSS \quad (\text{Ec. 1})$$

Donde $\Delta\theta$ (mm) es la variación del contenido de agua en el suelo entre el inicio y final del estudio, Pp (mm) es precipitaciones, R (mm) es riego, $ES_{\text{campo maíz}}$ (mm) es el escurrimiento desde el campo de maíz, $FLSS_{\text{campo maíz}}$ (mm) es el flujo lateral

subsuperficial desde el campo de maíz, $ETc(mm)$ es la evapotranspiración de cultivo, $P(mm)$ es percolación, $Es(mm)$ es escurrimiento de salida del BS y $FLss(mm)$ es flujo lateral subsuperficial de salida del BS.

Cabe destacar que se realizó una modelación por día del contenido de agua en el suelo contemplando como límites el contenido de agua a capacidad de campo (CC) y punto de marchitez permanente (PMP) hasta el último día de medición del estudio.

Balance de nitrógeno

Se estableció un balance de N para el segundo año en los biofiltros, donde la diferencia entre los niveles de N disponible al principio y al final de este período ($\Delta N_{NO_3+NH_4}$) se determinó a partir de muestras de suelo colectadas con barreno en los intervalos de profundidad de 0-25 cm, 25-50 cm, 50-75 cm y 75-100 cm en el centro de cada parcela. Así el balance de N entre 0 – 1 m en cada tratamiento fue representado como:

$$\Delta N_{NO_3+NH_4} = Es(E) + FS(E) \pm \Delta M + pp - Es(S) - FS(S) - Ab - L - G \quad (\text{Ec. 2})$$

Donde $Es(E) (kg N ha^{-1})$ es aporte de N por escurrimiento superficial, $FS(E) (kg N ha^{-1})$ es aporte de N por flujo lateral subsuperficial, $\Delta M (kg N ha^{-1})$ es mineralización neta, $pp (kg N ha^{-1})$ es aporte de N por precipitaciones, $Es(S) (kg N ha^{-1})$ es pérdida de N por escurrimiento superficial, $FS(S) (kg N ha^{-1})$ es pérdida de N por flujo lateral subsuperficial, $Ab (kg N ha^{-1})$ es absorción de N por planta, $L (kg N ha^{-1})$ es lixiviación y $G (kg N ha^{-1})$ es pérdida gaseosa de N.

Escurrecimiento superficial

Para la recolección de muestras de N de escurrimiento superficial, se dispuso de dos dispositivos colectores en forma de V de 10 cm de alto x 20 cm de ancho por parcela, uno en el límite entre el biofiltro y el campo de maíz (entrada, E) y otro en el límite entre el biofiltro y el canal de desagüe (salida, S), los cuales condujeron el flujo hacia un embudo, para luego almacenarlo en botellas de 5 L enterradas, método similar al propuesto por Daniels and Gilliam (1996). Este método de muestreo resultó efectivo sólo para el sitio CLC, dado que SL no presentó escurrimiento superficial (Salazar *et al.*, 2014).

Flujo subsuperficial

Durante el primer año de estudio, en el sitio CLC se instalaron 2 pozos de observación por parcela, que consisten en tubos de PVC, ambos perforados hasta los 100 cm de profundidad, en la entrada y salida de cada biofiltro. Éstos permitieron durante el segundo año obtener muestras de agua del flujo lateral subsuperficial, con el fin de evaluar la

concentración y cargas de N a la entrada (E) y salida (S) del biofiltro. Las muestras se colectaron cada 15 días.

Otras variables

En ambos sitios se midió el aporte de N de la lluvia mediante el uso de 3 colectores de aguas lluvia por sitio.

La mineralización neta de N (N mineralización - N inmovilización) se midió por medio de cilindros de PVC enterrados a 25 cm y perforados para permitir el intercambio de agua y gases, siguiendo el método de incubación *in situ* propuesto por Raison *et al.* (1987). Los cilindros se recambiaron cada 6 meses durante el estudio, y luego de removidos se analizó la muestra de N mineralizado (N-NH₄ y N-NO₃) de acuerdo a Sadzawka *et al.* (2006).

Las muestras de agua (escurrimiento superficial, pozos de observación y lluvia), luego de tomadas, se colocaron en un cooler a 4°C con hielo, para posteriormente guardarlas y analizarlas antes de 24 horas en el Laboratorio de Química de Suelos y Aguas de la Facultad de Ciencias Agronómicas de la Universidad de Chile. Las muestras se ambientaron a 20°C y se filtraron por un filtro de pirinola de 0,45 μm mediante el cual se determinaron las formas nitrogenadas. Luego éstas se midieron por el método colorimétrico usando los reactivos de la empresa Hach y un espectrofotómetro (modelo Hach DR5000, Hach Company, P.O. Box 389, Loveland, Colorado, US) siguiendo el procedimiento propuesto por Hach (2005). Para N-NO₃ se utilizó el método de ácido nitrato-cromotrópico, para N-NH₃ el método de salicilato y para el N total por el método de digestión a 100°C con persulfato en un reactor Hach (modelo DRB200, Hach Company, P.O. Box 389, Loveland, Colorado, US).

Respecto a las pérdidas de N por lixiviación, en CLC se asumió que este proceso no es significativo debido a presencia de la estrata impermeable (duripán) que restringe la percolación de agua y en consecuencia el transporte de solutos; mientras que en SL la estimación de la lixiviación se obtuvo a partir de muestras de suelo obtenidas mediante el uso de un barreno agrológico a los 75-100 cm de profundidad. En estas muestras de suelo se analizó N-nitrato (N-NO₃) de acuerdo al método de extracción con KCl 2M, destilación y titulación según Sadzawka *et al.* (2006). Finalmente el cálculo se realizó utilizando la ecuación modificada de Burns (Matus y Rodríguez, 1994):

$$L = A * \frac{8P}{(P+(Wa*Db))^Z} \quad (\text{Ec. 3})$$

Donde L es la cantidad de N lixiviado (kg N ha⁻¹) bajo la zona de raíces z (cm), A es la cantidad de N-NO₃ (kg N ha⁻¹) presente en la profundidad z (cm), Wa es el contenido de agua del suelo (g g⁻¹) y P es la cantidad de agua que percola (cm).

La absorción de N por los componentes vegetales fue medida por otra tesis paralela a este estudio (Realini, 2015), donde la salida de N se obtendrá multiplicando la biomasa de las especies vegetales por el N presente en los tejidos.

Al ser de difícil cuantificación, las pérdidas gaseosas se estimaron despejando el resto de los componentes de la Ecuación 2.

Análisis estadístico

Se realizó un análisis estadístico mediante modelos mixtos utilizando el software R para determinar las diferencias significativas ($p < 0,05$) entre los tratamientos en las medidas de suelo y agua de cada sitio, donde si existiesen diferencias significativas, se utilizó la prueba de comparación múltiple de Fisher.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Balance hídrico en el sitio El Caleuche (CLC)

Se estableció un balance hídrico en el suelo de los biofiltros en ambos sitios para determinar los flujos de agua que se movilizan a través del sistema y evaluar las entradas y salidas de éste (Cuadro 6).

Cuadro 6. Balance hídrico en los biofiltros de El Caleuche (CLC) en el segundo año de evaluación.

| Temporada/ tratamiento | Balance hídrico ¹ | | | | | | |
|---------------------------|------------------------------|-----------------------------------|-------------------------------------|------------|-----------|--------------------------|----------------|
| | <i>Pp</i> | <i>Es</i> _(campo maíz) | <i>FLss</i> _(campo maíz) | <i>ETc</i> | <i>Es</i> | <i>FLss</i> ² | $\Delta\theta$ |
| -----mm----- | | | | | | | |
| <i>Otoño-invierno</i> | | | | | | | |
| C | 287 | 76 | 19 | 112 | 88 | 190 | -7 |
| G | 287 | 76 | 19 | 280 | 20 | 121 | -36 |
| GS | 287 | 76 | 19 | 298 | 23 | 105 | -41 |
| GST1 | 287 | 76 | 19 | 352 | 23 | 67 | -53 |
| GST2 | 287 | 76 | 19 | 340 | 8 | 87 | -51 |
| <i>Primavera- verano</i> | | | | | | | |
| C | 0 | 629 | 536 | 131 | 383 | 661 | -44 |
| G | 0 | 629 | 536 | 327 | 309 | 549 | -63 |
| GS | 0 | 629 | 536 | 340 | 309 | 537 | -64 |
| GST1 | 0 | 629 | 536 | 393 | 309 | 487 | -66 |
| GST2 | 0 | 629 | 536 | 380 | 309 | 500 | -66 |

¹*Pp*: precipitaciones, *Es* _(campo maíz): escurrimiento superficial desde el campo de maíz; *FLss* _(campo maíz): flujo lateral subsuperficial desde el campo de maíz; *ETc*: evapotranspiración de cultivo; *Es*: escurrimiento superficial a la salida del biofiltro; *FLss*: flujo lateral subsuperficial; $\Delta\theta$: variación en el contenido de agua entre el inicio y el final del estudio.

²Destacado en negrita la variable incógnita determinada en el estudio.

Para el sitio CLC, se observó que las principales pérdidas de agua correspondieron al flujo lateral subsuperficial y a la *ETc*. Lo anterior se relacionó con la cantidad de agua que infiltró en el suelo que superó la cantidad de agua evapotranspirada y retenida por el suelo. Según Rojas (2015), la alta pérdida por *FLss* se relacionó principalmente con la baja capacidad de retención de agua en el suelo, asociada a la dinámica de expansión-contracción de las arcillas del tipo 2:1 dominantes en este suelo que favorecerían procesos de flujos preferenciales y en consecuencia la lixiviación de contaminantes a la red de drenaje. Al examinar la descripción morfológica del suelo, es posible notar que existe abundancia de poros finos y raíces finas hasta aproximadamente los 115 cm, por lo que parte de la percolación del agua podría deberse también a la presencia de pequeñas raíces posiblemente pertenecientes al cultivo histórico de maíz. Al mismo tiempo, es posible notar que existe un alto contenido de materia orgánica en el perfil de suelo (5-6%), lo que podría

facilitar la formación de poros de drenaje rápido y conexiones entre los poros (Bot y Benites, 2005).

En el Cuadro 6 se puede observar que el tratamiento C muestra una importante pérdida de agua por escurrimiento superficial en relación al resto de los tratamientos, la cual supera, en verano, a la pérdida por ET_c . Lo anterior se explica porque el tratamiento C no tiene especies vegetales, y, en consecuencia, no existe una cobertura que disminuya el flujo de manera superficial ni contribuya a la salida de agua del sistema mediante transpiración. Así, al haber mayor ET_c , menor será la pérdida de agua por FL_{ss} , lo que disminuirá a su vez el transporte de cargas de N en profundidad. Esto evidenciaría que la principal pérdida de N en suelos arcillosos limitados por un duripan sería mediante FL_{ss} .

Además, el flujo lateral subsuperficial a la entrada y salida de los biofiltros tiene estrecha relación con la presencia de la estrata impermeable, debido a la imposibilidad de generar percolación profunda (Follet, 2008; del Carmen, 2010; Rojas, 2015). A su vez, el incremento de FL_{ss} en la temporada primavera-verano respecto a la temporada otoño-invierno se relaciona con las cargas periódicas de riego aplicadas al cultivo de maíz.

En comparación a la temporada de estudio anterior (Figura 2) en otoño-invierno, es posible observar una disminución del FL_{ss} tanto a la entrada como salida de los BS. El FL_{ss} de salida es dos veces menor en el tratamiento C y seis veces menor en el tratamiento GST1. Esto se debe al considerable aumento de ET_c (Figura 3). La ET_c en otoño-invierno del segundo año fue 1,4 a 2,2 veces mayor que el primero, debido al incremento de ET_o registrada y principalmente por la presencia de material vegetal, el cual se encontraba ausente para el mismo período del primer año de evaluación. En primavera-verano, por otro lado, el FL_{ss} , así como también la ET_c de los tratamientos, fueron bastante homogéneos debido a que no hubo gran diferencia en el crecimiento del material vegetal respecto al período anterior de estudio.

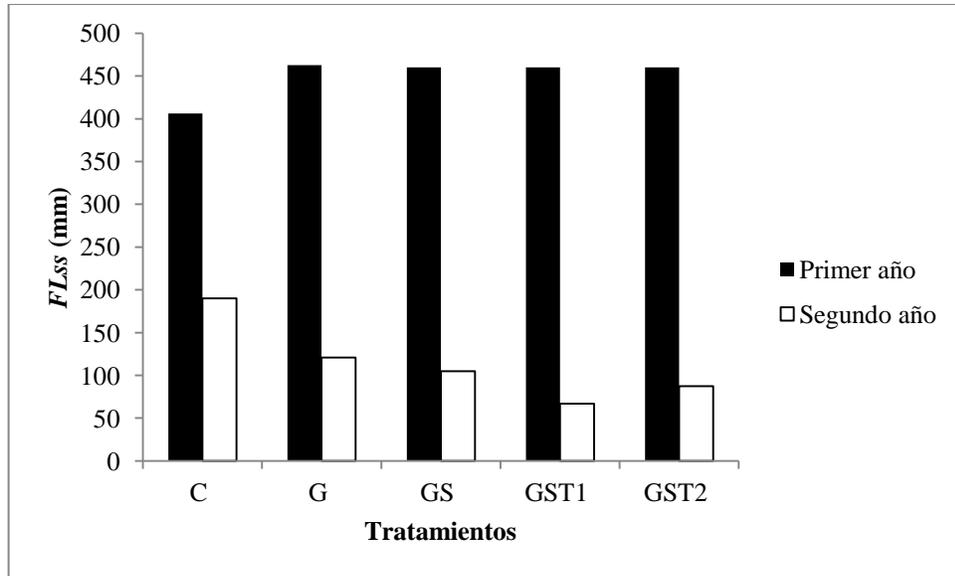


Figura 2. Flujo lateral subsuperficial (FL_{ss}) en el primer y segundo año, en otoño-invierno del sitio El Caleuche.

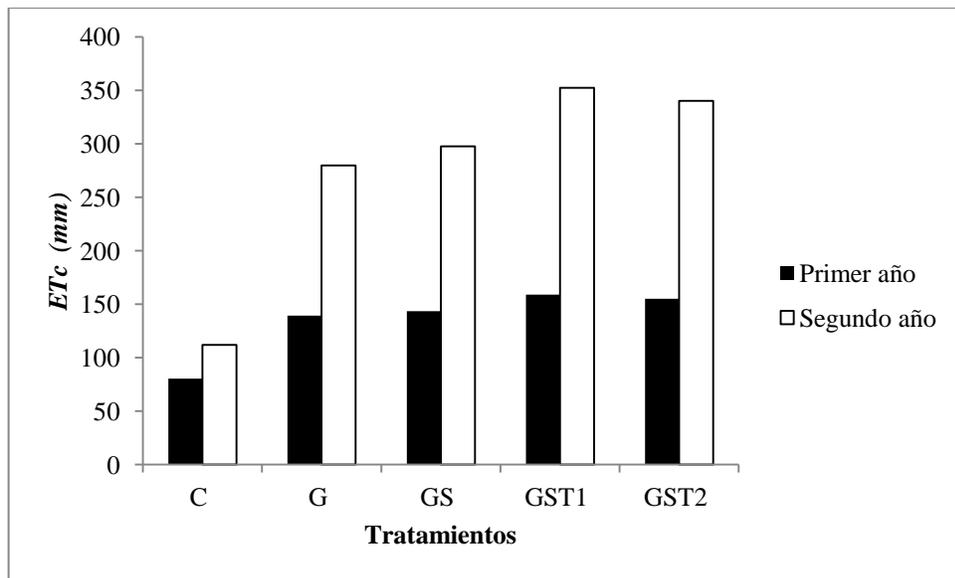


Figura 3. Evapotranspiración de cultivo (ET_c) en el primer y segundo año, en otoño-invierno del sitio El Caleuche.

Balance hídrico en el sitio San Luis (SL)

En SL, a diferencia de CLC, las pérdidas de agua se asocian a movimientos en sentido vertical (percolación profunda y ET_c) más que horizontal (Cuadro 7). Lo anterior se explica por la clase textural gruesa de este sitio, donde abundan principalmente macroporos que

permiten un flujo de agua mayor. Esto ha sido corroborado por Rojas (2015) y Salazar *et al.* (2014), quienes observaron escaso o nulo escurrimiento superficial o flujo lateral subsuperficial en los tratamientos en SL.

Al igual que la temporada anterior, el tratamiento C fue el que tuvo la menor ET_c de los tratamientos y, en consecuencia, la mayor pérdida por P . Asimismo, se observó la misma tendencia que en el sitio CLC en relación al FL_{ss} , donde al haber una mayor pérdida de agua por ET_c , se evidenció en una menor pérdida por P . En consecuencia, en sitios como SL, donde domina la clase textural arenosa, la pérdida principal de N es mediante lixiviación.

En el segundo año de evaluación la mayor cantidad de precipitación se registró en el período otoño-invierno, sin embargo, parte de ésta quedó retenida en el suelo, obteniéndose un diferencial de contenido de agua en el suelo positivo. Esta tendencia contrastó con lo observado en el primer año de evaluación, donde el diferencial de contenido de agua en el suelo registró valores negativos (-180 mm) (Anexo V). Esto se relaciona con que en el primer año de estudio los valores de contenido de agua en el suelo eran más cercanos a CC que en el segundo, por lo que también se obtuvo mayores volúmenes de percolación profunda.

Cuadro 7. Balance hídrico en los biofiltros de San Luis.

| Temporada/ tratamiento | Balance hídrico ¹ | | | | | |
|---------------------------|------------------------------|-------|----------------------|--------|------------|-----------------|
| | P_p | R_a | $Es_{(campo\ maíz)}$ | ET_c | P^2 | $\Delta \theta$ |
| | -----mm----- | | | | | |
| | <i>Otoño-invierno</i> | | | | | |
| C | 287 | 0 | 0 | 84 | 187 | 17 |
| G | 287 | 0 | 0 | 209 | 75 | 19 |
| GS | 287 | 0 | 0 | 223 | 71 | 11 |
| GST1 | 287 | 0 | 0 | 264 | 59 | 0 |
| GST2 | 287 | 0 | 0 | 255 | 62 | 0 |
| | <i>Primavera- Verano</i> | | | | | |
| C | 209 | 280 | 225 | 160 | 515 | -18 |
| G | 209 | 280 | 225 | 400 | 200 | 58 |
| GS | 209 | 280 | 225 | 425 | 167 | 66 |
| GST1 | 209 | 280 | 225 | 504 | 78 | 76 |
| GST2 | 209 | 280 | 225 | 486 | 96 | 76 |

¹ P_p : precipitaciones, $Es_{(campo\ maíz)}$: escurrimiento superficial desde el campo de maíz; ET_c : evapotranspiración de cultivo; P : percolación profunda; $\Delta \theta$: variación en el contenido de agua entre el inicio y el final del estudio; R_a : Riego aplicado exclusivamente al sector de los biofiltros.

²Destacado en negrita la variable incógnita determinada en el estudio.

Además, durante otoño-invierno del segundo año de evaluación, la P registró una disminución de alrededor de 1,3 veces en el tratamiento C y 4,2 veces en el tratamiento GST1 respecto al primer año (Figura 4). Al igual que lo descrito previamente para el sitio CLC, la disminución en P del segundo año se asoció también a una mayor ET_c de estos tratamientos respecto al primer año de evaluación (Figura 5).

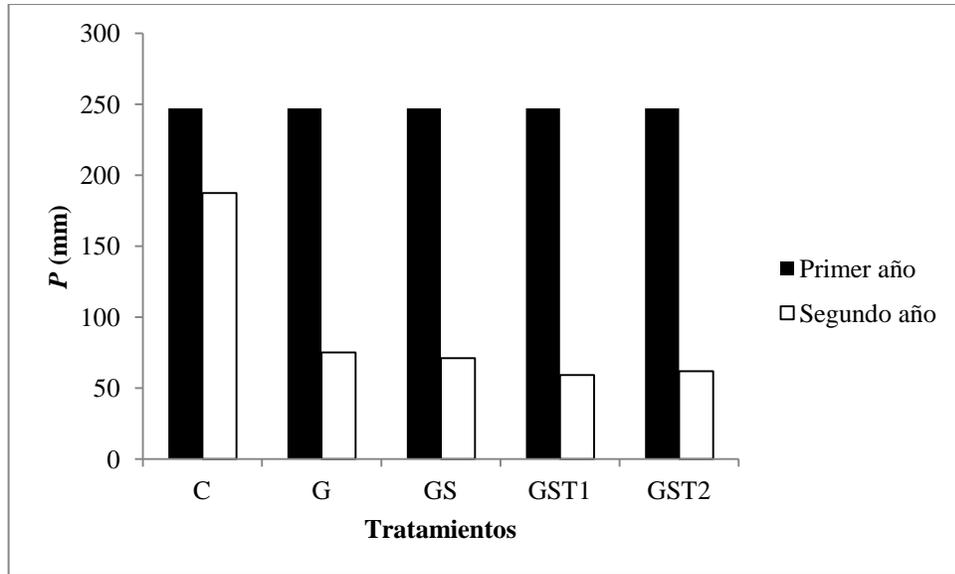


Figura 4. Percolación (P) en otoño-invierno del primer y segundo año de evaluación en San Luis.

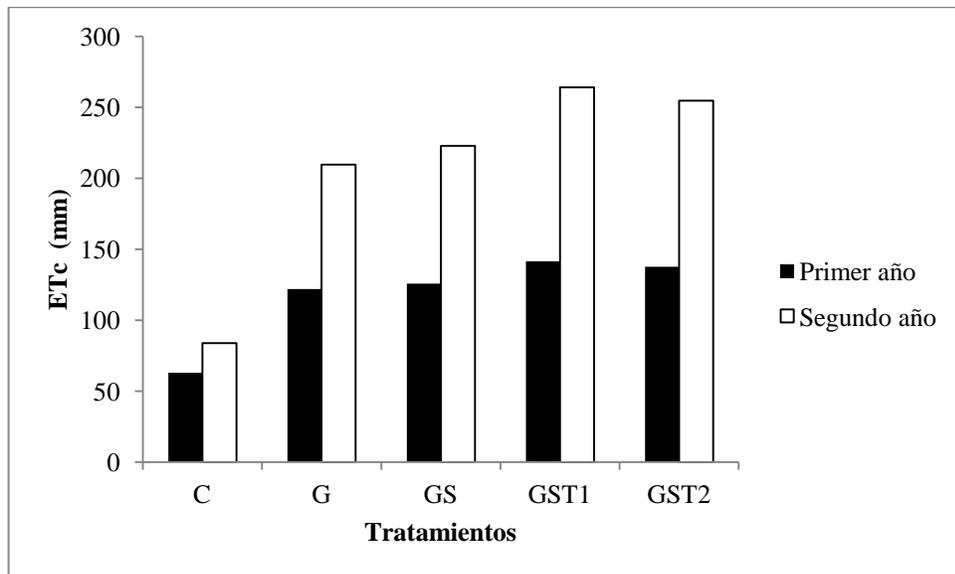


Figura 5. Evapotranspiración de cultivo (ETc) en otoño-invierno del primer y segundo año de evaluación en San Luis.

Balance de nitrógeno

Para ambos sitios se realizó un balance de N en cada uno de los tratamientos, donde se consideraron los componentes incluidos en la ecuación 2, y se contempló así a los procesos involucrados en el ciclo del N (Cuadros 9 y 10). Los resultados de cada componente del balance de N son discutidos en las secciones siguientes.

Cuadro 8. Balance de nitrógeno (N) en el suelo de biofiltros ubicados en El Caleuche para ambos años de evaluación.

| Temporada/ tratamiento | Procesos ^{1,2} | | | | | | | |
|---------------------------|-----------------------------------|-----------|-------------|-----------|-------------|-----------|-----------|----------|
| | <i>Min neta</i> | N_{App} | N_{AFLSs} | N_{Aes} | N_{PFLSs} | N_{PES} | N_{abs} | N_{PG} |
| | ----- kg N ha ⁻¹ ----- | | | | | | | |
| C | Δ N= 132±187 | 12 | 75±35 | 139 | 161±31 a | 82 | 0 | ND |
| G | Δ N= 157±255 | 12 | 58±29 | 136 | 52±8 ab | 68 | 285±44 | ND |
| GS | Δ N= 132±360 | 12 | 62±27 | 141 | 77±50 bc | 67 | ND | ND |
| GST1 | Δ N= 201±248 | 12 | 135±102 | 152 | 51±15 bc | 67 | 294±85 | ND |
| GST2 | Δ N= 169±316 | 12 | 173±103 | 138 | 30±14 c | 65 | 253±28 | ND |

¹Letras distintas en una columna indican diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0,05$, PCM de Fisher). Media \pm desviación estándar (n=3). ND: No determinado.

² N_{Aes} : N aportado por escurrimiento superficial; N_{App} : N aportado por precipitaciones; *Min neta*: mineralización neta; N_{abs} : N absorbido por la vegetación; N_{PG} : pérdidas gaseosas; N_{Lix} : N perdido por lixiviación.

Cuadro 9. Balance de nitrógeno (N) en el suelo de biofiltros ubicados en San Luis para el segundo año de evaluación.

| Temporada/ tratamiento | Procesos ^{1,2} | | | | | |
|---------------------------|-----------------------------------|-----------|-----------|-----------|-----------|----------|
| | <i>Min neta</i> | N_{App} | N_{Aes} | N_{Lix} | N_{abs} | N_{PG} |
| | ----- kg N ha ⁻¹ ----- | | | | | |
| C | Δ N= 6±9 | 12 | 16 | 80±76 | 0 | ND |
| G | Δ N= -17±36 | 12 | 16 | 25±17 | 338±47 | ND |
| GS | Δ N= 46±8 | 12 | 16 | 34±33 | ND | ND |
| GST1 | Δ N= 17±29 | 12 | 16 | 17±17 | 275±133 | ND |
| GST2 | Δ N= 35±59 | 12 | 16 | 10±12 | 260±58 | ND |

¹Letras distintas en una columna indican diferencias significativas entre tratamientos ($p < 0,05$, PCM de Fisher). Media \pm desviación estándar (n=3). ND: No determinado.

² N_{Aes} : N aportado por escurrimiento superficial; N_{App} : N aportado por precipitaciones; *Min neta*: mineralización neta; N_{abs} : N absorbido por la vegetación; N_{PG} : pérdidas gaseosas; N_{Lix} : lixiviación de N.

Escurrecimiento superficial

Para el sitio CLC, en el segundo año de establecimiento de los BS, se decidió instalar colectores de escurrimiento superficial, sin embargo, no se pudo obtener un muestreo exhaustivo de esta variable, por lo que se optó por realizar un análisis estadístico descriptivo para la temporada otoño-invierno y una estimación en base a referencias para la temporada primavera-verano.

No es posible realizar un análisis detallado de la situación en el caso del escurrimiento superficial, principalmente debido a la baja cantidad de muestras obtenidas, la alta variabilidad de concentraciones de N y un muestro irregular en la temporada. Sin embargo, se observó que, a excepción del tratamiento GST1, las concentraciones de N a la entrada de BS fueron relativamente homogéneas, variando en torno a los 5 mg L⁻¹ de N (Figura 6).

Es posible notar también que la mayoría de los tratamientos tendieron a disminuir la concentración de N a la salida del BS en relación a la entrada, a excepción del tratamiento G (Figura 6). En este sentido, Syversen (2005) menciona que BS herbáceos debieran disminuir las concentraciones de N debido a la depositación de nutrientes unidos a partículas del suelo. De los otros tratamientos, el tratamiento GST1 pareciera ser el más efectivo, ya que redujo las concentraciones de N en escurrimiento superficial en un 55%.

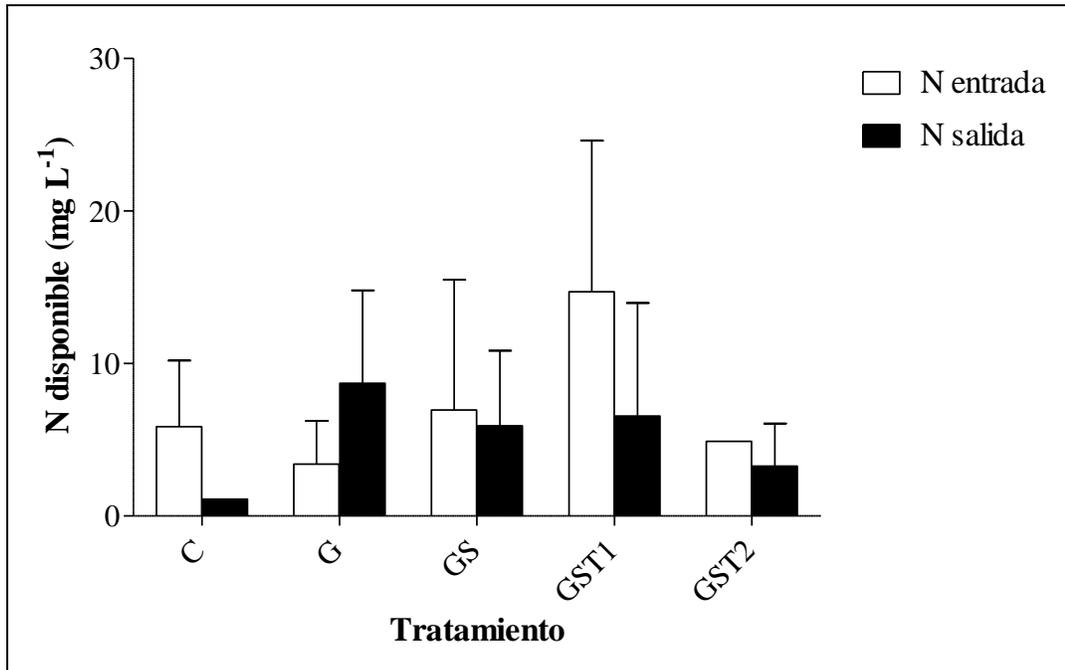


Figura 6. Concentraciones de nitrógeno (N) disponible de escurrimiento superficial en las estaciones otoño-invierno para el segundo año de evaluación en El Caleuche. Se presentan medias y desviación estándar.

Una posible explicación por la que el tratamiento GST1 tuvo una concentración mayor de N disponible de entrada respecto al resto de los tratamientos se relaciona con el hecho de que hubo también un mayor ingreso de flujo de agua por escurrimiento superficial. Sin embargo, al observar las concentraciones de N-NO₃ a la entrada (Figura 7), no existió una gran diferencia entre los tratamientos, pues oscilaron entre los 1 y 2,3 mg L⁻¹. Así, es posible que la mayor concentración de N-NH₃ a la entrada del tratamiento GST1 en relación al resto de los tratamientos se deba a un transporte de remanente del período primavera-verano, a un proceso localizado de amonificación, o a la falta de condiciones para la nitrificación del N-NH₄ presente en el suelo de este tratamiento.

Por otro lado, cabe destacar que la mayor retención que realiza el tratamiento GST1 corresponde a N-NH₃ más que a N-NO₃, por lo cual, no se tiene una clara evidencia de que los BS consigan disminuir la concentración de N-NO₃, siendo el tratamiento control el que mayor efectividad tiene (Figura 7). Ma *et al.* (2013), obtuvo resultados similares, señalando que el aumento de N-NO₃ a la salida de los BS podría deberse a procesos de nitrificación de N-NH₄ en el suelo.

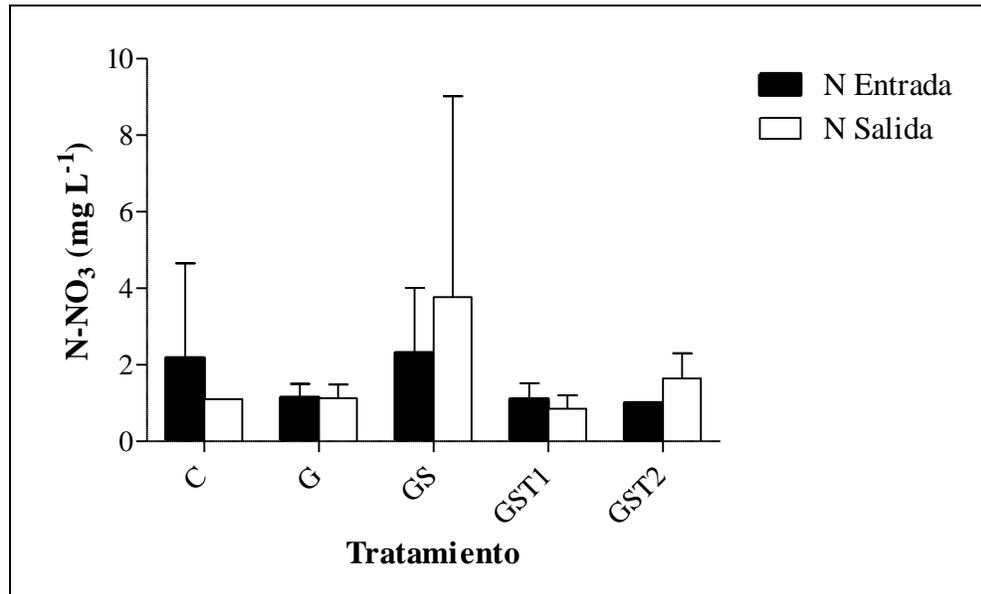


Figura 7. Concentraciones de nitrógeno-nitrato (N-NO₃) de escurrimiento superficial en las estaciones otoño-invierno para el segundo año de evaluación en El Caleuche. Se presentan medias y desviación estándar.

Al observar las cargas de N de escurrimiento superficial (Cuadro 8), es posible notar que todos los tratamientos tuvieron mayor efectividad que el tratamiento C, lo que está principalmente asociado a la retención de flujos de agua y sedimentos. Al comparar los tratamientos, el que presentó la mejor efectividad de remoción de cargas de N respecto al resto fue GST1 con un 56% en relación a la carga de entrada, probablemente debido a la retención de N-NH₃ anteriormente explicada.

Estos resultados son consistentes con lo señalado por Borin *et al.* (2005) y Wang *et al.* (2012), quienes concluyeron que los BS, más que mejorar la calidad de agua superficial, actúan reduciendo volúmenes de escorrentía, lo cual es atribuido principalmente a un aumento de la infiltración por una abrupta diferencia de manejo de suelo y cobertura vegetal entre el campo y el BS. Lo anterior se ratifica al observar que, si bien el volumen de escorrentía disminuye a la salida, el flujo subsuperficial aumenta. Además, debido a la gran superficie rugosa de los BS, sólo altas intensidades de lluvia, del orden de 70 mm h⁻¹, podrían influir en la eficacia de BS y producir escurrimiento (Lee *et al.*, 2000).

Debido a la imposibilidad de establecer correctamente colectores de escurrimiento superficial, no se pudo realizar una evaluación de la efectividad entre el primer y segundo año de establecimiento de los BS. No obstante, Borin *et al.* (2005) obtuvieron bastante variabilidad en sus cuatro años de estudio, lo cual podría ser producto de la variación de precipitaciones en la temporada, de un posible autosombreo de la pradera, así como también de la acumulación de restos vegetales en la superficie del suelo.

En el sitio SL no se instaló ningún colector de escurrimiento debido a las dificultades que implica la clase textural de este suelo. Además, el flujo por escurrimiento superficial en este sitio es escaso (Cuadro 9), produciéndose principalmente en la temporada primavera-verano con las cargas de riego. Por esto, el escurrimiento superficial no constituye una potencial fuente de contaminación en este sitio y se asume que el N contenido en el flujo infiltra antes de poder generarse un escurrimiento de salida.

Flujo lateral subsuperficial

En relación a las concentraciones que tuvieron lugar en el sitio CLC de N disponible, N-NH₃ y N-NO₃ para ambos años de evaluación, éstas se presentarán y discutirán detalladamente en el Capítulo III, considerando en el presente capítulo las cargas de N disponible que ocurrieron en los tratamientos.

Cargas promedio de nitrógeno disponible

En el sitio CLC se tomaron muestras de agua para análisis de N-NH₃ y N-NO₃ cada 15 días en pozos de observación de 100 cm de profundidad. Los resultados de las cargas medias evaluadas durante el período de estudio se presentan en el Cuadro 10.

Cuadro 10. Medias de nitrógeno (N) disponible a la salida de los BS en el segundo año de evaluación para el sitio El Caleuche.

| Tratamiento | N disponible ^a | |
|-------------|---------------------------------|--------------|
| | Entrada | Salida |
| | ----- kg ha ⁻¹ ----- | |
| C | 1,6 ± 2,7 | 9,8 ± 19,5 a |
| G | 3,0 ± 7,9 | 1,5 ± 3,6 b |
| GS | 2,2 ± 5,8 | 2,8 ± 7,7 b |
| GST1 | 3,8 ± 10,6 | 1,2 ± 1,9 b |
| GST2 | 1,3 ± 3,2 | 0,9 ± 1,2 b |

^aLetras distintas en una columna indican diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos ($p < 0,05$, PCM de Fisher). Media ± desviación estándar.

En el segundo año de evaluación, las medias de N disponible a la entrada de los BS variaron entre 1,27 a 3,80 kg N ha⁻¹. En general estos valores se mostraron homogéneos entre sí, variando en torno a los 2,3 kg N ha⁻¹. En contraste, los valores de N disponible a la salida de BS fluctuaron entre 0,89 a 9,79 kg N ha⁻¹, donde todos los tratamientos con especies vegetales mostraron menores valores que el tratamiento sin especies, con diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$), lo que sugiere que tratamientos con BS son más efectivos en la remoción promedio de N que un tratamiento control.

Si bien no hubo diferencias estadísticamente significativas entre el primer y segundo año de establecimiento ($p = 0,247$), puede observarse en la Figura 8 que hubo una alta variación en el comportamiento de los tratamientos. La cantidad media de N disponible de entrada en el segundo año de evaluación disminuyó entre 2 a 12 veces en todos los tratamientos respecto

al primer año, exceptuando al tratamiento G, el que aumentó en un 20%. Lo anterior se relacionó a una disminución de la cantidad de agua de entrada en el segundo año respecto al primero, especialmente en la temporada otoño-invierno (Cuadro 8 y anexo V), lo cual se atribuyó a la condición inicial del suelo al comenzar la evaluación, pues para el primer año, el suelo se encontró más cercano a capacidad de campo (CC), mientras que en el segundo año se encontró con mucho menor contenido de agua. En consecuencia, gran parte del agua que precipitó en el segundo año, quedó retenida en el suelo del campo de maíz y no se movilizó hacia los BS. En este sentido, la distribución de las precipitaciones pudo haber jugado también un rol importante en la cantidad de agua que entró a los BS. Además, puede observarse en la Figura 8 que la media de N disponible de salida del tratamiento C en el segundo año se duplicó respecto al primer año, lo que podría deberse a un aumento de las concentraciones en el tiempo; mientras que en el resto de los tratamientos disminuyó entre un 37% en GS a un 66% en GST1. La disminución de cargas de N disponible de salida del segundo año, respecto al primero en los BS, se debió fundamentalmente al crecimiento de los componentes vegetales, los cuales aumentaron el contenido de N en su biomasa y disminuyeron la cantidad de agua por medio de la *ETc*.

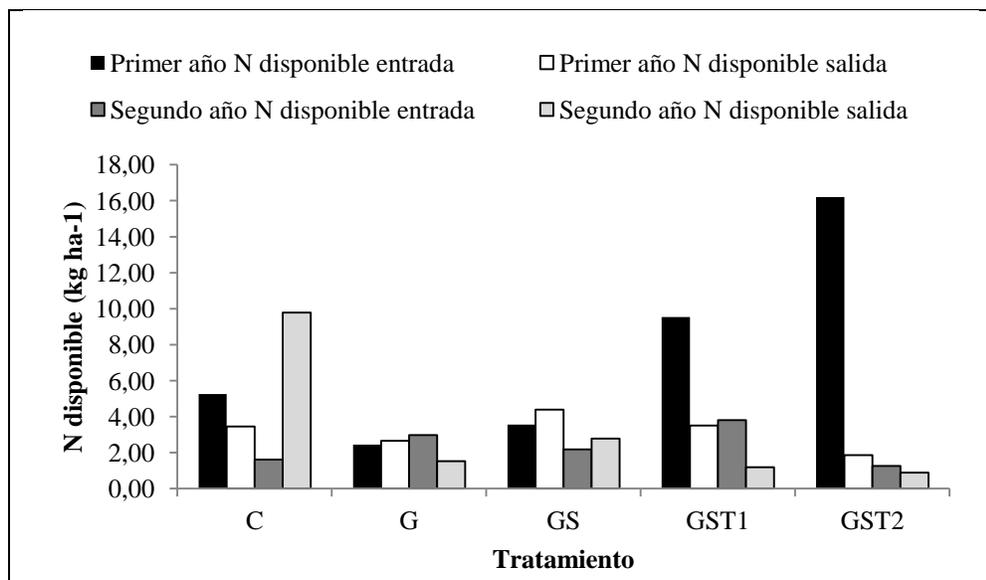


Figura 8. Comparación de medias de nitrógeno (N) disponible a la entrada y salida de los biofiltros entre el primer y segundo año de establecimiento en el sitio El Caleuche.

De igual forma a lo indicado por Rojas (2015), el tratamiento C probablemente obtuvo mayores valores de salida respecto al resto de los tratamientos debido al transporte de N remanente en el suelo hacia el punto de salida del BS. Lo anterior habría ocurrido en menor medida en los otros tratamientos, dada la influencia de la vegetación en la retención y absorción de N, generando una menor pérdida de formas nitrogenadas que un tratamiento sin especies.

Al evaluar las cargas promedio de N de salida observadas durante ambos años de evaluación, se obtuvo diferencias estadísticamente significativas entre el tratamiento control y el resto de los tratamientos según prueba de Fisher ($p < 0,05$), por lo que, en ambos

años de estudio, todos los tratamientos con BS resultaron más eficientes en la retención de N disponible en relación a un tratamiento control (Cuadro 11).

Cuadro 11. Medias de nitrógeno (N) disponible a la salida de los BS en los dos primeros años de evaluación para el sitio El Caleuche.

| Tratamiento | N disponible salida ^a | |
|-------------|----------------------------------|-----------------|
| | Invierno | Verano |
| | ----- kg ha ⁻¹ ----- | |
| C | 3,2 ± 1,9 a A | 15,1 ± 12,3 a B |
| G | 1,0 ± 0,5 b A | 3,9 ± 2,4 ab B |
| GS | 1,0 ± 0,8 b A | 9,4 ± 8,5 b B |
| GST1 | 0,8 ± 0,5 b A | 3,4 ± 2,9 b B |
| GST2 | 0,6 ± 0,2 b A | 2,3 ± 1,9 b B |

^aLetras minúsculas distintas en una columna indican diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos ($p < 0,05$, PCM de Fisher). Letras mayúsculas distintas en una fila indican diferencias estadísticamente significativas entre temporadas ($p < 0,05$, PCM de Fisher) para un mismo tratamiento. Media ± desviación estándar.

Cabe destacar que también se obtuvo diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$) entre las medias de N disponible de salida de las temporadas otoño-invierno y primavera-verano para ambos años de evaluación (Cuadro 11), lo que ocurrió también para el primer y segundo año, analizados individualmente. Como puede observarse en la Figura 9, la carga media de N disponible de salida obtenida en la temporada primavera-verano fue mucho mayor (entre cuatro a diez veces) que en la temporada otoño-invierno para ambos años. Lo anterior se relaciona al aporte de fertilizantes nitrogenados aplicados al maíz que coincidió con este período del año. Estos resultados concuerdan con los reportados posteriormente en el Capítulo III respecto a las concentraciones de N-NO₃ y N-NH₃.

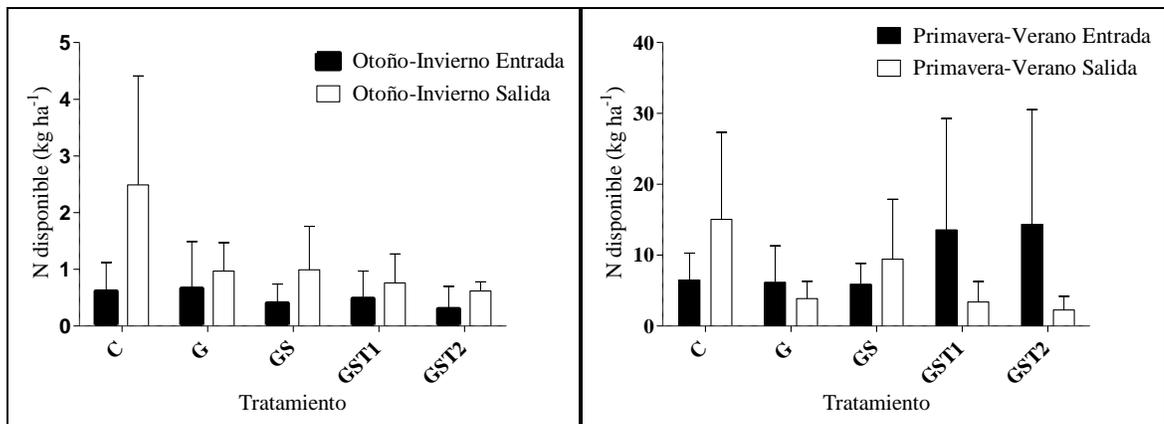


Figura 9. Cargas de nitrógeno (N) disponible a la entrada y salida de biofiltros (BS) en invierno y verano de ambos años de evaluación en El Caleuche. Se presentan medias y desviación estándar.

Cargas de nitrógeno acumuladas

En el Cuadro 12 se presentan las cargas acumuladas de N a la entrada y salida de los BS para el primer y segundo año de evaluación. Durante el segundo año, los valores de N acumulados a la entrada de los BS variaron entre 16 a 39 kg N ha⁻¹, con una media de 24 kg N ha⁻¹; mientras que a la salida los valores bordearon los 10 a 105 kg N ha⁻¹. En general, todos los tratamientos con biofiltros tuvieron menor carga de salida de N que el tratamiento C, siendo el tratamiento GST1 el que presentó mayores diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$) respecto al resto de los tratamientos, y por lo tanto, mejor desempeño. No obstante, al considerar la remoción de N como el porcentaje de la diferencia entre las cargas de N de entrada y salida en relación a la carga de entrada, no se observaron grandes diferencias entre los tratamientos con especies vegetales. El porcentaje de N removido para el segundo año fluctuó entre los -602 a 67%, donde todos los tratamientos con especies vegetales fueron más efectivos en la remoción de N que el tratamiento C.

Comparativamente, en el segundo año de evaluación se logró observar una mayor diferencia entre los tratamientos que en el primer año (Cuadro 12), tanto para las cargas de N de salida como para la remoción de N, pues para ésta última, no se observaron diferencias estadísticamente significativas en el primer año ($p = 0,066$). Además, las cargas de salida de N acumuladas durante el primer año de evaluación fueron mayores a las del segundo, con diferencias estadísticamente significativas ($p < 0,05$) según prueba de Fisher. Posiblemente esta diferencia se deba, en gran medida, al crecimiento de los componentes vegetales del BS.

Al cuantificar las cargas acumuladas de N a la salida de los BS en ambos años de evaluación (Cuadro 8), es posible observar que todos los tratamientos con BS disminuyeron las cargas totales de ambos años de manera sustancial respecto a la carga de entrada, y el tratamiento con mayor eficiencia fue el GST2, presentando la mayor diferencia estadísticamente significativa según prueba de Fisher ($p < 0,05$) al comparar con el resto de los tratamientos. Lo anterior se relaciona con la alta cantidad de N disponible a la entrada del tratamiento GST2 del primer año respecto al segundo, lo que podría afectar los resultados en la evaluación a ambos años. Este resultado sería corroborado al observar la remoción de N durante ambos años (Cuadro 12), aunque a diferencia de los resultados mostrados en el Cuadro 8, en este caso solamente en los tratamientos con árboles se observaron diferencias significativas ($p < 0,05$) respecto al tratamiento control.

Cuadro 12. Cargas acumuladas de nitrógeno (N) disponible a la entrada y salida de los biofiltros (BS) para el primer y segundo año de evaluación.

| Tratamiento | Primer año ^a | | | Segundo año ^a | | | Ambos años ^a |
|-------------|---------------------------------|-----------|----------|---------------------------------|------------|---------------|-------------------------|
| | N entrada | N salida | Remoción | N entrada | N salida | Remoción | Remoción |
| | ---- kg N ha ⁻¹ ---- | | -- % -- | ---- kg N ha ⁻¹ ---- | | ----- % ----- | |
| C | 60 ± 31 | 56 ± 40 a | -24 a | 16 ± 5 | 105 ± 20 a | -602 ± 144 b | -148 b |
| G | 29 ± 20 | 34 ± 13 a | -86 a | 30 ± 16 | 18 ± 10 bc | -7 ± 130 a | -10 b |
| GS | 43 ± 19 | 54 ± 38 a | -19 a | 19 ± 10 | 23 ± 16 b | -66 ± 148 a | -20 b |
| GST1 | 95 ± 131 | 39 ± 5 a | -55 a | 39 ± 31 | 12 ± 12 c | 67 ± 12 a | 46 ab |
| GST2 | 157 ± 100 | 20 ± 16 b | 86 a | 16 ± 5 | 10 ± 3 bc | 29 ± 42 a | 80 a |

^aLetras distintas en una columna indican diferencias estadísticamente significativas entre tratamientos ($p < 0,05$, PCM de Fisher). Media ± desviación estándar.

De acuerdo a lo previamente expuesto, en general los tratamientos GST1 y GST2 mostraron mayor efectividad en la remoción de N debido a una mayor *ETc* en relación a los tratamientos G y GS. Además, posiblemente la disminución de la carga de N disponible a la salida de los BS de todo el período de evaluación podría deberse a la capacidad profundizadora de las raíces de estas especies, interceptando el N disponible en el flujo. Asimismo, una condición favorable para la desnitrificación podría haberse generado en una mayor profundidad del perfil del suelo debido a un mayor aporte de CO por las raíces de los tratamientos con árboles respecto a los tratamientos sin árboles. En este sentido, habría sido interesante la medición de esta variable a mayor profundidad, debido a que varios autores indican que este proceso es el principal responsable de la disminución de N en el suelo de biofiltros (Thawait y Chauhan, 2014; Sweeney y Newbold, 2014). Otra razón probable que podría incidir en la menor retención de N por los tratamientos con pradera como especie dominante, es el autosombreo que podría generar ésta, y por lo tanto, un menor crecimiento y desempeño del tratamiento.

Cabe destacar que en los biofiltros pueden presentarse zonas de mayor flujo debido a una variación en el microrrelieve, irregularidades del duripan presente o variaciones en la matriz porosa del suelo, lo que puede influir en una mayor variabilidad de estos resultados tanto a la entrada como a la salida de los biofiltros.

En cuanto a las cargas acumuladas por estación del año, también hubo diferencias estadísticamente significativas según prueba de Fisher ($p < 0,05$) entre estaciones, lo cual confirma la idea antes mencionada de que durante el período primavera-verano hubo mayor N de salida que en el período otoño-invierno, debido a la excesiva fertilización efectuada al campo de maíz (Nájera *et al.*, 2015).

Finalmente, en relación a ambos años de evaluación, los resultados obtenidos parecen ser prometedores, ya que según resultados de Wang *et al.* (2012), la remoción de la concentración de especies nitrogenadas sería consistente luego del sexto año de establecimiento. Pese a ello, podrían obtenerse variaciones en el tiempo, tales como las reportadas por Borin *et al.* (2005) para escurrimiento superficial, lo que podría depender de la evolución de las especies vegetales y la hidrología del sitio. Por lo anterior, es necesario evaluar el desempeño de biofiltros angostos en un tiempo prolongado para obtener resultados más concluyentes en esta materia. Los resultados obtenidos en este estudio permitieron, sin embargo, establecer un análisis más claro acerca del comportamiento y

efectividad de cada tratamiento en el tiempo. No obstante, debido a la cantidad de factores a evaluar y problemas de instalación, no se pudo comparar entre dos sitios de clase textural contrastante, ni caracterizar los procesos del N en la profundidad que se hubiese esperado. Por lo anterior, estudios que cuantifiquen procesos del N como la desnitrificación, en biofiltros angostos establecidos en climas Mediterráneos se hacen necesarios para una comprensión holística de este tipo de sistemas.

Para el sitio San Luis se decidió no evaluar la variable de flujo subsuperficial, debido a que según resultados de Rojas (2015), existe poca relevancia en cuanto al N movilizado por esta vía, ya que la mayoría se transporta mediante lixiviación.

Mineralización

En CLC se midió la cantidad de N disponible para la temporada otoño-invierno, debido a que hubo problemas de instalación para la temporada primavera-verano, por lo que para ésta se optó por una estimación mediante valores referenciales. De acuerdo al análisis estadístico, no hubo diferencias estadísticamente significativas entre los tratamientos ($p=0,906$). La Figura 10 muestra que en la temporada otoño-invierno hubo una tendencia a la inmovilización de N más que a la mineralización, siendo la cantidad de N inmovilizado semejante en todos los tratamientos.

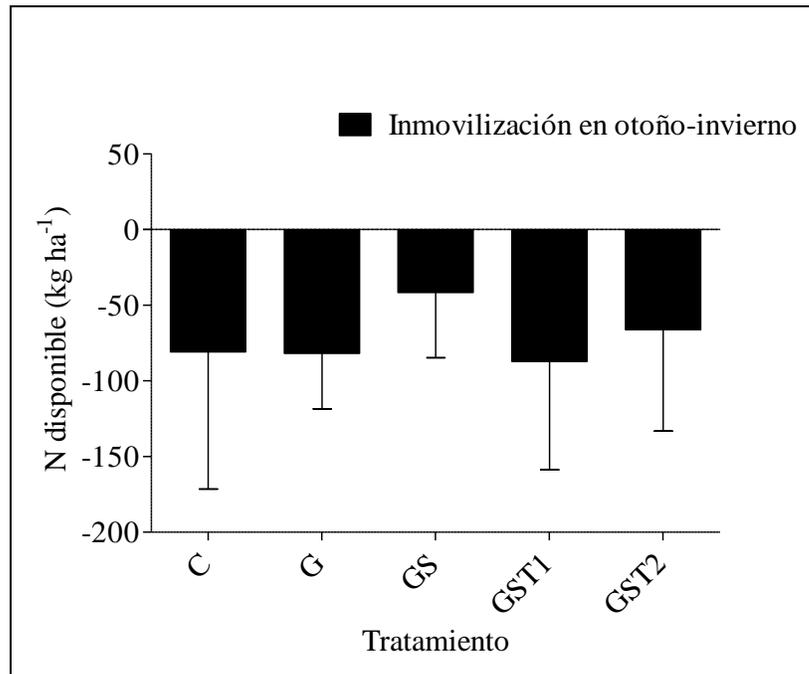


Figura 10. Cargas de nitrógeno (N) disponible inmovilizado en la temporada otoño-invierno para el segundo año de evaluación en El Caleuche. Se presentan medias y desviación estándar.

En la temporada otoño-invierno, la inmovilización de N en el suelo resultó ser una de las principales salidas de N del sistema con cantidades de N que pueden ser hasta 8 veces lo

que se pierde por flujo subsuperficial. Lo anterior se relacionó principalmente a procesos de inmovilización y/o desnitrificación en el suelo, lo que pueden llevarse a cabo a pesar de las temperaturas invernales. Los BS pueden proporcionar condiciones favorables para que estos procesos continúen debido a un incremento de CO en el suelo (Cardinali *et al.*, 2014).

A pesar de los valores negativos obtenidos en el temporada otoño-invierno, se obtuvieron valores positivos que bordean los 150 kg N ha⁻¹ al evaluar ambos años (Cuadro 8), por lo que los valores de la temporada primavera-verano resultarían mucho mayores. Esto se relacionaría con el hecho de que las temperaturas óptimas para que se lleve a cabo el proceso de mineralización están entre 25° y 35°C y un contenido de agua en el suelo de 80 a 100%, por lo que las condiciones presentadas en CLC resultarían favorables este proceso (Guntiñas *et al.* 2012).

Para el sitio SL se comparó entre valores señalados por Rojas (2015), Castillo (2015) y Apablaza (2015), sin embargo, no hubo una coincidencia consistente entre dichos valores reportados y se decidió utilizar los valores de Rojas (2015) reportados para el mismo sitio de estudio.

Los valores de mineralización de N en SL variaron entre -17 y 46 kg N ha⁻¹ (Cuadro 9), donde en general, los valores fueron positivos, indicando una predominancia del proceso de mineralización por sobre la inmovilización. En la temporada otoño-invierno se generó un aumento de N mineralizado, lo que podría haberse llevado a cabo al final del ciclo invernal, ocurriendo las condiciones más adecuadas para este proceso. En este período, el riesgo por contaminación difusa pudo haber incrementado, debido a una menor absorción de N por las plantas (Rojas, 2015).

Precipitaciones

Para calcular el N disponible aportado por precipitaciones, se estimó la concentración de N para luego ponderarlo por el volumen de precipitaciones registradas. Para el período de mayo a marzo del segundo año en CLC se estimó un aporte de precipitaciones de 7,7 kg N ha⁻¹, donde al sumar el aporte estimado en el primer año, se obtuvo un total de 11,7 en ambos períodos (Cuadro 8). Por otro lado, para el sitio SL se estimó el aporte de N por lluvias desde mayo de 2013 a junio de 2014, donde en el último período ocurrió un alto aporte de N por precipitaciones, así, al comparar con CLC, se obtiene una mayor cantidad de N disponible (Cuadro 9).

El monto de precipitaciones tanto en el primer año como en el segundo fue menos de la mitad del monto histórico (696 mm) de la zona del estudio (Santibáñez y Uribe, 1993). A pesar de esto, el N disponible evaluado en el primer año de estudio de los BS fue considerado como bastante significativo al alcanzar valores de 4 kg N ha⁻¹ (Rojas, 2015). Para el segundo año de evaluación este valor se duplicó en relación al primero, con lo cual podría ocurrir que las cargas de N aportadas por la lluvia estarían aumentando en el tiempo como consecuencia de la importante actividad agropecuaria del sector, tales como aplicaciones de altas dosis de fertilizantes y emanaciones de plántulas de cerdos.

Lixiviación

En San Luis se midió la lixiviación de N disponible anual mediante el contenido de N a los 100 cm tanto a la entrada como a la salida de los biofiltros, para luego promediar ambos valores.

Al establecer un análisis estadístico del desempeño de los BS en la reducción de N que se moviliza mediante lixiviación para el segundo año de evaluación, no se encontraron diferencias estadísticamente significativas ($p=0,409$), así como tampoco para ambos años de estudio ($p=0,163$), lo que se asoció a una baja cantidad de muestras y alta variabilidad. No obstante, puede observarse en la Figura 11 que existió una tendencia mayor (más del doble) a lixiviar en el tratamiento C en relación a los otros tratamientos. Esto, probablemente debido a la capacidad de BS de retener y disminuir flujos en profundidad mediante un aumento de la *ETc*.

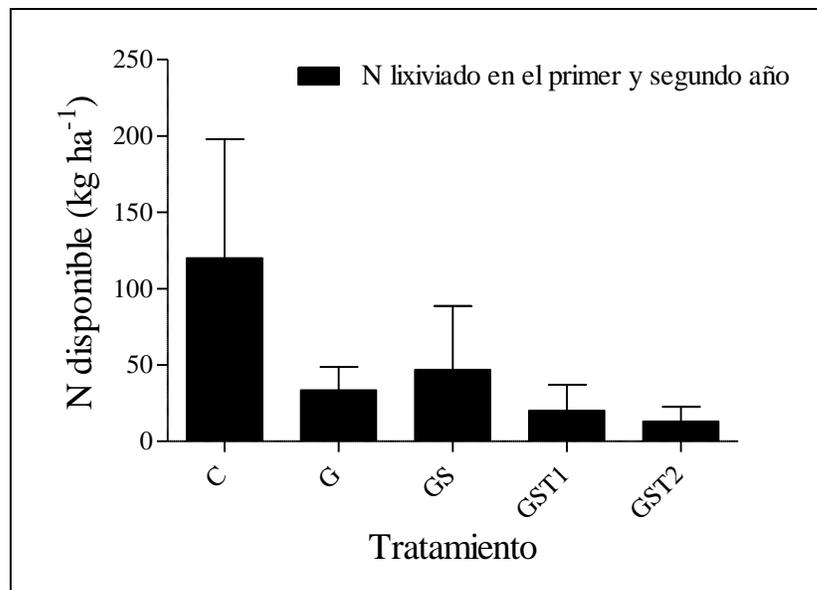


Figura 11. Nitrógeno (N) disponible lixiviado según tratamiento en el primer y segundo año de evaluación en San Luis.

Al comparar ambos años de estudio, se presentaron diferencias estadísticamente significativas ($p<0,05$, prueba de Fisher) entre el año uno y el año dos, con medias de 13 y 33 kg N ha⁻¹ año⁻¹, respectivamente. De acuerdo a Gallyas (2015), las precipitaciones son uno de los principales factores responsables de la lixiviación de N hacia napas subterráneas, por lo que la mayor precipitación en el segundo año de evaluación podría ser la causante de la mayor cantidad de N lixiviado.

De acuerdo al Cuadro 9, los valores encontrados parecieran ser relativamente altos en relación a otros valores de referencia. Apablaza (2015) reportó valores que bordean los 30

kg ha⁻¹ para una parcela control durante los meses de octubre a abril de 2013 en SL, mientras que Castillo (2015) reportó una lixiviación de 23 kg N-NO₃ ha⁻¹ para los meses de mayo a septiembre de 2013 en SL.

Absorción de nitrógeno por las plantas

Para el sitio CLC, no hubo una gran diferencia de N acumulado entre los tratamientos en el período de estudio (Cuadro 8). Sin embargo, al comparar el N acumulado en la biomasa de BS para el segundo año en relación al primero (Figura 12), claramente existió una tendencia a la mayor acumulación de N en los tratamientos GST1 y GST2, con 2,6 y 1,6 veces la cantidad acumulada el primer año respectivamente. Lo anterior puede estar relacionado estrechamente a una mayor tasa de crecimiento de árboles y arbustos de los tratamientos. Al respecto, Reyes *et al.* (2009) indican que *D. winteri* es una de las especies de mayor potencial de crecimiento del bosque nativo chileno.

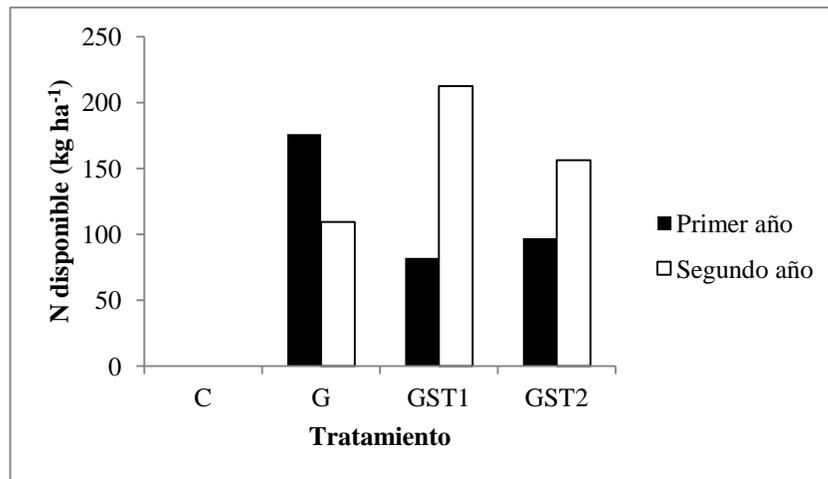


Figura 12. Medias de nitrógeno (N) disponible presente en biomasa de biofiltros en el primer y segundo año de evaluación en El Caleuche.

Estos resultados podrían confirmar que probablemente el aumento de escurrimiento superficial a la salida del tratamiento G se deba a una disminución en la biomasa, así como también que los tratamientos GST1 y GST2 tuvieron mayor retención del N en flujo subsuperficial debido al mayor crecimiento de los tratamientos.

En SL, el tratamiento con pradera, a diferencia del sitio CLC y del resultado obtenido el primer año, tuvo una notoria predominancia como acumulador de N en biomasa (Figura 13). Cabe destacar que los tratamientos GST1 y GST2 absorbieron una cantidad semejante de N para ambos sitios, por lo cual, factores como condiciones anaeróbicas en el suelo o la clase textural arcillosa (mayor resistencia mecánica) pudieron haber influido en el crecimiento menor del tratamiento con pradera en CLC.

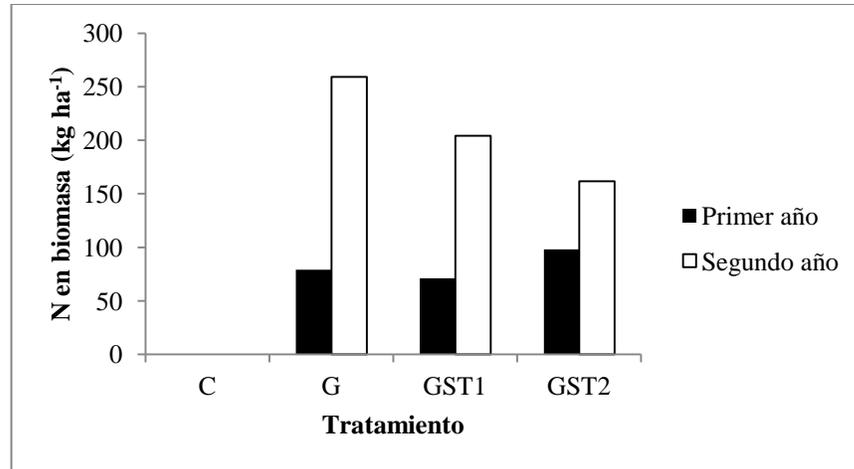


Figura 13. Medias de nitrógeno (N) disponible presente en biomasa de biofiltros en el primer y segundo año de evaluación en San Luis.

Por otra parte, puede que las propiedades físicas del sitio SL hayan sido modificadas en el tiempo por la presencia de especies vegetales, favoreciendo el crecimiento de la pradera. Además, Cardinali *et al.* (2014) agregan que los BS tienden a generar cambios en las propiedades del suelo como consecuencia de incrementar los niveles de MO.

CONCLUSIONES

En el presente estudio se encontró que biofiltros (BS) angostos de 5 m de ancho fueron efectivos en la reducción de las pérdidas de nitrógeno desde campos cultivados con maíz en Chile Central durante el segundo año de evaluación. Se identificó que el principal proceso de retención de N en los BS ubicados en el sitio El Caleuche (CLC) fue la remoción de formas nitrogenadas que se movilizan a través de flujo subsuperficial. Los resultados indicaron que si bien todos los tratamientos con BS fueron más efectivos que el tratamiento control (C), el tratamiento con chequén (GST1) fue el que presentó mayores capacidades para retener formas nitrogenadas desde flujos subsuperficiales. Por otro lado, BS angostos no presentaron diferencias estadísticamente significativas en el sitio San Luis (SL) en la remoción de formas nitrogenadas que se movilizan a través de lixiviación, lo que se relacionó con una baja cantidad de muestras y alta variabilidad en el período de estudio.

En el segundo año de evaluación se retuvieron mayores cargas de nitrógeno en el flujo subsuperficial que en el primer año, lo que estaría asociado a un aumento en la biomasa de los tratamientos, y por lo tanto, de su efectividad en la remoción de nitrógeno. De esta forma, el presente estudio permitió establecer un análisis más claro y consistente del comportamiento y efectividad de los sistemas de biofiltros en el tiempo.

LITERATURA CITADA

- Allen, R.; L. Pereira; D. Raes and M. Smith. 2006. Evapotranspiración del Cultivo. Guías para la determinación de los requerimientos de agua de los cultivos. Estudio FAO 56 de Riego y Drenaje. FAO-Organización de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentación. Roma, Italia. 298p.
- Anderson, D.; P. Glibert and J. Burkholder. 2002. Harmful algal blooms and eutrophication: nutrient sources, composition, and consequences. *Estuaries*, 25(4): 704–726.
- Apablaza, N. 2015. 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 Agrónomo. Santiago, Chile: Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. 34p.
- 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. and E. Bigon. 2002. Abatement of NO₃-N concentration in agricultural waters by narrow buffer strips. *Environmental Pollution*, 117(1): 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 and Environment*, 105(1-2): 101–114.
- Bot, A. and J. Benites. 2005. The importance of soil organic matter: key to drought-resistant soil and sustained food production. (bull. 80), FAO Soils Bulletin. Rome, Italy: FAO. 81p.
- Brink, C.; H. Van Grinsven; B. Jacobsen; A. Rabl, M. Holland, Z. Klimont. *et al.* 2011. Costs and benefits of nitrogen in the environment (ch. 22, pp. 513-540). In: Sutton, M.; C. Howard; J. Willem; G. Billen; A. Bleeker; P. Grennfelt. *et al.* (Eds.). The European Nitrogen Assessment: Sources, Effects and Policy Perspectives [Online]. Cambridge, UK: Cambridge University Press. 664p. Retrieved in: <<http://www.nine-esf.org/ENA-Book>> Consulted in: july, 2014.
- Camargo, J. and A. Alonso. 2007. Contaminación por nitrógeno inorgánico en los ecosistemas acuáticos: problemas medioambientales, criterios de calidad del agua, e implicaciones del cambio climático. *Ecosistemas*, 16(2): 98–110.
- Cardinali, A.; P. Carletti; S. Nardi and G. Zanin. 2014. Design of riparian buffer strips affects soil quality parameters. *Applied Soil Ecology*, 80: 67-76.

Castillo, B. 2015. Efecto de la incorporación de rastrojo de maíz (*Zea mays* L.) en conjunto con la aplicación de urea o metil-urea en la mineralización y lixiviación de nitrógeno en un suelo de textura gruesa. Tesis Ingeniero Agrónomo y Magíster en Manejo de Suelos y Aguas. Santiago, Chile: Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. 60p.

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.

Daniels, R. and J. Gilliam. 1996. Sediment and chemical load reduction by grass and riparian filters. *Soil Science Society of America Journal*, 60: 246–251.

Del Carmen, M. and W. Effland. 2010. Pedogenic and biogenic siliceous features (ch. 21, pp. 471-496). In: Stoops, G; V. Marcelino and F. Mees (Eds.). Interpretation of micromorphological features of soils and regoliths. Amsterdam, The Netherlands: Elsevier. 707p.

Doney, S. 2010. The Growing Human Footprint on Coastal and Open-Ocean Biogeochemistry. *Science*, 328(5985): 1512-1516.

Dorador, C.; R. Pardo y I. Vila. 2003. Variaciones temporales de parámetros físicos, químicos y biológicos de un lago de altura: el caso del Lago Chungará. *Revista Chilena de Historia Natural*, 76(1): 15–22.

EEA, European Environment Agency (Ed.). 2005. Source apportionment of nitrogen and phosphorus inputs into the aquatic environment. (tech. rep. N°7). Luxembourg: EEA. 285p.

Erismán, J.; H. Van Grinsven; B. Grizzetti; F. Bouraoui; D. Powlson; M. Sutton. *et al.* 2011. The European nitrogen problem in a global perspective (ch. 2, pp. 9-31). In: Sutton, M.; C. Howard; J. Erismán; G. Billen; A. Bleeker; P. Grennfelt. *et al.* (Eds.). The European Nitrogen Assessment: Sources, Effects and Policy Perspectives [Online]. Cambridge, UK: Cambridge University Press. 664p. Retrieved in: <<http://www.nine-esf.org/ENA-Book>> Consulted in: July, 2014.

Fewtrell, L. 2004. Drinking-Water Nitrate, Methemoglobinemia, and Global Burden of Disease: A Discussion. *Environmental Health Perspectives*, 112(4): 1371–1374.

Follett, R. 2008. Transformations and Transport Processes of Nitrogen in Agricultural Systems. (ch. 2, pp. 19-50). In: Hatfield, J. and R. Follett (Eds.). Nitrogen in the environment: sources, problems, and management. 2nd Ed. San Diego, USA: Academic Press. 702p.

Gallyas, J. 2014. Efecto de la aplicación de purines de cerdo en la dinámica del nitrógeno, en suelos de textura gruesa bajo cultivo de maíz (*Zea mayz* L.) en la comuna de San Pedro, Región Metropolitana. Tesis Ingeniero Agrónomo y Magíster en Manejo de Suelos y Aguas. Santiago, Chile: Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. 34p.

- Gutiñas, M.; M. Leirós; C. Trasar-Cepeda and Gil-Sotres, F. 2012. Effects of moisture and temperature on net soil nitrogen mineralization: A laboratory study. *European Journal of Soil Biology*, 48: 73-80.
- Hach. 2005, november. 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. 34p.
- Lee, K; T. Isenhardt; R. Schultz and S. Mickelson. 2000. Multispecies riparian buffer trap sediment and nutrient during rainfall simulations. *Journal of Environmental Quality*, 29(4): 1200-1205.
- 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.
- Matus, F.J. and J. Rodríguez. 2004. A simple model for estimating the contribution of nitrogen mineralisation to the nitrogen supply of crops from a stabilized pool of soil organic matter and recent organic input. *Plant and Soil*, 162: 259-271.
- 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. Cincinnati, Ohio, U.S: EPA. 40p.
- Mendoza, G.; R. Urrutia y R. Barra (Eds.). 2006, feb. Calidad del agua y de sedimentos del Lago Lanahue y sus tributarios, sector Contulmo, primavera – verano 2005. (doc. tec), Unidad de Sistemas Agrícolas, Centro EULA, Universidad de Concepción. Concepción, Chile: Centro EULA. 18p.
- Nájera, F.; Y. Tapia; C. Baginsky; V. Figueroa; R. Cabeza y O. Salazar. 2015, febrero. 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.
- Noij, I.; M. Heinen; H. Heesmans; J. Thissen and P. Groenendijk. 2012. Effectiveness of Unfertilized Buffer Strips for Reducing Nitrogen Loads from Agricultural Lowland to Surface Waters. *Journal of Environmental Quality*, 41(2): 322–333.
- Parra, O.; C. Valdovinos; R. Urrutia; M. Cisternas; E. Habit y M. Mardones. 2003. Caracterización y tendencias tróficas de cinco lagos costeros de Chile Central. *Limnetica*, 22(1-2): 51–83.

Raison, R.; M. Connel; and P. Khanna. 1987. Methodology for studying fluxes of soil mineral-N *in situ*. *Soil Biology and Biochemistry*, 19(5): 521–530.

Realini, P. 2015. Validation of non-destructive techniques to estimate the nitrogen retention in the vegetation components of buffer strips. Tesis Ingeniero Agrónomo y Magíster en Manejo de Suelos y Aguas (*en desarrollo*).

Reyes R.; P. Donoso; C. Donoso y C. Navarro. 2009. Crecimiento de renovales de *Drimys winteri* después de 16 años de aplicados distintos tratamientos de raleo en las cordilleras de Los Andes y de la Costa en Chile. *Bosque*, 30(3): 117-126.

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. 60p.

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. Santiago, Chile: INIA. 164p.

Salazar, O.; S. Hansen; P. Abrahamsen; K. Hansen and P. Gundersen. 2013. Changes in soil water balance following afforestation of former arable soils in Denmark as evaluated using the DAISY model. *Journal of Hydrology*, 484: 128–139.

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.

Santibáñez, F. y J. Uribe. 1993. Atlas agroclimático de Chile: regiones sexta, séptima, octava y novena. Santiago de Chile: Facultad de Ciencias Agrarias y Forestales, Universidad de Chile. Esc. 1: 1.500.000. 99p. [1] Lám. Blanco y negro.

Sweeney, B. and D. Newbold. 2014. Streamside forest buffer width needed to protect stream water quality, habitat, and organisms: a literature review. *Journal of the American Water Resources Association*, 50(3): 560-584.

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(5): 483-490.

Thawait, A and M. Chauhan. 2014. Riparian Vegetated Buffer Strips for Stream Water Quality Restoration. *Journal of Environmental Science and Sustainability*, 2(1): 1-6.

Vila, I.; V. Montecino; H. Mulhauser y S. Cabrera. 1986, febrero. Diagnóstico y Evaluación del potencial biológico de lagos naturales y artificiales de Chile Central. *Ambiente y desarrollo*, 2(1): 127-137.

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: 1-9.

ANEXO I

Propiedades físicas y químicas de los suelos

1. Propiedades físicas y químicas de suelos en San Luis (SL).

| Profundidad cm | Propiedades ¹ | | | | | | | | |
|-------------------|--------------------------|-----------------------------|-------|------|----------------|--------------------|-------------------|--------------------|--------------------------------------|
| | Db | Clase textural ² | AA | MOS | N _T | pH _{agua} | 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 |

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

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

2. Propiedades físicas y químicas de suelos en El Caleuche (CLC).

| Profundidad cm | Propiedades ¹ | | | | | | | | |
|-------------------|--------------------------|-----------------------------|-------|------|----------------|--------------------|-------------------|--------------------|--------------------------------------|
| | Db | Clase textural ² | AA | MOS | N _T | pH _{agua} | 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 |

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

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

ANEXO II

Descripción morfológica de los suelos

Sitio San Luis (SL): Comuna de Pichidegua, Región de O'Higgins (34°22' S, 71°25' O, altitud 124 msnm). Cartográficamente pertenece a un misceláneo de terrazas aluviales no diferenciadas (CIREN, 1996). Clasificación taxonómica (Soil Taxonomy, 2010): Inceptisol

| Prof. (cm) | Descripción |
|----------------------------------|---|
| 0-15 A_p | 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. |
| 15-39 A₂ | 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. |
| 39-73 B_{w1} | 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. |
| 73-103 B_{w2} | 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. |
| 103-132 C | 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. |
| 132-155+ C_g | 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): Comuna de Pichidegua, Región de O'higgins (34°25' S, 71°21' O, altitud 136 msnm). Serie de suelos El Caleuche (CIREN, 1996). Typic Duraqualf (Alfisol)

| Prof. (cm) | Descripción |
|---------------------------------|--|
| 0-9 A_p | 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. |
| 9-22 A₂ | 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. |
| 22-35 AB | 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. |
| 35-51 B₁₁ | 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 redoximórficos escasos (5 YR 4/6); lentes de arena comunes, límite lineal claro. |
| 51-75 B₁₂ | 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. |
| 75-96 C | 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. |
| 96-115 C_{qm} | Gris muy oscuro (2,5 Y 3/1); arenosa; estructura grano simple; poros finos abundantes; raíces finas abundantes. Observaciones: agua libre. Duripan. |

ANEXO III

Coefficiente del cultivo (kc)

1. Utilizado para las especies establecidas en los biofiltros.

| Especie | kc | Referencia |
|---------------|-----|------------------------------|
| Suelo Desnudo | 0,2 | Allen <i>et al.</i> , 2006. |
| Festuca | 0,5 | Allen <i>et al.</i> , 2006. |
| Fuchsia | 0,6 | Salazar <i>et al.</i> , 2013 |
| Arrayán | 0,9 | Salazar <i>et al.</i> , 2013 |
| Canelo | 0,8 | Salazar <i>et al.</i> , 2013 |

2. Utilizado para el maíz de acuerdo a su estado fenológico.

| ¹ Mes | kc utilizado |
|------------------|--------------|
| Octubre | 0,3 |
| 10 de Noviembre | 0,6 |
| 11 de Noviembre | 0,8 |
| Diciembre | 1,0 |
| Enero | 1,1 |
| Febrero | 0,8 |
| Marzo | 0,2 |
| Abril | 0,2 |

¹Los valores fueron obtenidos a partir de información rescatada por Allen *et al.*, (2006)

ANEXO IV

El riego (R) aplicado al cultivo de maíz ($m^3 ha^{-1}$), se estimó a partir de valores medidos en un estudio ejecutado por INIA Rayentué (Antúnez, 2013). El $Es_{(campo\ maíz)}$ durante la temporada primavera-verano, fue estimado a partir de valores obtenidos en el estudio previamente descrito, multiplicando el factor de escurrimiento (%) por el volumen de agua de riego aplicado ($m^3 ha^{-1}$). Para los biofiltros se multiplicó el factor de escurrimiento (%) por el escurrimiento proveniente del campo de maíz ($m^3 ha^{-1}$).

Para estimar los valores de escurrimiento superficial durante la temporada de otoño-invierno se utilizó el software MAUCO (Lemus y Navarro, 2003). Así, el escurrimiento superficial se obtuvo a partir del producto entre el coeficiente de escorrentía calculado y la cantidad de agua caída (mm) en cada evento de precipitación (Pp) registrado durante el período de estudio.

Durante la temporada de crecimiento del cultivo en el sitio SL, el agricultor aplicó un riego adicional (Ra) especialmente enfocado a regar el sector de los biofiltros, valor que se estimó en base a los datos registrados en el estudio de INIA.

Para la determinación de la variación del contenido de agua ($\Delta\theta$) se tomó una muestra de suelo (0-100 cm) en cada sitio al inicio y al final del estudio y se determinó el contenido de agua mediante secado en estufa a $105^\circ C$ hasta masa constante.

La P no se midió en terreno, por lo tanto en el sitio SL este componente del balance se estimó en el campo de maíz (ec. 1) y en los biofiltros (ec. 2). El $FLss$ no se consideró en el balance hídrico de acuerdo a los resultados obtenidos por Salazar *et al.* (2014), quienes no observaron este tipo de flujo en el sitio.

$$P_{(campo\ maíz)} = Pp + R + Es - (ETc + \Delta\theta) \quad (1)$$

$$P_{(biofiltro)} = Pp + Es_{(campo\ maíz)} + Ra - (ETc + \Delta\theta) \quad (2)$$

Se destaca que en SL no se observó Es durante el invierno, y sólo se consideró para el campo de maíz durante la temporada de verano. En CLC, no existió P debido a la presencia del duripan y la principal salida fue por $FLss$, que se estimó para el campo de maíz (Ec. 3) y los biofiltros (Ec. 4).

$$FLSS_{(campo\ maíz)} = Pp + R - (Es + \Delta\theta) \quad (3)$$

$$FLSS_{(biofiltro)} = Pp + Es_{(campo\ maíz)} + FLSS_{(campo\ de\ maíz)} - (Es + \Delta\theta) \quad (4)$$

ANEXO V

Balance hídrico en los biofiltros de El Caleuche (CLC) en la temporada 2012-2013.

| Temporada/ tratamiento | Balance hídrico ¹ | | | | | | |
|---------------------------|------------------------------|-----------------------------------|-------------------------------------|------------|-----------|--------------------------|-----------------|
| | <i>Pp</i> | <i>Es</i> _(campo maíz) | <i>FLSs</i> _(campo maíz) | <i>ETc</i> | <i>Es</i> | <i>FLSs</i> ² | $\Delta \theta$ |
| -----mm----- | | | | | | | |
| <i>Otoño-invierno</i> | | | | | | | |
| C | 287 | 67 | 175 | 80 | 77 | 406 | -34 |
| G | 287 | 67 | 175 | 139 | 21 | 463 | -92 |
| GS | 287 | 67 | 175 | 143 | 23 | 460 | -96 |
| GST1 | 287 | 67 | 175 | 159 | 23 | 460 | -112 |
| GST2 | 287 | 67 | 175 | 155 | 23 | 460 | -108 |
| <i>Primavera- verano</i> | | | | | | | |
| C | 14 | 629 | 547 | 119 | 383 | 685 | -31 |
| G | 14 | 629 | 547 | 297 | 309 | 573 | -30 |
| GS | 14 | 629 | 547 | 309 | 309 | 561 | -29 |
| GST1 | 14 | 629 | 547 | 356 | 309 | 511 | -27 |
| GST2 | 14 | 629 | 547 | 344 | 309 | 524 | -27 |

¹*Pp*: precipitaciones, *Es*_(campo maíz): escurrimiento superficial desde el campo de maíz; *FLSs*_(campo maíz): flujo lateral subsuperficial desde el campo de maíz; *ETc*: evapotranspiración de cultivo; *Es*: escurrimiento superficial a la salida del biofiltro; *FLSs*: flujo lateral subsuperficial; $\Delta \theta$: variación en el contenido de agua entre el inicio y el final del estudio.

²Destacado en negrita la variable incógnita determinada en el estudio.

Balance hídrico en los biofiltros de San Luis (SL) en la temporada 2012-2013.

| Temporada/ tratamiento | Balance hídrico ¹ | | | | | |
|---------------------------|------------------------------|-----------|-----------------------------------|------------|-----------------------|-----------------|
| | <i>Pp</i> | <i>Ra</i> | <i>Es</i> _(campo maíz) | <i>ETc</i> | <i>P</i> ² | $\Delta \theta$ |
| -----mm----- | | | | | | |
| <i>Otoño-invierno</i> | | | | | | |
| C | 189 | 0 | 0 | 63 | 247 | -120 |
| G | 189 | 0 | 0 | 122 | 247 | -178 |
| GS | 189 | 0 | 0 | 126 | 247 | -182 |
| GST1 | 189 | 0 | 0 | 141 | 247 | -197 |
| GST2 | 189 | 0 | 0 | 138 | 247 | -194 |
| <i>Primavera- Verano</i> | | | | | | |
| C | 14 | 280 | 225 | 163 | 380 | -79 |
| G | 14 | 280 | 225 | 407 | 164 | -102 |
| GS | 14 | 280 | 225 | 423 | 150 | -98 |
| GST1 | 14 | 280 | 225 | 488 | 92 | -83 |
| GST2 | 14 | 280 | 225 | 472 | 107 | -87 |

¹*Pp*: precipitaciones, *Es*_(campo maíz): escurrimiento superficial desde el campo de maíz; *ETc*: evapotranspiración de cultivo; *P*: percolación profunda; $\Delta \theta$: variación en el contenido de agua entre el inicio y el final del estudio; *Ra*: Riego aplicado exclusivamente al sector de los biofiltros.

²Destacado en negrita la variable incógnita determinada en el estudio.

CAPÍTULO III: ARTÍCULO CIENTÍFICO

**INORGANIC NITROGEN LOSSES FROM IRRIGATED MAIZE FIELDS WITH
NARROW BUFFER STRIPS**