

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE PREGRADO

MEMORIA DE TÍTULO

**RELACIÓN ENTRE LA APLICACIÓN DE NITRÓGENO Y FÓSFORO EN EL CULTIVO
DE MAÍZ Y LA CALIDAD DE AGUA EN UNA MICROCUENCA DE CHILE CENTRAL**

VÍCTOR DANIEL HURTADO PEREIRA

Santiago, Chile
2015

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE PREGRADO

MEMORIA DE TÍTULO

**RELACIÓN ENTRE LA APLICACIÓN DE NITRÓGENO Y FÓSFORO EN EL
CULTIVO DE MAÍZ Y LA CALIDAD DE AGUA EN UNA MICROCUENCA DE
CHILE CENTRAL**

**RELATIONSHIP BETWEEN THE APPLICATION OF NITROGEN AND
PHOSPHORUS IN GROWING CORN AND WATER QUALITY IN A
MICROCATCHMENT OF CENTRAL CHILE**

VÍCTOR DANIEL HURTADO PEREIRA

Santiago, Chile
2015

UNIVERSIDAD DE CHILE
FACULTAD DE CIENCIAS AGRONÓMICAS
ESCUELA DE PREGRADO

Memoria de Título

**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 para optar al Título
Profesional de Ingeniero Agrónomo.

Víctor Daniel Hurtado Pereira

	Calificaciones
PROFESORES GUÍAS	
Sr. Osvaldo Salazar Guerrero. Ingeniero Agrónomo, MS. Ph.D.	7.0
Sr. Manuel Casanova Pinto. Ing. Agrónomo. M.Sc	7.0
PROFESORES EVALUADORES	
Srta. Yasna Tapia Fernández. Ing. Alimentos Dra.	6.8
Sr. Oscar Seguel S. Ingeniero Agrónomo, Dr.	5.5

Santiago, Chile
2015

AGRADECIMIENTOS

En primera instancia agradezco a mis profesores guía Osvaldo Salazar y Manuel Casanova por la paciencia y dedicación al trabajo realizado en conjunto para llevar a cabo la presente memoria de título.

También, quisiera agradecer a mi novia, Daniela Andrea Cordero Castro por la ayuda y el compromiso que presentó con este trabajo, ya que fue parte fundamental para poder realizar ciertas metodologías y correcciones, aclarando que todo fue de manera voluntaria y sin ninguna presión de por medio y principalmente por el apoyo que significa ella desde el inicio de mi formación universitaria. Te amo.

Agradecer, además, a mi amigo Hans Garro, por su amistad y compañerismo durante todo el proceso universitario y por su gran ayuda en mi proceso de titulación, también agradecer a las personas que me ayudaron y orientaron con este trabajo, en especial a Claudia Rojas.

Finalmente dar las gracias a mi familia en especial a mis padres, ya que gracias a la formación que ellos me brindaron pude cumplir uno de mis grandes sueños que era sacar una carrera profesional en la Universidad de Chile.

ÍNDICE

RESUMEN	1
SUMMARY	2
INTRODUCCIÓN	3
Hipótesis	7
Objetivo general.....	7
Objetivos específicos	7
MATERIALES Y MÉTODOS	8
Lugar del estudio.....	8
Clima y suelo	9
Balance de nitrógeno y fósforo	9
Caracterización del canal de desagüe.....	9
Balance hídrico	9
Levantamiento topográfico del área cultivada	10
Muestreo y análisis de agua	10
Carga de N y P	11
Análisis estadístico.....	12
RESULTADOS Y DISCUSIÓN	13
Balance de nitrógeno y fósforo	16
Análisis de series de tiempo.....	16
Balance hídrico	24
Carga de nitrógeno y fósforo	24
CONCLUSIONES	26
BIBLIOGRAFÍA	27

APÉNDICE 1	32
Caudales obtenidos durante el periodo de estudio	32
APÉNDICE 2	33
Cuadro resumen del comportamiento de las variables en el periodo de estudio.....	33
ANEXO 1	34
Clasificación de variables de calidad de agua.....	34

RESUMEN

Los procesos de contaminación difusa asociados a la actividad agrícola han sido estudiados e identificados como un problema ambiental a escala global, ya que degradan aguas superficiales y subsuperficiales, debido a aplicaciones excesivas de nitrógeno (N) y fósforo (P) en sistemas agrícolas. En la Región del Libertador General Bernardo O'Higgins uno de los principales cultivos es el maíz, el que presenta una baja eficiencia en el uso de N y P, generando un potencial alto de contaminación difusa de estos elementos. El objetivo general de la presente investigación fue cuantificar las cargas de N y P que aporta una microcuenca de 8 ha, donde se cultiva maíz para grano, a través de un canal de desagüe que se conecta a la red hidrológica del Río Tinguiririca. Se monitoreó durante siete meses (Enero-Agosto 2013) la calidad de aguas del canal de desagüe que cruza la microcuenca, obteniendo muestras semanales de agua en tres puntos ubicados a lo largo del canal. En estas muestras se evaluaron las concentraciones de nitratos (NO_3^-), amonio (NH_4^+), N-total (NT), fosfatos (PO_4^{3-}), P-total (PT), demanda química de oxígeno (DQO), conductividad eléctrica (CE), turbidez (Tur), sólidos totales (ST), sulfatos (SO_4^{2-}) y pH. Además, se realizó un reconocimiento de la topografía del sitio y de la profundidad efectiva del suelo, esta última limitada por un duripán. Se encontró un aumento durante el periodo de invierno de las concentraciones de NO_3^- , NH_4^+ y PO_4^{3-} , alcanzando valores máximos de 29 mg L^{-1} , 5 mg L^{-1} y 2 mg L^{-1} , respectivamente. Se encontraron diferencias significativas ($p > 0,05$, Tukey) en las variables de calidad de aguas entre las fechas de medición, particularmente en un evento de lluvia (75 mm), donde se registraron valores de NO_3^- de 35 mg L^{-1} . En el periodo de estudio, se cuantificó una carga total de 1.766 kg de N y 281 kg de P aportados por la microcuenca a la red hidrológica del Río Tinguiririca, el resto de las variables de calidad de agua como ST, SO_4^{2-} , turbidez y CE, sobrepasaron la norma establecida, mientras que las demás variables no lo hicieron.

Palabras claves: calidad de agua, contaminación difusa, fosfatos, nitratos.

SUMMARY

Non-point pollution associated to agricultural activities has been studied and identified as an environmental problem at a global scale. These processes impair surface and subsurface waters and have been related with excessive nitrogen (N) and phosphorus applications in agricultural systems. In the Libertador General Bernardo O'Higgins Region, in central Chile, maize is an important crop that presents a low efficiency in the N and P use, generating a high potential for non-point pollution. The main objective of this study was to quantify the N and P loads from 8 ha microcatchment, where maize grain is cultivated, through an open drainage channel connected to the hydrological network of the Tingiririca river. It was monitored the water quality during seven months (January-August 2013), when weekly samples were obtained in three sampling points along an open drainage channel. In the water samples the concentrations of nitrate (NO_3^-), ammonia (NH_4^+), total N (TN), phosphates (PO_4^{3-}), total P (TP), chemical oxygen demand (CQD), electrical conductivity (EC), turbidity (Tur), total solids (TS), sulphates (SO_4^{2-}) and pH were analyzed. In addition, a topographical and effective soil depth surveys it was carried out, the later restricted by a duripan. An increasing in NO_3^- , NH_4^+ and PO_4^{3-} concentrations during winter season it was found, with maximum values of 29 mg L^{-1} , 5 mg L^{-1} and 2 mg L^{-1} , respectively. There were detected significant differences ($p > 0,05$, Tukey) among water quality parameters during the sampling dates, specifically in the water samples collected after an important precipitation event (75 mm), when were registered concentrations of $35 \text{ mg NO}_3\text{-N L}^{-1}$, and after an irrigation, whit $60 \text{ NO}_3^- \text{ mg L}^{-1}$. During the study period 1.766 kg N and 281 kg P loads per microcatchment were quantified, the other water quality parameters as ST, SO_4^{2-} , turbidity and CE, exceed the official thresholds, whereas the other parameters did not.

Key words: water quality, non-point pollution, phosphate, nitrate.

INTRODUCCIÓN

El incremento de la población mundial en las últimas décadas ha generado un aumento de las necesidades y demandas alimenticias, provocando una creciente presión en mejorar los rendimientos de los cultivos a nivel planetario (IIDS, 2009).

El nitrógeno (N) y el fósforo (P) son los elementos que limitan en mayor grado los sistemas de producción agrícola, de los cuales el N es el elemento que ha generado los incrementos más significativos en los rendimientos de los cultivos (Havlin *et al.*, 2013). Es así como después de 1940, el uso de fertilizantes minerales experimentó un crecimiento exponencial, sin embargo, más allá de incrementar los rendimientos, generó una saturación del suelo, donde una proporción importante de los fertilizantes comenzaron a perderse; así, los excesos de estos elementos han generado impactos negativos en los cuerpos de agua superficiales y subsuperficiales asociados al suelo en todo el mundo (Vitousek *et al.*, 1997).

Las plantas absorben el N preferencialmente como amonio (NH_4^+) y en menor proporción como nitrato (NO_3^-); este anión presenta una solubilidad alta y generalmente se encuentra disuelto en la solución suelo, donde su movimiento está directamente relacionado a la dinámica de la fase líquida del suelo, las propiedades del mismo y las dosis de fertilizante (Armstrong y Burt, 1993; Novoa *et al.*, 2002). Dada la relación entre el riego y el movimiento de los NO_3^- en el suelo, la eficiencia en el uso del agua de riego y del N aplicado por fertilización adquiere gran relevancia si se pretende realizar una producción sustentable (Korsakov *et al.*, 2002).

Según la revisión realizada por Salazar y Nájera (2011), el NO_3^- en la solución suelo es bastante cambiante al estar el ión sujeto a procesos de transformación, pérdida e incrementos determinados por los aportes externos al sistema suelo. Este tipo de contaminante es transportado por el agua en condiciones de flujo saturado, insaturado y preferencial en el sistema suelo, causando serios problemas al alcanzar cuerpos de aguas superficiales. La pérdida de N de los suelos hacia los cuerpos de agua ocurre dentro de un proceso natural en todos los ecosistemas, por ende, la aplicación de fertilizantes nitrogenados y enmiendas orgánicas puede intensificar el riesgo de contaminación de aguas superficiales y subsuperficiales, por formas nitrogenadas, si éstas se mueven más allá de la zona de raíces de los cultivos.

Durante la década de los 90, numerosos estudios sugerían que la contaminación de aguas por fuentes nitrogenadas había cambiado de una escala local a una escala regional (Armstrong y Burt, 1993). Hoy en día, la contaminación por NO_3^- de cuerpos de agua es un tema de preocupación a nivel global, ya que la adición de NO_3^- por el hombre se ha incrementado exponencialmente, siendo la aplicación excesiva de fertilizantes nitrogenados la mayor alteración en el ciclo del N (Canfield *et al.*, 2010).

Por otro lado, el P se puede encontrar en el suelo tanto en formas orgánicas como inorgánicas, y en el agua se puede encontrar como P reactivo, P no reactivo o P total (PT) (Salazar *et al.*, 2011). La solubilidad del P en el suelo está condicionada por reacciones de sorción/desorción, precipitación/disolución y de inmovilización/mineralización por microorganismos, sin embargo, se caracteriza por ser un elemento muy poco móvil en el suelo (Barrow, 1983). De todas formas, el P aplicado como fertilizante fosfatado no permanece en su composición original, ya que una vez en contacto con el suelo sufre transformaciones químicas, casi siempre sujetas a fenómenos de adsorción y precipitación (Bomans *et al.*, 2005).

Aunque la concentración de P en el volumen de agua que percola a través del perfil del suelo es bajo, en suelos arenosos los procesos de sorción de P son menores que en suelos de texturas más finas, por lo que esperaría una mayor concentración de P en la solución del suelo una vez aplicados los fertilizantes fosfatados al sistema (Djordjic *et al.*, 2004).

La aplicación de P a suelos agrícolas es esencial para la mantención de los rendimientos de los cultivos en suelos con baja disponibilidad de este nutriente. Sin embargo, entradas continuas de este elemento, ya sea por la fertilización o la aplicación de estiércoles en exceso, puede producir una acumulación de P en el suelo, transformándose en una fuente potencialmente transportable hacia cuerpos de agua (McDowell *et al.*, 2002; Salazar *et al.*, 2011). En algunos estudios, se ha determinado que el mayor aporte de P a cuerpos de agua subterránea proviene de aguas de drenaje, las cuales son contaminadas por fuentes no puntuales, dentro de las cuales destaca la agricultura (Drolc y Zagorc, 2002).

Respecto al efecto nocivo del N y el P para el ambiente, se han provocado serios daños y modificaciones al equilibrio de los ecosistemas, todo esto mediante un proceso denominado eutrofización, este término se refiere a un proceso natural que conlleva a ecosistemas acuáticos eutróficos (ricos en nutrientes), a causa de aportes de nutrientes desde las cuencas a cuerpos de aguas (Carpenter *et al.*, 1998). La principal consecuencia es el deterioro acelerado de los lagos, ríos, estuarios y aguas marinas, en donde el proceso de eutrofización natural se adelantó por cientos o miles de años por las actividades humanas que suman y suman nutrientes (Burkholder *et al.*, 2007). Este fenómeno consta básicamente de un incremento en el crecimiento de plantas, algas y micro algas acuáticas, acumulación de fitoplancton y un aumento en los procesos de respiración y descomposición orgánica, que se da específicamente en ríos, lagos y zonas costeras de baja profundidad; ello conlleva una disminución de la biodiversidad y cambios ambientales asociados a estados de hipoxia permanente (Paerl, 1999).

En países desarrollados o en vías de desarrollo, la entrada en funcionamiento de plantas de tratamientos de agua y las restricciones mayores a las descargas de riles industriales a los cuerpos de agua, han generado que las principales entradas de NO_3^- a la red hidrológica provengan principalmente de fuentes no puntuales o difusas, tales como suelos con uso agrícola (Armstrong y Burt, 1993).

Debido a que las nuevas fuentes de N están creciendo y diversificándose (Donald *et al.*, 2002), es sumamente necesario, identificar y caracterizar dichas fuentes, su transporte, destinos biogeoquímicos y ecológicos, para evaluar y mitigar los impactos de la eutrofización. En las últimas décadas se ha experimentado el más rápido crecimiento en las fuentes de N y P antropogénico, tanto en términos de aporte como su escala geográfica. En base a esto, se estima que aproximadamente 20 a 40 % de la nueva entrada de N en las aguas costeras es de origen atmosférico y el resto constituye el aporte subterráneo, prácticamente toda ella atribuible al aumento de las emisiones agrícolas, urbanas e industriales (Paerl, 1999).

Según Ortiz L. (2009) el NO_3^- en aguas superficiales y subterráneas es fuente de preocupación para la salud, particularmente cuando el agua presenta niveles altos y es utilizada para consumo humano y/o animal. Si el consumo es continuo, puede causar metahemoglobinemia (síndrome de los bebés azules) en lactantes menores a 6 meses, cáncer en adultos y toxicidad al ganado y aves. Por ende, existen en Chile normas que establecen que la concentración máxima de NO_3^- y PO_4^{3-} en agua de consumo humano debe ser $<10 \text{ mg L}^{-1}$ (Anexo 1).

Chile no está ajeno al problema de contaminación de aguas por sistemas de producción agrícola. Recientemente se comenzó con un esquema de estudio de esta problemática a lo largo del tiempo (Arumi *et al.*, 2006), pero se han hecho pocos estudios que incluyan un monitoreo superior a un año para evaluar el impacto de las actividades agrícolas y los niveles de NO_3^- que aportan a los cuerpos de agua, en particular cultivos que reciben dosis altas de fertilizantes nitrogenados en la zona central de Chile (Salazar y Nájera, 2011).

Golembesky (2004) monitoreó durante un periodo de 13 meses los niveles de NO_3^- en pozos de agua subterránea cercanos a zonas agrícolas, donde encontró que los niveles eran superiores a los límites establecidos. Por otra parte, Iriarte (2007) logró identificar en la subcuenca del Río Cachapoal, una zona altamente vulnerable a contaminación de aguas por efecto de NO_3^- (principalmente en suelos con buen drenaje), los cuales presentaban concentraciones excesivas de NO_3^- en más de la mitad de los sitios muestreados.

De esta forma Donoso *et al.* (1999) mencionan que la zona central de Chile exhibe un aumento del transporte de NO_3^- por escorrentía superficial y percolación debido a: i) precipitaciones intensas en la época invernal (cuando el suelo está en barbecho), ii) baja eficiencia de riego durante primavera-verano y iii) fertilización nitrogenada elevada, asociado principalmente al cultivo de maíz para grano. Además, en la década de los 90, en la zona central del país ya se registraban dosis de fertilización superiores a 450 kg ha^{-1} de N, particularmente en la Región del Libertador General Bernardo O'Higgins, lo cual arrojó claras evidencias de procesos de eutrofización del lago Rapel, donde los principales afluentes del Río Cachapoal y el Río Rapel podrían estar recibiendo cargas altas de N y P desde suelos con uso agrícola. Según ODEPA-CHILE (2010), en esta zona, el cultivo de maíz para grano recibe dosis de N en un rango de 300 a 400 kg ha^{-1} , recomendadas sin tomar en consideración la demanda del cultivo en base al rendimiento esperado, ni tampoco el suministro desde el suelo, lo que genera una sobre fertilización permanente de N. Por lo

tanto, es importante realizar estudios en zonas agrícolas, aisladas del aporte de otras fuentes, y de esta forma, cuantificar el aporte de cargas de N y P proveniente de la agricultura a una escala de microcuenca.

Hipótesis

Una microcuenca con suelos de limitada profundidad efectiva (duripán), cultivados con maíz para grano y fertilizados en exceso, presenta concentraciones mayores a 10 mg L^{-1} de NO_3^- y PO_4^{3-} , en las vías de evacuación en comparación a las vías de ingreso de aguas.

Objetivo general

Cuantificar las cargas de nitrógeno y fósforo que aporta una microcuenca de la Región de O'Higgins cultivada con maíz para grano a un canal de desagüe, que se conecta a la red hidrológica del Río Tinguiririca.

Objetivos específicos

- Relacionar la recarga del canal de desagüe de una microcuenca al microrrelieve y la profundidad efectiva del suelo.
- Relacionar la concentración de nitratos (NO_3^-) y fosfatos (PO_4^{3-}) en el canal de desagüe con otros parámetros de calidad de agua.
- Caracterizar la variación temporal de las cargas de NO_3^- y otros parámetros de calidad de agua en el canal de desagüe.

MATERIALES Y MÉTODOS

Lugar del estudio

El estudio se realizó desde el 1 de enero al 1 de agosto del año 2013, en un sitio constituido de dos potreros: El Fondo y El Parrón, los cuales poseen en conjunto una extensión de 8 ha, manejados en un sistema maíz – barbecho. Se sitúan en una microcuenca ubicada en el valle central de Chile, Región del Libertador General Bernardo O'Higgins, Comuna de Pichidegua y específicamente en la localidad de El Caleuche (CLC) ($34^{\circ}25,72' S$, $71^{\circ}21,93' W$). El sitio en estudio es atravesado por un canal de desagüe denominado CLC, el cual fluye aguas abajo a un curso de agua de mayor caudal (estero La Condendada). En la Figura 1 se muestra el sitio de estudio y el canal de desagüe con los puntos de toma de muestra, correspondientes a entrada (CLC-1), medio (CLC-2) y salida (CLC-3) del canal de desagüe.

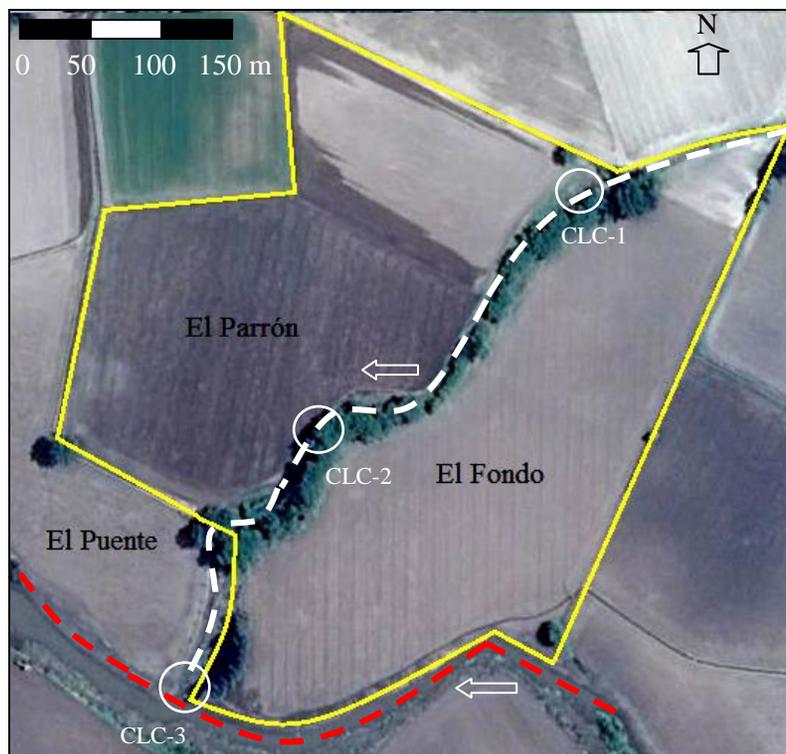


Figura 1. Potreros, canal CLC y estero demarcado (línea segmentada blanca y roja respectivamente), dirección del flujo en ellos (flechas) y puntos de toma de muestras (CLC-1, CLC-2 y CLC-3).

Clima y suelo

La Comuna de Pichidegua posee un clima Mediterráneo semiárido, con veranos cálidos e inviernos relativamente fríos; las precipitaciones se concentran en los meses de mayo a octubre y bordean una media anual de 690 mm, presentando una estación seca prolongada, con alrededor de siete meses en ausencia de lluvias (Santibáñez y Uribe, 1993).

El suelo del lugar de estudio pertenece a la Serie Caleuche y se clasifica como un Typic Duraqualf (CIREN, 1996). Se destaca su condición de suelos planos y delgados, con drenaje imperfecto y la presencia de un duripán silíceo (horizonte 2Cqm), que limita su profundidad efectiva. La textura dominante en superficie es fina, pero en profundidad cambia a gruesa.

Balance de nitrógeno y fósforo

Se realizó un balance de N y P que considera los siguientes componentes:

$$N_r, P_r = (S + Fe) - E \quad (1)$$

donde N_r y P_r corresponden al N y P residual, S es el suministro del suelo según Rodríguez (1993), estimado en base al historial de uso del suelo, en este caso, una sucesión de cultivos con rendimientos altos, mayor a cuatro años post-pradera, Fe corresponde a la fertilización y E corresponde a la extracción realizada por el cultivo, estimada según el rendimiento esperado y el requerimiento de $16,4 \text{ kg de N Mg}^{-1}$ de maíz (Setiyono *et al.*, 2010).

Caracterización del canal de desagüe

Se caracterizó el canal CLC en los tres puntos de medición (Cuadro 2), utilizando una mira topográfica y una huincha de 30 m para medir el ancho del canal y la profundidad media del cauce, también se utilizó un odómetro para medir la longitud total del canal. Se cuantifico la velocidad de flujo (V_f) semanalmente en los tres puntos de muestreo, utilizando como trazador una solución de *azul brillante* (colorante azul, de rápida disolución en agua) en un tramo de 10 m de longitud, donde se aplicó 1 L del producto diluido (2 g L^{-1}) al comienzo y se registró el tiempo que demoró el frente de avance del producto en cubrir la distancia total (Figura10).

Balance hídrico

En la microcuenca se estableció un balance hídrico, cuyos componentes (en mm) fueron:

$$\Delta\theta = (Pp + R) - (ETc + FL + ESr + ESP) \quad (2)$$

donde $\Delta\theta$ es el diferencial del contenido de agua en el suelo entre el inicio y el final del periodo de estudio (desde enero a agosto), Pp es la precipitación, R es el aporte de riego

durante enero y febrero según Antúnez (2013), ET_c la evapotranspiración del cultivo de maíz, FL es el flujo lateral subsuperficial, ES_r corresponde al escurrimiento superficial por riego y ES_p al escurrimiento superficial por precipitación. No se consideró la percolación profunda como una pérdida del sistema, ya que se asumió que el duripán, presente en profundidad, genera un impedimento permanente en el flujo vertical de agua.

Los datos climáticos necesarios para caracterizar la dinámica del agua del sitio de estudio se obtuvieron de una estación meteorológica privada, cercana al sitio (2,5 km), que aportó datos de las variables climáticas de: intensidad y frecuencia de P_p , velocidad del viento, temperatura, humedad relativa y radiación solar; algunas de las cuales fueron utilizadas para calcular la evapotranspiración potencial (ET_0) mediante la ecuación de Penman Monteith según Allen *et al.* (2006). Así la ET_c se calculó a partir de:

$$ET_c = ET_0 \times kc \quad (3)$$

donde ET_c es la evapotranspiración de cultivo (mm), ET_0 la evapotranspiración de referencia en (mm) y kc es el coeficiente de cultivo.

Se consideraron distintos escenarios para algunas variables del balance hídrico, de las cuales se tenía incertidumbre en su estimación. Así, se evaluaron tres posibles valores (mínimo, máximo y promedio) para: R , kc , FL y ES . El ES_p en lluvias de invierno se estimó aplicando el modelo MAUCO (Lemus, 2003), ante la ausencia de un monitoreo del agua que entra por efecto del riego y la que sale del sistema mediante escurrimiento superficial (ES); por otra parte, el FL fue estimado despejándolo de la ecuación 2.

Levantamiento topográfico del área cultivada

Para determinar la dirección del flujo superficial de agua y los límites de la microcuenca, dentro de cada sitio se llevó a cabo un levantamiento topográfico (altiplanimétrico), utilizando un nivel de ingeniero, donde se estableció una cuadrícula de medición de 50 m x 50 m. De igual forma, para determinar la dirección del flujo lateral subsuperficial (FL) que podría ser afectado por la presencia del duripán, se midió en los mismos puntos levantados la profundidad de esta estrata impermeable con un barreno agrológico. En base a esta información, se confeccionaron dos mapas topográficos: i) de la superficie del terreno que determinó la dirección de la escorrentía superficial, y ii) de la superficie del duripán que determinó la dirección del flujo lateral subsuperficial (FL).

Muestreo y análisis de agua

Las muestras de agua fueron colectadas en triplicado y semanalmente (enero a agosto de 2013), en los puntos de muestreo de CLC (Figura 1); se emplearon tres botellas de vidrio (0,25 L) que, mezcladas, finalmente constituyeron una muestra compuesta. Las muestras fueron transportadas en un cooler al Laboratorio de Química de Suelos y Aguas de la Facultad de Ciencias Agronómicas de la Universidad de Chile, para su posterior análisis, el cual se efectuó en todos los casos dentro de 48 h.

Previo al análisis de las variables en laboratorio las muestras fueron ambientadas a 20°C para realizar los análisis posteriores.

El pH fue medido con un potenciómetro con compensación de temperatura (Hanna Instruments, modelo HI 32221), la conductividad eléctrica (CE) con un conductivímetro con compensador de temperatura automático (Hanna Instruments, modelo HI 4321), los sólidos totales (ST) se determinaron por pérdida de masa secando la muestra a 103-105°C en un horno de flujo natural (Wisd. Laboratory Instruments, Won-105); todos estos métodos han sido propuestos por Sadzawka (2006). La turbidez fue medida mediante un turbidímetro (Hanna Instruments, modelo HI 83414) por nefelometría (EPA, 1993). Para medir las concentraciones de NO_3^- , NH_4^+ , y PO_4^{3-} se utilizaron los kits formulados por Hach (26053-45, 26069-45 y 27425-45, respectivamente) y un espectrofotómetro (Hach, modelo DR5000), como es indicado por Hach (2005). También, acorde a Hach (2005), se midió la demanda química de oxígeno (DQO), N total (NT) y fósforo total (PT), utilizando otros kits Hach (21258-25, 26717-45 y 26721-45, respectivamente), digestiones con un reactor digital (Hach, modelo DRB200) y un análisis colorimétrico con un espectrofotómetro (Hach, modelo DR5000). La concentración de sulfatos (SO_4^{2-}) se midió mediante método colorimétricos (Sadzawka, 2006). En el Anexo 1, se incluyen los criterios de clasificación de variables de la calidad de agua, mientras que en el Cuadro 1 se muestra el periodo específico de medición de dichas variables.

Cuadro 1. Variables de calidad de aguas analizadas durante el periodo de estudio.

Variables	Fecha de inicio	Fecha de término
NO_3^- , NH_4^+ , NT, PO_4^{3-} , pH, CE, turbidez, ST, DQO	04-01-2013	01-08-2013
PT	09-01-2013	01-08-2013
SO_4^{2-}	30-05-2013	01-08-2013

Carga de N y P

Para determinar la carga neta de N y P en las aguas se caracterizó el área de flujo del canal de desagüe:

$$A_f = h \times a \quad (4)$$

donde A_f corresponde al área de flujo (m^2), h es la altura (m) del tirante de agua y a corresponde al ancho (m) de la sección transversal del canal. Empleando los registros de velocidad de flujo (V_f) Y A_f se calculó el caudal entre fechas de muestreo (ver apéndice 1). Para obtener la carga de N y P ($C_{N\acute{o}P}$) durante el periodo de estudio, se utilizaron las concentraciones medidas de estos elementos:

$$C_{N\acute{o}P} = \sum [Q \times [N\acute{o}P]] \quad (5)$$

donde Q es el caudal de salida del canal de desagüe, obtenido del punto CLC-2, $[NóP]$ es la concentración de N o P resultante del diferencial entre el punto de salida (CLC-2) de la microcuenca y el punto de entrada (CLC-1), no se considera el punto CLC-3 en los cálculos ya que recibe aportes hídricos y de nutrientes de un campo colindante denominado “El Puente” (Figura 1). La carga obtenida para cada día de medición fue interpolada linealmente para obtener el aporte total de la microcuenca durante todo el periodo de estudio.

Análisis estadístico

Se utilizó un diseño en bloque completamente aleatorizado DBCA (reconociendo como factor de bloqueo las fecha de muestreo). Se realizó un ANDEVA a las variables medidas en el canal de desagüe, en caso de encontrar diferencias estadísticamente significativas, se utilizó el test de comparaciones múltiples de Tukey ($p < 0,05$).

Se realizó un análisis de serie de tiempo para todas las variables en estudio para identificar la periodicidad de estas. Por otro lado, se realizó una matriz de correlación para identificar relaciones estadísticamente significativas entre variables. Las variables fueron obtenidas de un periodo de estudio de 32 semanas, (1-01-2013 al 1-08- 2013) y para su procesamiento se utilizó el programa de análisis estadístico Minitab 15.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

La caracterización del canal de desagüe que divide los 2 potreros del estudio (El Fondo y El Parrón), se expone en el Cuadro 2. En las figuras 2 y 3 se incluye el plano altoplanimétrico obtenido del área cultivada de ambos potreros.

Cuadro 2. Características del canal de desagüe en sus puntos de muestreo.

Punto de muestreo	Profundidad	Ancho	Profundidad media del cauce	Longitud total
			----- m -----	
CLC-1	0,30	1,3	0,204	
CLC-2	0,95	2,3	0,270	400
CLC-3	1,20	5,0	0,380	

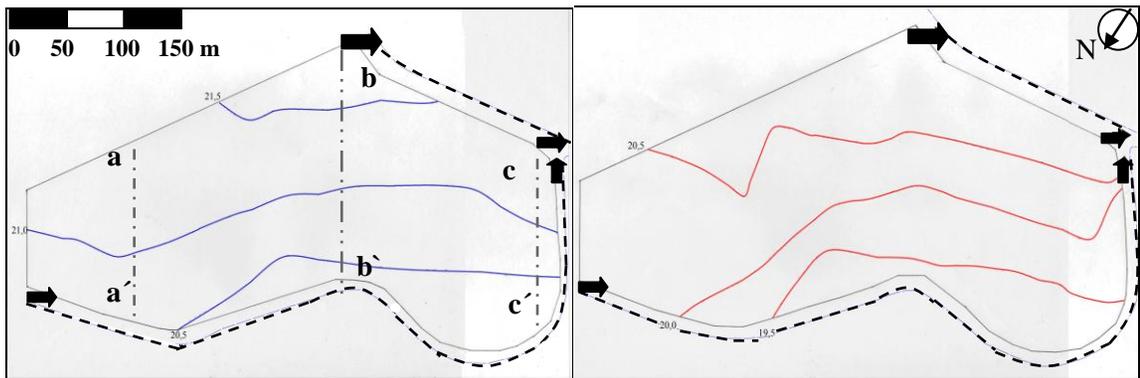


Figura 2. Altoplanimetría del potrero El Fondo. Curvas de nivel (m) de superficie (izquierda) y del duripán (derecha). La curva segmentada muestra el eje del curso de agua (CLC y estero) y las flechas negras la dirección del flujo del cauce. Los segmentos a-a', b-b' y c-c', representan los perfiles trazados (ver Figura 4).

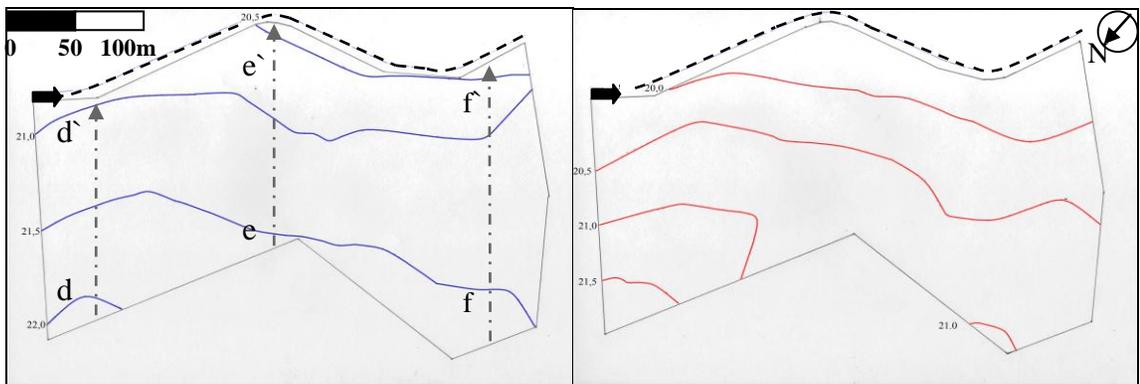


Figura 3. Altoplanimetría del potrero El Parrón. Curvas de nivel (m) de superficie (izquierda) y del duripán (derecha). La curva segmentada muestra el eje de los cursos del agua (CLC y estero) y las flechas negras la dirección del flujo del cauce. Los segmentos d-d', e-e' y f-f', representan los perfiles trazados (ver Figura 5).

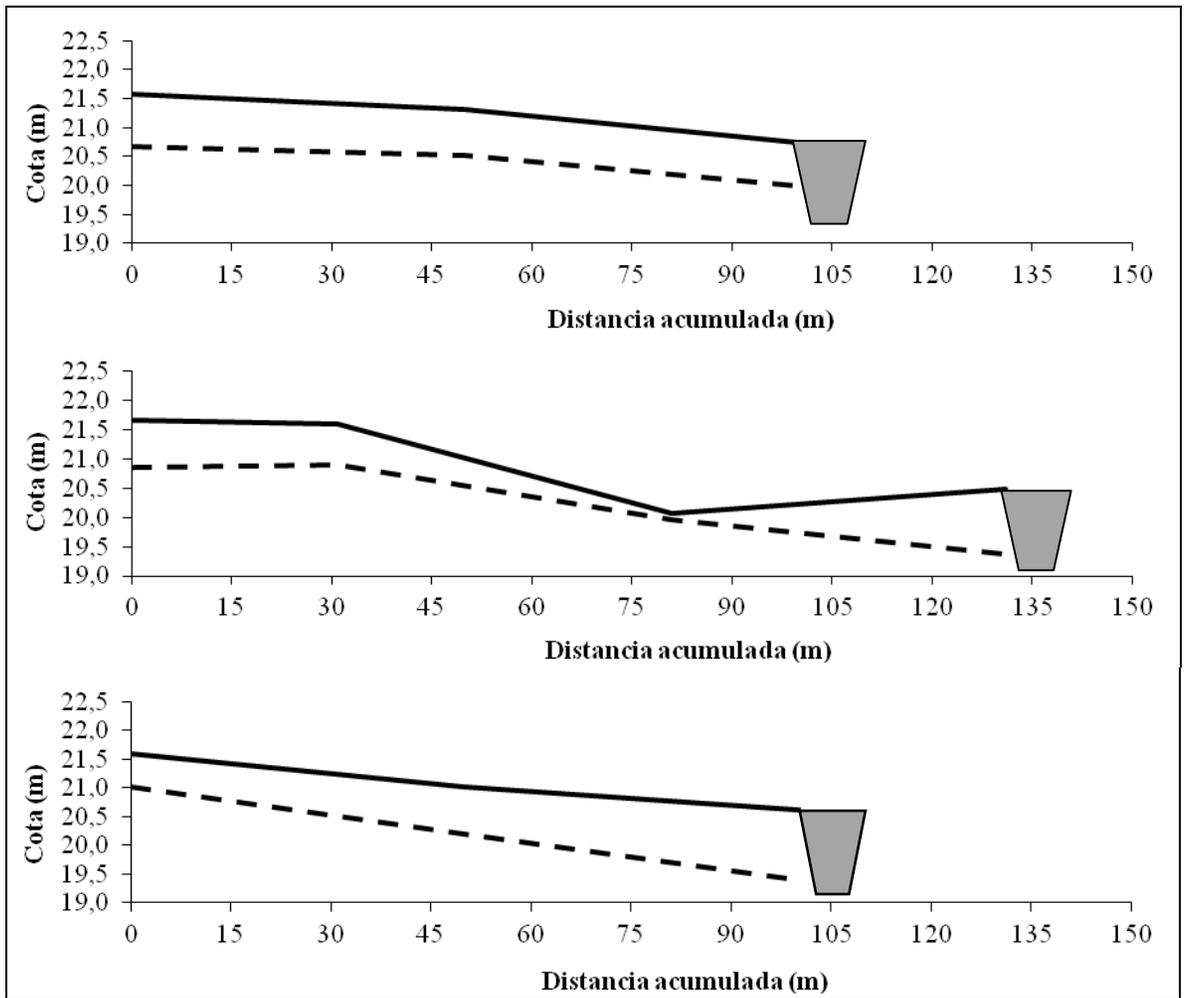


Figura 4. Perfiles a-a` (arriba), b-b` (al centro) y c-c` (abajo) de la Figura 2 para el potrero El Fondo. Relieve superficial (línea continua) y del duripán (línea segmentada).

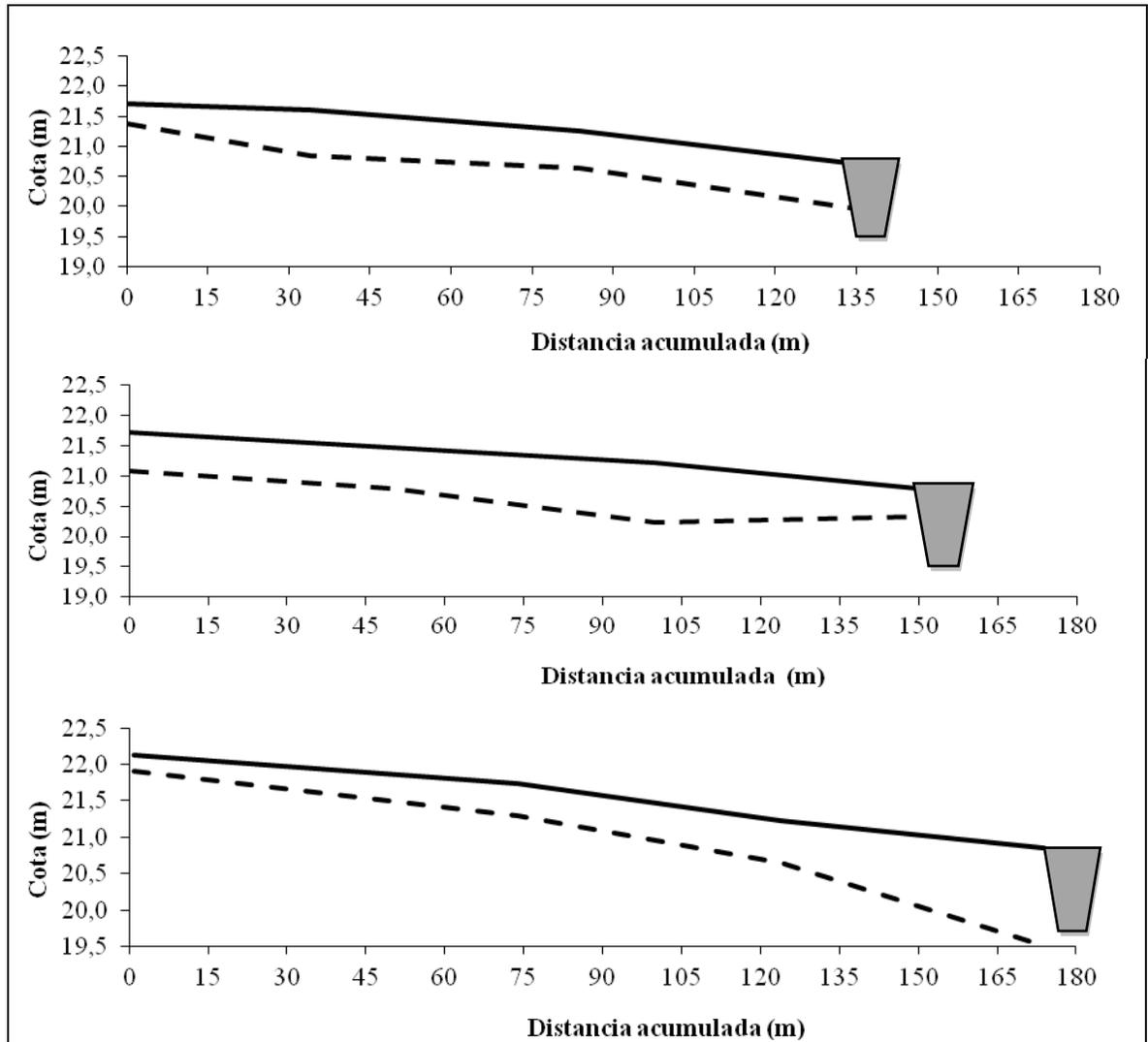


Figura 5. Perfiles d-d` (arriba), e-e` (al centro) y f-f` (abajo) de la Figura 3 para el potrero El Parrón. Relieve superficial (línea continua) y del duripán (línea segmentada).

El levantamiento topográfico tanto superficial como subsuperficial, muestra una clara pendiente dirigida a CLC, correspondiente a 1,98 y 1,68% en el campo El Fondo y El Parrón, respectivamente. Es importante destacar que cuando el suelo se satura y el agua no infiltra en el perfil, por ejemplo, durante un evento de lluvia o riego excesivo, un volumen importante de esta agua se moverá desde los potreros hacia CLC por escurrimiento superficial, en este caso todos los surcos de desagüe, ya sean aquellos hechos por el agricultor, como algunos surcos que se formaron sólo por la acción del escurrimiento superficial como consecuencia de la topografía del campo se conectan directamente con CLC. Por otra parte, la presencia de un duripán limita severamente el movimiento vertical de agua hacia estratas más profundas, por ende, la profundidad efectiva del suelo se ve restringida por esta estrata impermeable, mostrando en promedio los potreros El Fondo y El

Parrón profundidades efectivas de 0,98 y 0,76 m respectivamente, clasificado como suelos moderadamente profundos según CIREN (1996). Lo anterior genera un movimiento permanente de agua mediante flujo lateral subsuperficial hacia CLC. Por lo tanto, existe dos posibles vías por las cuales las formas nitrogenadas o fosforadas se muevan desde el suelo hacia el CLC: i) que éstas se encuentren en el suelo superficial adsorbidas a coloides y puedan ser desplazadas por eventos de escorrentía superficial o ii) si éstas se encuentran dentro del perfil en la solución suelo y pueden ser movilizadas por el agua que se mueve en sentido vertical (percolación) y acumularse sobre el duripán, y posteriormente iniciar un proceso de flujo lateral subsuperficial.

Balance de nitrógeno y fósforo

Los potreros utilizados para la producción de maíz para grano recibieron una aplicación de N aportados con mezcla maicera a la siembra y urea a la aporca, además un aporte de P en la mezcla maicera (Cuadro 3). Durante la temporada de estudio, el agricultor realizó la incorporación de los rastrojos de maíz obtenidos de la temporada anterior.

Cuadro 3. Balance de nitrógeno y fósforo (P_2O_5) en la microcuenca durante la temporada 2012-2013.

Nutriente	<i>S</i>	<i>Fe</i>	<i>E</i>	<i>N_r</i>	<i>P_r</i>
	----- kg ha ⁻¹ -----				
N	60	447	200	307	-
P	110	75	27	-	158

S, suministro; *Fe*, fertilización; *E*, extracción por el cultivo; *N_r*, nitrógeno residual y *P_r*, fósforo residual (ver ec. 1).

Análisis de series de tiempo

Las figuras 6 y 7 muestran los resultados de las variables de calidad de aguas, evaluadas durante un periodo de 7 meses.

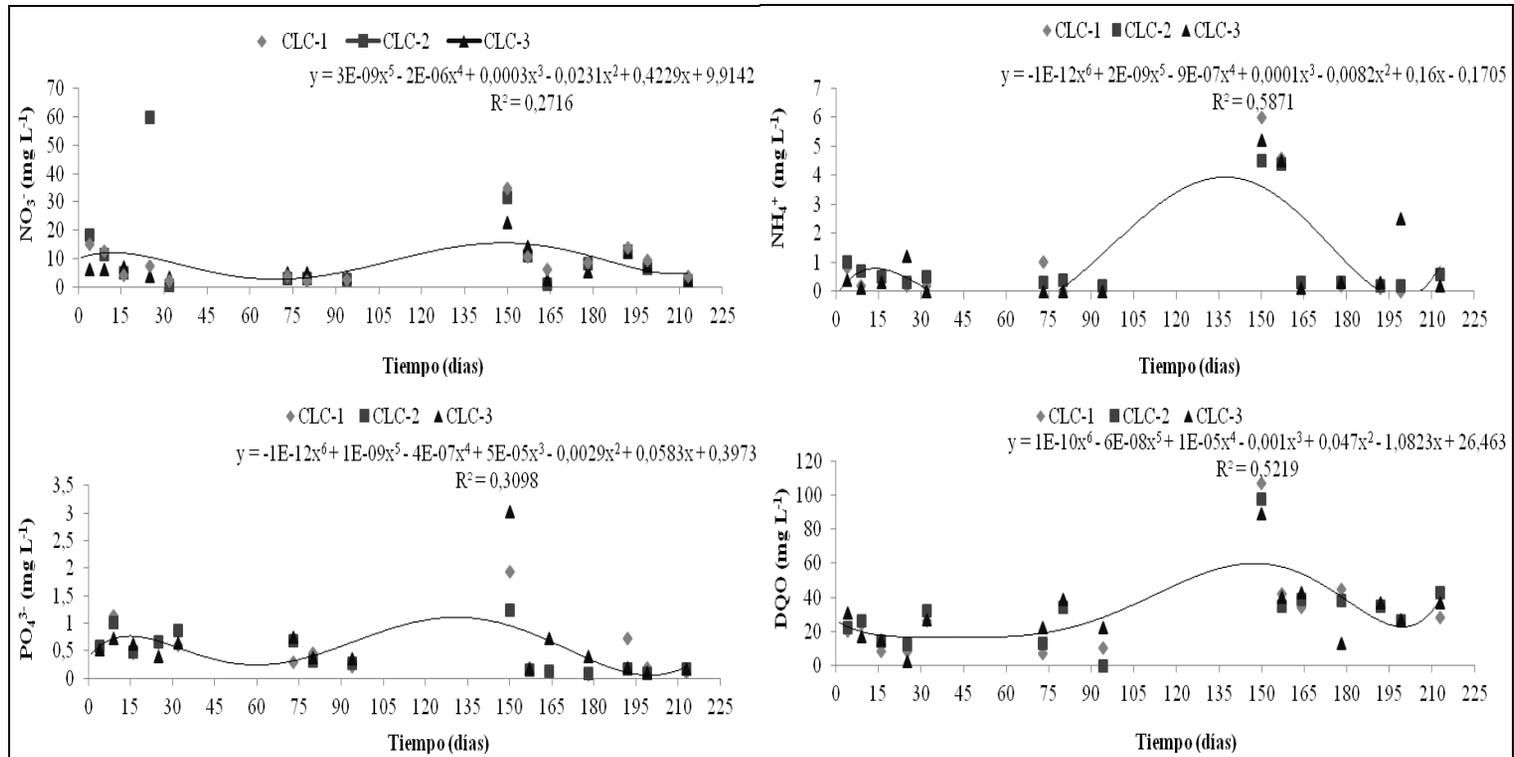


Figura 6. Variabilidad temporal de la concentración de NO_3^- , NH_4^+ , PO_4^{3-} y DQO en los puntos de muestreo de CLC (CLC-1, CLC-2 y CLC-3) durante el periodo de estudio.

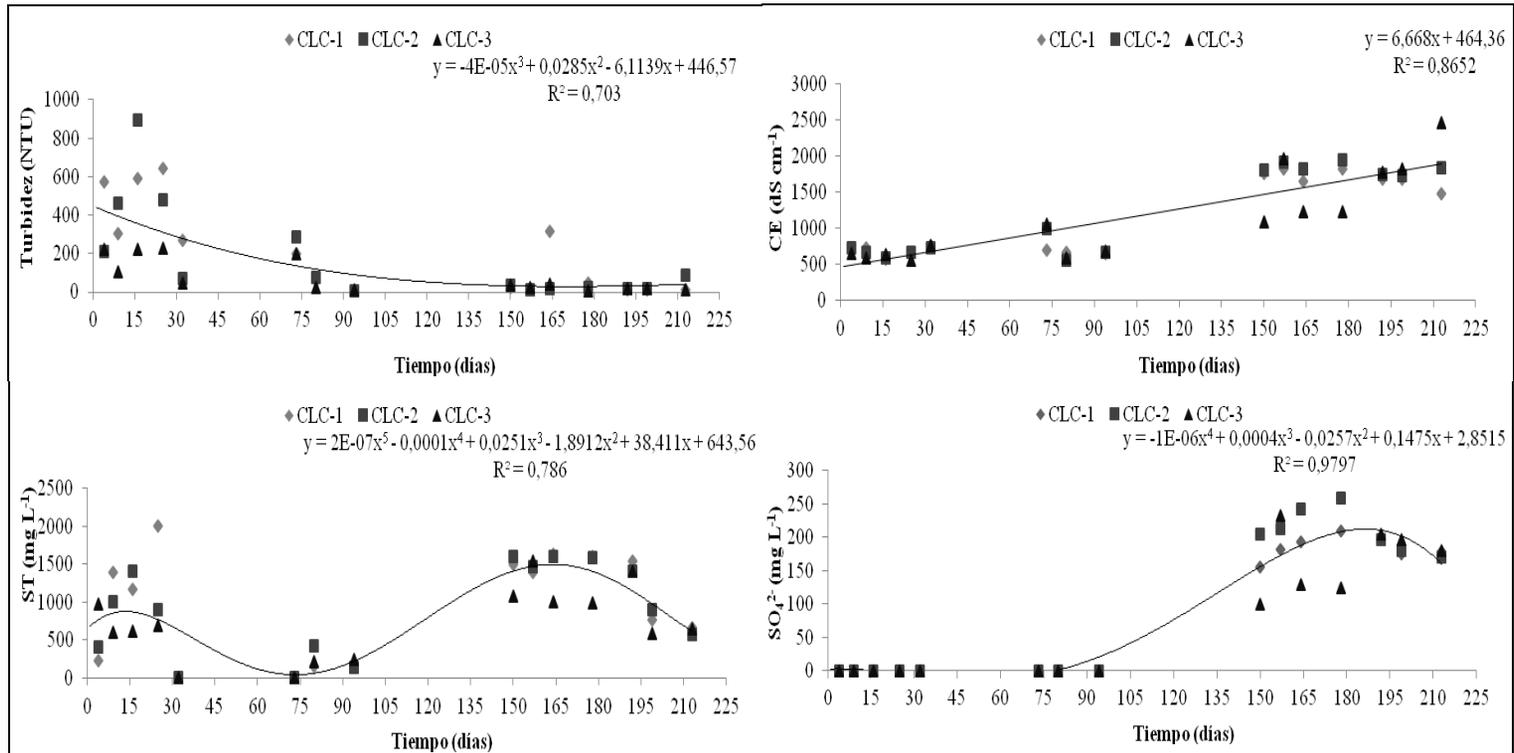


Figura 7. Variabilidad temporal de la concentración de turbidez, conductividad eléctrica (CE), sólidos totales (ST) y sulfatos (SO_4^{2-}) en los puntos de muestreo del canal de desagüe (CLC-1, CLC-2 y CLC-3) durante el periodo de estudio.

Las figuras 8 y 9 muestran el comportamiento de las variables NO_3^- , NH_4^+ y PO_4^{3-} , en comparación a las precipitaciones caídas.

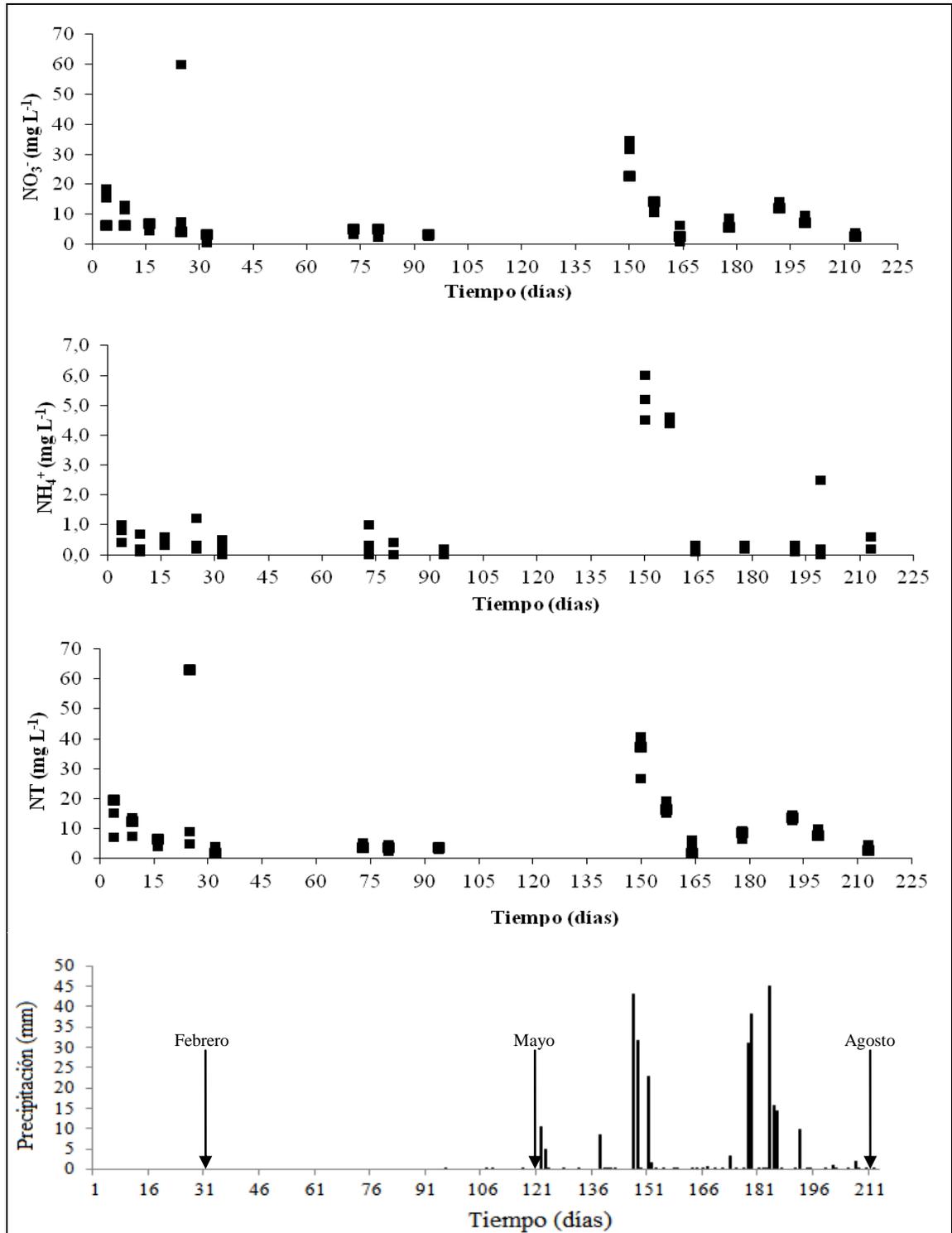


Figura 8. Variabilidad temporal de las concentraciones de nitrato (N- NO_3), amonio (N-

NH₄), nitrógeno total (NT) y precipitaciones durante el periodo de estudio.

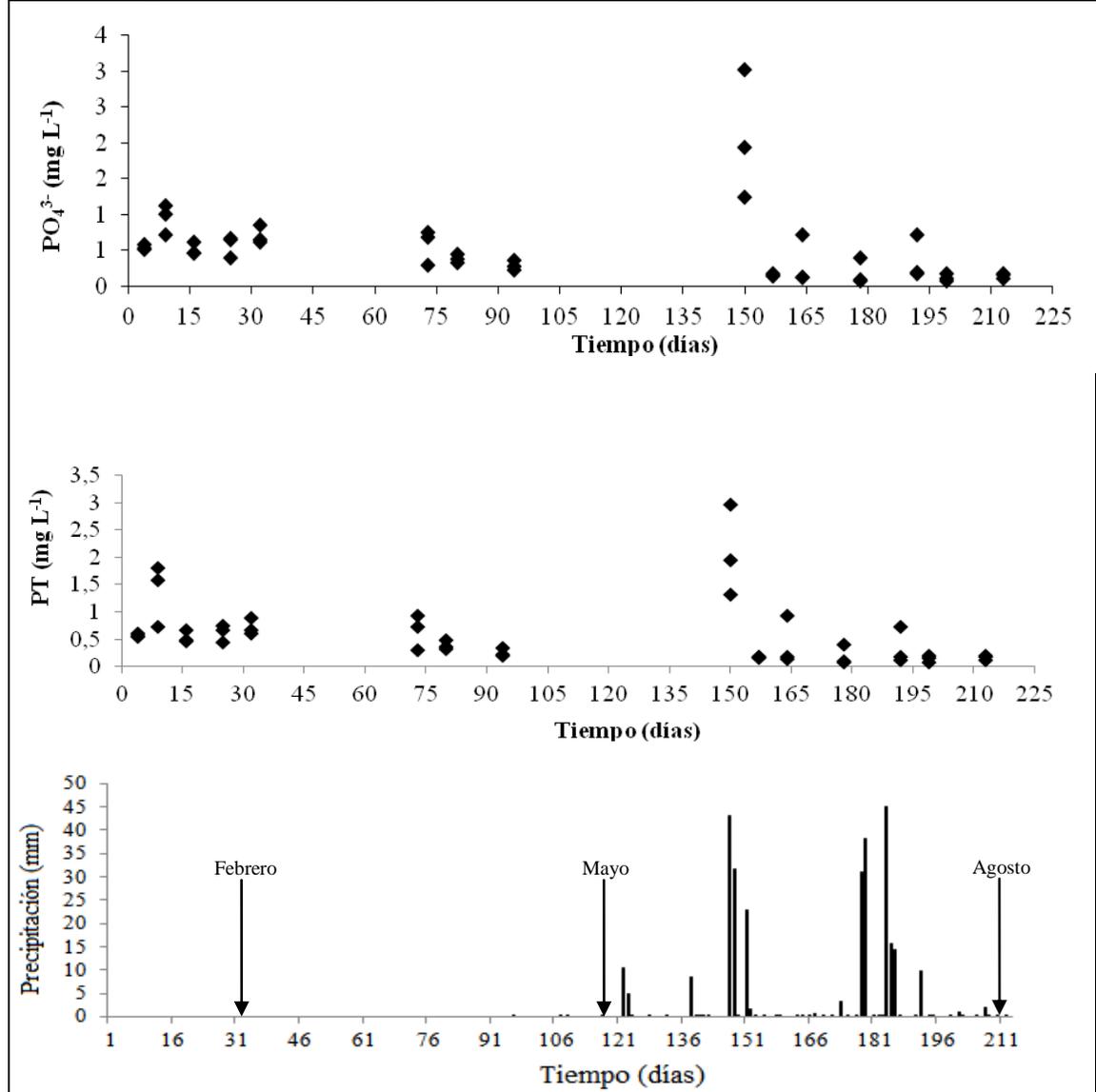


Figura 9. Variabilidad temporal de las concentraciones de fosfatos (PO_4^{3-}), fósforo total (PT) y precipitaciones durante el periodo de estudio.

Según los balances de N y P (Cuadro 3) realizados en la microcuenca, se pudo establecer que existió una sobrefertilización promedio de 44% y 36%, respectivamente, generando una saturación en el suelo con estos elementos. Lo anterior, combinado con un riego convencional de eficiencia baja y los fenómenos climáticos como lluvias de alta intensidad generarían un riesgo alto de contaminación difusa por N y P hacia el desagüe (CLC).

El análisis de series de tiempo correlacionó el nivel de asociación entre las variables medidas e indirectamente la influencia de factores climáticos. Entre los meses de mayo y julio, que corresponden a los meses de mayor aporte de agua por precipitaciones y los

meses de enero y febrero, donde el único aporte de agua a la microcuenca fue mediante riego. En consecuencia se reportaron concentraciones de N en las aguas que sobrepasaron los parámetros establecidos en la normativa chilena de calidad de aguas (INN, 1984), las cuales aumentaron durante los periodos de riego y en invierno, observándose en seis ocasiones un aumento de los NO_3^- que sobrepasaron los límites permitidos para consumo humano ($<10 \text{ mg L}^{-1}$). Comportamientos similares se apreciaron en las concentraciones de NH_4^+ , sobrepasando cinco veces la norma, ST sobrepasando once veces la norma, SO_4^{2-} sobrepasando siete veces la norma, la turbidez y CE sobrepasando en todos los eventos de medición la norma establecida. Las demás variables, a pesar del aumento en su magnitud en periodos de aporte de aguas, no sobrepasaron los límites establecidos (ver anexo 1).

Según un estudio realizado por Corradini (2012) en el mismo campo de la presente investigación, se encontró que mientras los valores de PO_4^{3-} y NH_4^+ se mantuvieron constantes en el tiempo, las concentraciones NO_3^- aumentaron durante el invierno del año 2012. Una tendencia similar se presentó en el estudio realizado por Bowes *et al.* (2011) en el río Frome, Reino Unido. Estos autores utilizaron una base de datos de 44 años, y encontraron que las concentraciones de PO_4^{3-} y NO_3^- mostraron ciclos anuales claros, con valores más altos en verano e invierno. Situación similar se presentó en estudios realizados por Hanrahan *et al.* (2003) en el mismo río, en el cual, las mayores cargas de PO_4^{3-} por fuentes no puntuales se identificaron en periodos de tormentas pertenecientes a los periodos de otoño - invierno. Este mismo efecto ha sido descrito por Hofmann *et al.* (2004), quienes evaluaron las concentraciones de NO_3^- en tubos de drenaje ubicados en campos de maíz en suelos arcillosos en un estudio de 6 años. Estos autores encontraron variaciones en las concentraciones de NO_3^- entre 7 y 15 mg L^{-1} y en los caudales de descarga se registraron variaciones de 5 a 40 $\text{m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ día}^{-1}$, llegando a la conclusión que la descarga es el factor dominante para determinar las variaciones temporales de la exportación de NO_3^- .

El comportamiento del NH_4^+ es similar al NO_3^- , mostrando aumentos de sus niveles en los mismos periodos de tiempo, pero con magnitudes notoriamente distintas, regidas por el fenómeno de solubilidad y de cargas que presentan estos elementos nitrogenados. Lo anterior corrobora que el NO_3^- sea mucho más móvil y con un potencial transporte mucho mayor que el NH_4^+ (Álvarez, 2004; Longeri *et al.*, 2001). De forma similar, el P, muestra tendencias a aumentar en periodos de descargas de agua, en este mismo sentido Sánchez *et al.* (2007) mencionan que se puede esperar un aumento de PO_4^{3-} en el periodo de invierno, en respuesta de las mayores cargas de P que surgen del aumento de la solubilidad de este elemento producida por una capa freática poco profunda, sobre todo si se presenta un duripán en el lugar de estudio.

Una excepción en cuanto al comportamiento de las variables en el periodo de medición, se registró en la variación en el tiempo que presentó la turbidez, ya que ésta disminuyó a medida que aumentan las precipitaciones, lo que podría indicar cierto efecto de dilución en los sólidos disueltos en el agua o bien las primeras precipitaciones se llevan los sedimentos sueltos disminuyendo el próximo material de arrastre (Villarroel, 2010).

El comportamiento presentado por la CE a diferencia de las demás variables, aumenta prácticamente de manera lineal a medida que transcurre el tiempo. Este comportamiento responde al aumento progresivo del aporte hídrico hacia CLC, después de 4 meses sin lluvia, arrastrando los solutos que en este periodo lograron quedar disponible en la fase de intercambio del suelo. De igual forma la turbidez disminuye su magnitud a medida que transcurre el tiempo y aumenta el aporte de agua, obteniendo los valores máximos en los periodos en los cuales el campo se encuentra bajo riego. Lo anterior se explica por el estado en el que se encuentra el CLC a lo largo del año, en el periodo de riego es sometido constantemente a labores de limpieza por lo tanto, cualquier aporte de agua a través del canal de desagüe fluye libremente hasta el estero. Sin embargo, posterior a la cosecha del maíz (marzo - abril), el canal de desagüe no es sometido a ningún tipo de limpieza, lo que favorece la acumulación de materiales (ramas, hojas, etc.) que generan un estancamiento en el libre avance del agua, disminuyendo así la velocidad del flujo y fuerza de arrastre a lo largo del canal favoreciendo la decantación de los sólidos, como muestra la Figura 10.

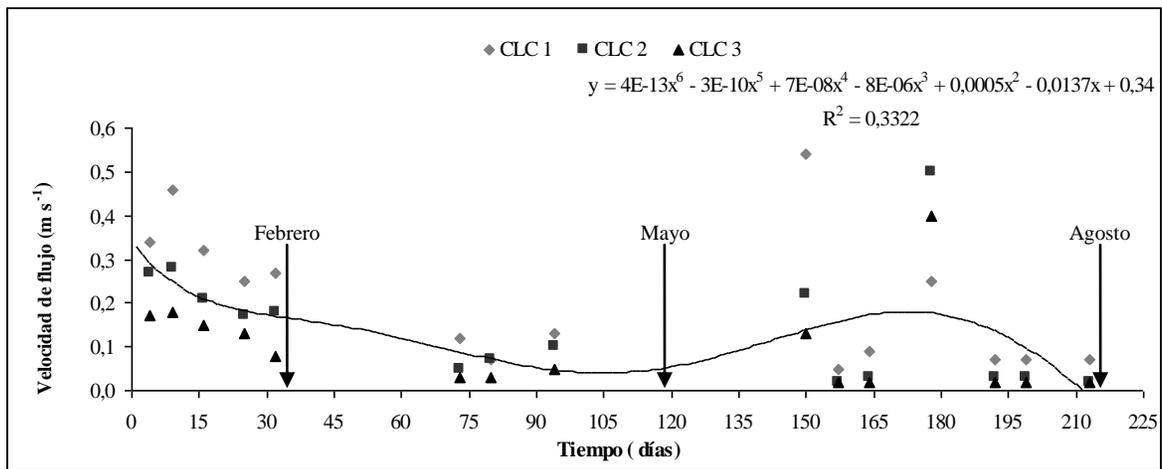


Figura 10. Variación temporal de la velocidad de flujo del canal de desagüe.

Se realizó una matriz de correlaciones incorporando todas las variables analizadas en laboratorio incluyendo las fechas de toma de muestra, con la finalidad, de identificar el grado de relación que existe entre ellas, las cuales se presentan en el Cuadro 4.

Cuadro 4. Matriz de correlación de las variables medidas en laboratorio incluyendo la fecha de toma de muestras. En negrita se destaca aquellas variables con significancia al 5%.

Variables	Fecha	NO ₃ ⁻	NH ₄ ⁺	NT	PO ₄ ³⁻	PT	DQO	Tur	pH	CE	SO ₄ ²⁻	ST
ST	0,396	0,327	0,350	0,353	0,056	0,112	0,376	0,099	0,121	0,511	0,619	-
SO ₄ ²⁻	0,904	0,106	0,360	0,144	-0,227	-0,190	0,498	-0,512	-0,036	0,954	-	-
CE	0,876	0,100	0,365	0,140	-0,219	-0,181	0,497	-0,507	-0,172	-	-	-
pH	0,027	0,054	-0,025	0,046	-0,044	-0,079	-0,006	-0,038	-	-	-	-
Tur	-0,650	0,131	-0,204	0,096	0,093	0,091	-0,392	-	-	-	-	-
DQO	0,451	0,403	0,677	0,452	0,557	0,503	-	-	-	-	-	-
PT	-0,187	0,384	0,412	0,404	0,941	-	-	-	-	-	-	-
PO ₄ ³⁻	-0,228	0,436	0,470	0,454	-	-	-	-	-	-	-	-
NT	0,019	0,993	0,538	-	-	-	-	-	-	-	-	-
NH ₄ ⁺	0,240	0,445	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
NO ₃ ⁻	-0,009	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Se observó que existieron variables que se correlacionaron con el factor tiempo, destacándose: SO₄²⁻, CE, turbidez y DQO, sin embargo, el resultado obtenido con el SO₄²⁻ no es representativo, ya que no se conoce el comportamiento de éste en los primeros 8 eventos de medición por dificultades del análisis en laboratorio, asignándosele un valor cero que forzó la correlación. Distinto comportamiento se observó con la turbidez, ya que esta variable disminuyó en periodos de lluvia, fenómeno que puede deberse al mayor arrastre de sedimentos provocados por efecto de las malas técnicas de riego en comparación a los sedimentos arrastrados por fenómenos de lluvias.

La DQO presentó un alto grado de correlación positiva con NH₄⁺, NT, PO₄³⁻, PT, SO₄²⁻ y CE. Lo anterior se podría explicar básicamente porque la DQO mide la cantidad de compuestos susceptibles a ser oxidados, y mientras mayor sea la concentración de estos compuestos por el incremento de las lluvias, mayor fue el valor de la DQO.

La turbidez presentó una correlación negativa, tanto con los SO₄²⁻ como con la CE, ya que posiblemente el taponamiento del canal de desagüe y posterior disminución de la velocidad de flujo dio paso a procesos de descomposición de materia orgánica como hojas y rastrojos, dichas descomposiciones pudieron haber aportado elementos capaces de aumentar la conducción del medio, por otro lado la misma disminución de la velocidad de flujo permitió una acumulación de SO₄²⁻.

En base al ANDEVA, se encontraron diferencias estadísticamente significativa ($p < 0,05$) entre los eventos de muestreo de las variables NO₃⁻, NT, DQO, turbidez, CE, ST, SO₄²⁻, NH₄⁺, PO₄³⁻, PT y pH, por ende, existe variación a lo largo del tiempo. Al realizar la prueba de comparación múltiple de Tukey (ver apéndice 2), se encontraron comportamientos similares entre variables, es así como el NH₄⁺, PO₄³⁻ y DQO presentaron diferencias estadísticamente significativas entre el evento correspondiente al 30-05-2013, que coincide con el primer evento importante de precipitaciones ocurrido en la temporada (75 mm) y el resto de los eventos de medición. Por otra parte NO₃⁻, NT y PT presentaron un

comportamiento similar, donde la diferencia principal está entre el periodo de mayor aporte por lluvia (30-05-2013) y aquellos periodos de bajo aporte hídrico principalmente marzo abril, mediados de junio y finales de julio. Por otra parte, la turbidez presentó sus valores más altos en el mes de enero principalmente el 16-01-2013, evento que se diferencio estadísticamente de los periodos de precipitación correspondiente a los meses de mayo, finales de junio, inicios de julio y agosto. La CE presentó diferencias estadísticamente significativas entre las mediciones obtenidas entre junio, julio y agosto, meses de mayor magnitud de esta variable, y el periodo comprendido entre enero, febrero, marzo y abril, (meses de menor magnitud).

Los ST presentaron diferencias estadísticamente significativas solamente entre periodos de máximo aporte de agua entre ellos los meses de enero, mayo, finales de junio e inicios de julio, y los meses de menor aporte hídrico, en este caso marzo y abril.

Balance hídrico

El balance hídrico en la microcuenca se presenta en el Cuadro 5, para el periodo entre el 1 de enero al 1 de agosto del 2013, se calculó según la ec. 2 considerando tres posibles escenarios (mínima, promedio y máxima) para las variables *R*, *Etc* y *ESr*.

Cuadro 5. Balance hídrico de la microcuenca.

Escenario	<i>R</i>	<i>Pp</i>	<i>Etc</i>	<i>ESp</i>	<i>ESr</i>	<i>FL</i>
	-----mm-----					
Mínima	1193	296,1	372,29	82,65	143,16	891
Promedio	1628	296,1	451,74	82,65	455,84	933,87
Máxima	2063	296,1	531,19	82,65	1114	631,24

R = riego, *Pp* = Precipitación, *Etc* = Evapotranspiración de cultivo, *ESp* = Esguerrimiento superficial por lluvia, *ESr* = Esguerrimiento superficial por riego y *FL* = Flujo lateral.

Se estimó que durante el periodo de estudio la microcuenca aportó entre 11.168 y 18.279 m³ ha⁻¹ de agua a la red hidrológica del río Tinguiririca, con un promedio de 14.723 m³ ha⁻¹, lo que correspondió al 76,5% del agua aportada del sistema de cultivo. De esta última, el 63% fue aportada por *FL*, y el 37% restante fue aportado por *ESp* y *ESr*. Los valores de *Etc* fueron relativamente bajos, debido a las características del periodo otoño-invierno, los cuales predominaron durante el estudio, correspondiendo a un 24% del aporte total de agua.

Carga de nitrógeno y fósforo

El aporte neto de N y P de la microcuenca fue cuantificado para todo el periodo de estudio, identificando el aporte diario y por consiguiente el aporte acumulado a lo largo del tiempo, que se muestra en las figura 11.

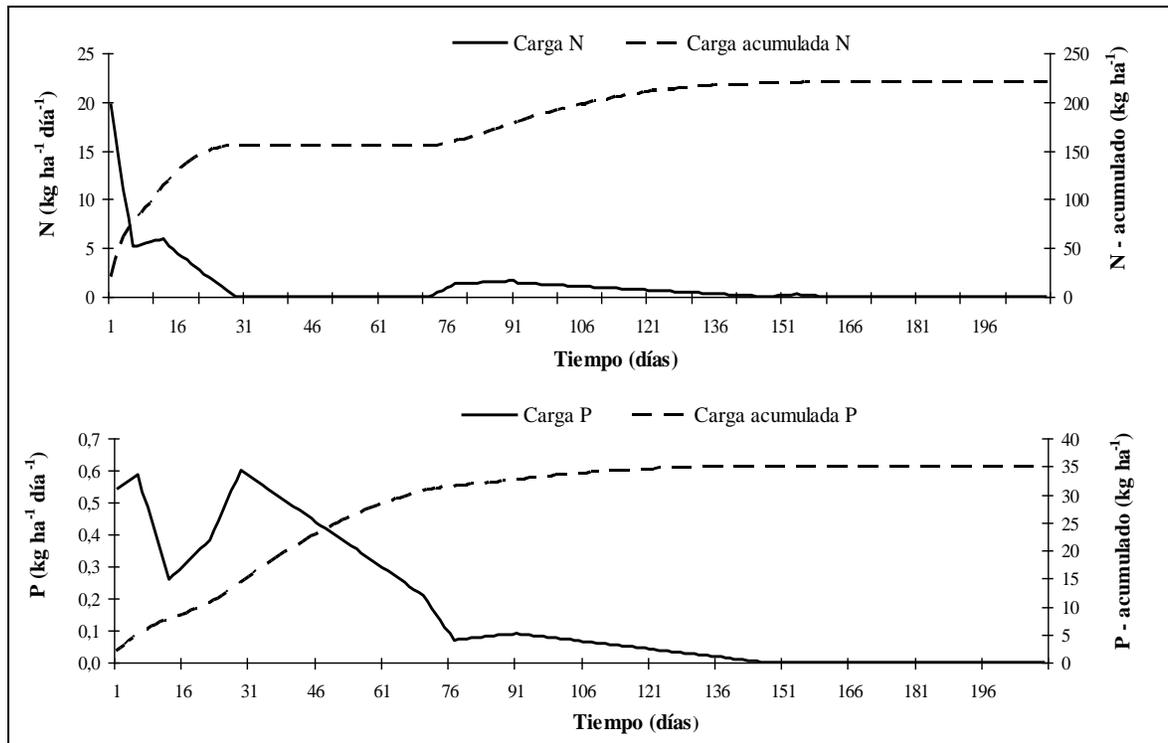


Figura 11. Carga de nitrógeno (arriba) y fósforo (abajo) aportada por la microcuenca durante el periodo de estudio.

El aporte neto de N alcanza los 221 kg ha⁻¹, alcanzando un 49,4% de la cantidad aportada en fertilización dentro del balance de N realizado anteriormente. Al extrapolar esta cifra por las 8 ha que posee la microcuenca, se estaría aportando un total de 1.766 kg ha⁻¹ de N durante los siete meses de estudio. Esta carga está directamente relacionada al aporte hídrico del sector, tomando en cuenta que para el periodo de estudio, se midió entre un 11 a 47% más de precipitaciones que los años 2011-2012. Por lo tanto, este estudio se desarrolló dentro de un año más lluvioso de lo que se venía observando en los últimos años, donde el aporte hídrico relacionado al riego es prácticamente el mismo que en las temporadas anteriores.

Por su parte, el aporte neto de P fue menor al remanente calculado en el balance (Cuadro 3), ya que se estimó una pérdida de 35,13 kg ha⁻¹, correspondiendo al 46,8% del P aportado por fertilización. En este sentido, es conocida la movilidad baja de este elemento en el suelo en comparación con el N. Así, aunque quede un remanente de P en el suelo que no fue absorbido por cultivo, sólo un 22% del P remanente se estaría perdiendo desde el suelo, principalmente por escurrimiento superficial, y aportando P a la red hidrológica del río Tinguiririca. Así mismo, extrapolar esta cifra a la superficie total de la microcuenca, se habrían aportado 281 kg ha⁻¹ durante el periodo de estudio.

CONCLUSIONES

Las cargas de N y P que son aportadas por la microcuenca cultivada (maíz para grano) a un canal de desagüe fueron de 221 y 35,13 kg ha⁻¹, respectivamente, durante el periodo de estudio. En el caso del N correspondió a un 49,4% de la fertilización de la temporada, mientras que en el P corresponde a un 46,8%, lo que se relacionó con la movilidad en el suelo de estos elementos.

En términos de la dinámica del agua, se confirmó que el agua que se mueve por escurrimiento superficial y subsuperficial (flujo lateral) en dirección al canal de desagüe, se relaciona al gradiente de pendiente del terreno, que fluctuó entre 1,98 y 1,68%. A esto se suma una profundidad efectiva observada que no supera 1 m, como consecuencia de un horizonte Cqm (duripán). Por otra parte, el balance hídrico realizado identificó que existe una eficiencia baja en el uso del agua asociada a los manejos tradicionales del cultivo de maíz para grano en la zona de estudio.

Las concentraciones de nitrato (NO₃⁻) no presentaron una correlación estadísticamente significativa con las demás variables, salvo con las de nitrógeno total (NT) y de amonio (NH₄⁺). Por otra parte, las concentraciones de fosfato (PO₄³⁻) sólo mostraron una correlación estadísticamente significativa y positiva con los niveles de demanda química de oxígeno (DQO).

Con la excepción de las variables turbidez y conductividad eléctrica, se identificaron dos periodos en los cuales las concentraciones de las demás variables, particularmente las de nitratos, se elevaron. Este hecho se asoció a los eventos de riego en verano y de lluvia en invierno.

BIBLIOGRAFÍA

Allen, R.; L. Pereira; D. Raes y M. Smith. 2006. Evapotranspiración del Cultivo: Guías para la Determinación de los Requerimientos de Agua de los Cultivos. En: Estudio FAO Riego y Drenaje N° 56. Roma, Italia. 298 p.

Álvarez, L. 2004. Mineralización *in vitro* de nitrógeno y fósforo y contenido de metales pesados en suelos acondicionados con lodo proveniente de una planta de tratamiento de aguas servidas. Memoria para optar al título de Ingeniero en Recursos Naturales, Universidad de Chile. Santiago, Chile. 64 h.

Antúnez, A. 2013, marzo. Mejoramiento de riego por surcos en maíz mediante pulsos (surge irrigation) en la Región de O'Higgins. [Presentación en Seminario de Contaminación Difusa]. Aula Magna, Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile.

Armstrong, C. and T.P. Burt. 1993. Nitrate losses from agricultural land. (pp: 239-267). En: Nitrate: processes, patterns and management. In: Burt, T.P., Heathwaite A.L., S.T. Trudgill (Eds.). Chichester, England. John Wiley & Sons. 444 p.

Arumi, J.; J. Núñez; L. Salgado y M. Claret. 2006, Mar. Evaluación del riesgo de contaminación con nitrato de pozos de suministro de agua potable rural en Chile. *Panam Salud Publica*. 20(6):385-92.

Ayers, R.S. and D.A Westcot. 1994. Water quality for agriculture. [En línea]. FAO Irrigation and drainage papers 29 Rev. 1. FAO, Rome, Italy. Recuperdo en: <<http://www.fao.org/DOCREP/003/T0234E/T0234E00.HTM>> Consultado el: 11 de agosto 2012.

Barrow, N.J. 1983. Dic. A mechanistic model for describing the sorption and desorption of phosphate by soil. *Journal of Soil Science*. 4(34): 733-750.

Bomans, E.; K Fransen; A. Gobin; J. Mertens; P. Michiels; H. Vandendriessche; et al. 2005. Addressing Phosphorus Related Problems in Farm Practice: Final report to the European Commission. Dirección General de Medio Ambiente, Belgica. 259 p.

Bowes, M. J.; J. Smith; C. Neal; D. Leach; P. Scarlett; H. Wickham; et al. 2011, Ago. Changes in water quality of the river Frome (UK) from 1965 to 2009: Is phosphorus mitigation finally working?. *Science Total Enviromental*, 409(18): 3418-3430.

Burkholder J.; D. Tomasko y B. Touchette. 2007, jun. Seagrasses and eutrophication. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*. 350(21): 46-72.

Canfield, D.; A. Glazer and P. Falkowski. 2010, Oct. The evolution and future of Earth's nitrogen cycle. *Science*, 330(6001): 192-196.

Carpenter, S.; R. Cole; J. Kitchell and M. Pace. 1998, jun. Impact of dissolved organic carbon, phosphorus, and grazing on phytoplankton biomass and production in experimental lakes. *Limnology and Oceanography*, 43(1): 73-80.

CIREN (Centro de Información de Recursos Naturales). 1996. Estudio Agrologico VI Región. Descripción de suelos materiales y símbolos. Publicación N° 114. Santiago, Chile. 570 p.

Corradini, F. 2012. Relationships between nitrogen and phosphorus application to maize fields and water quality in nearby drainage channels in central Chile. Tesis de Magíster en Manejo de Suelos y Aguas. Facultad de Ciencias Agronómicas, Universidad de Chile. Santiago, Chile. 58 h.

DGA (Dirección General de Aguas). 2004. Diagnóstico y clasificación de cursos y cuerpos de agua según objetivos de calidad: Cuenca del Río Rapel. [En línea]. Gobierno de Chile. Ministerio de Obras Públicas. Chile. Recuperado en <<http://www.sinia.cl/1292/w3-article-31018.html>> Consultado el: 11 de agosto 2012.

Djordjic F.; K Börling and L Bergström. 2004, Mar. Phosphorus leaching in relation to soil type and soil phosphorus content. *Journal of Environmental Quality*, 33(2): 678-684.

Donald, M. Glibert and M. Burkholder. 2002, Agu. Harmful Algal Blooms and Eutrophication: Nutrient Sources Composition and Consequences. *Estuaries*, 25(4): 704-726.

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

Drolc, A. and J.K Zagorc. 2002, Nov. Estimation of sources of total phosphorus in a river basin and assessment of alternatives for river pollution reduction. *Environment International*, 28(5): 393-400.

EPA. 1993. Determinación de la turbidez por nefelometría: Método EPA 180.1. Laboratorio de sistema de monitoreo ambiental. Oficina de Investigación y Desarrollo. Agencia de Protección Ambiental. EUA. Cincinnati, Ohio. 10 p.

EPA. 2004. Guidelines for water reuse. Unite States. Wastewater management, oficina de aguas, Agencia de Protección Ambiental, Washington DC, USA. 478 p.

EPA. 2012. Edition of the drinking water standards and health advisories. [En línea]. United States Environmental Protection Agency 822-S-12-001. Washington DC, EUA. Recuperado en <<http://water.epa.gov/drink/standards/hascience.cfm>> Consultado el: 11 de agosto 2012.

Gobierno de Chile. 2001. Norma de emisión para la regulación de contaminantes asociados a las descargas de residuos líquidos a aguas marinas y continentales superficiales. D.S. N° 90. [En línea]. Ministerio Secretaría General de la Presidencia (DO 07.03.2001). Santiago, Chile. Recuperado en: <<http://bcn.cl/4r47>> Consultado el: 28 de septiembre del 2013.

Golembesky, R. 2004. Agricultural practices and nitrate pollution in ground wáter in the central valley of Chile. Tesis de Magister en Ciencias. Universidad de Carolina del Norte, Wilmington. 79h.

Hach. 2005. Manual de procedimientos del espectrofotómetro DR5000. 2th Ed. Hach Company. Alemania. 846 p.

Hanrahan, G.; M Gledhill; W. House and P. Worsfold. 2003, Sep. Evaluation of phosphorus concentrations in relation to annual and seasonal physico-chemical water quality parameters in a UK chalk stream. *Water Res.* 37(15): 3579-3589.

Havlin, J.L.; S.L Tisdale; W.L. Nelson and J.D. Beaton. 2013. Soil Fertility and Fertilizers: An Introduction to Nutrient Management. 8th edition. Pearson. New Jersey, EUA. 528 p.

Hofmann, B.S.; S. Brouder and R. Turco. 2004, Dec. Tile spacing impacts on *Zea mays* L. yield and drainage water nitrate load. *Ecology Energy*, 23(4): 251-267.

IIDS (International Institute for Sustainable Development). 2009, Nov. Síntesis de la Tercera Cumbre Mundial sobre Seguridad Alimentaria. *Reporting service*, 150(7): 35-45.

INN (Instituto Nacional de Normalización), Chile. NCh 409. Norma Chilena Oficial para Agua Potable. Santiago, Chile: INN, 1984. 12 p.

Instituto Nacional de Normalización, Chile. NCh1333. Of78. Requisitos de calidad del agua para diferentes usos = Water quality requeriments for diferent uses. Santiago, Chile: INN, 1987. III, 9p.

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

Korsakov R. H.; M. Torres Duggan y R. Lavado. 2002. Influencia de la fertilización y el riego en la lixiviación de nitratos en un suelo arenoso. XVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. (del 11 al 14 de abril) . Mar del Plata. 7 p.

Lemus M. 2003. MAUCO, Programa para el diseño de obras de conservación de suelos. *In* Seminario Internacional: Restauración Hidrológico-Forestal para conservación y aprovechamiento de aguas y suelos. Santiago, Chile. Recuperado en: <<http://eias.utralca.cl/Seminario/Exposiciones/13MLemus.pdf>>. Consultado el: 12 Septiembre 2014.

Longeri, L.; I. Vidal y M. Fernández. 2001, Abr. Fijación de Amonio en seis suelos de la VIII Región de Chile. *Agricultura Técnica*. 61(2): 180-191.

McDowell, R; A. Sharpley; P. Kleinman; W. Gburek. 2002. Hydrological source management of pollutants at the soil profile scale.(pp: 197-224). *In*: P.M., Haygarth, S.C., Jarvis (Eds.). Agriculture, Hydrology and Water Quality. CABI Publishing, Wallingford. 505 p.

Novoa R.; S. González y G. Opazo. 2002. Buenas Prácticas de Manejo de Fertilizante. (pp: 129-158). *In*: Instituto de Investigaciones Agropecuarias. Centro Regional de Investigación La Platina, N°15. Santiago, Chile. 168 p.

ODEPA (Oficina de Estudios y Políticas Agrarias). Chile. 2010. Estudio de Diagnóstico de Mercado de la Cadena de Comercialización de Fertilizantes en Chile. Oficina de Estudios y Políticas Agrarias, Gobierno de Chile. Santiago. 240 p.

Ortiz L. 2009, Jun. Propuesta para el perfeccionamiento de la vigilancia de la metahemoglobinemia en lactantes. *Revista Archivo Médico de Camagüey*, 13(3): 45-57.

Paerl, H. 1999, jul. Cultural eutrophication of shallow coastal waters: Coupling changing anthropogenic nutrient inputs to regional management approaches. *LIMNOLOGICA-Ecology and Management of Inland Waters*, 29(3): 249-254.

Rodríguez, J. 1993. La fertilización de los cultivos, un método racional. Colección en Agricultura, Pontificia Universidad Católica de Chile, Santiago, Chile. 291p.

Sadzawka M.A. 2006. Métodos de Análisis de Aguas para Riego (Serie Actas INIA N°37). Instituto de Investigaciones Agropecuarias, Santiago. Chile. 332 p.

Salazar O.; I. Wesström; A. Joel. 2011, jul. Identification of hydrological factors controlling phosphorus concentration in drainage water in sandy soils. *Journal of Soil Science and Plant Nutrition*, 11(2): 31–46.

Salazar, O. y F. Nájera. 2011. Contaminación de aguas por el uso de fertilizantes nitrogenados y enmiendas orgánicas. (Bol. N°24. pp. 147-152). En: Simposio Nacional de las Ciencias del Suelo. (11 y 12 de julio de 2011, Santiago). Boletín de la Sociedad Chilena de la Ciencia del Suelo. Santiago, Chile. 173p.

Sanchez, C.; C. Madramootoo y N. Stämpfli. 2007, Sep. Water table management impacts on phosphorus loads in tile drainage. *Agricultural Water Manage.* 89(2): 71-80.

Santibáñez, F.; J. M. Uribe. 1993. Atlas Agroclimático de Chile. Editorial Universitaria. Santiago. Chile. 99 p.

Setiyono, T.D.; Walters, D.; Cassman, K.; C. Dobermann. 2010, Aug. Estimating maize nutrient uptake requirements. *Field Crop Research*, 118(2): 158-168.

Villarroel, H. 2010. Uso de una emulsión orgánica como control de erosión en laderas con posterioridad al descepe VI región de Chile. Memoria de título para Ingeniero Agrónomo. Facultad de Ciencias Agronómicas. Universidad de Chile. Santiago, Chile. 32 h.

Vitousek, P.; J. Aber; R. Howarth; G. Likens; P. Matson; D. Schindler; et al. 1997, Sep. Human Alteration of the Global Nitrogen Cycle: Causes and Consequences. [En línea]. 1(1). 16p. Recuperado en: <<http://cfpub.epa.gov/watertrain/pdf/issue1.pdf>> Consultado el: 28 de septiembre del 2013.

APÉNDICE 1

Caudales obtenidos durante el periodo de estudio

Fecha	Q CLC-1	Q CLC-2	Q CLC-3
	-----m ³ s ⁻¹ -----		
04-01-2013	0,090	0,165	0,314
09-01-2013	0,121	0,173	0,344
16-01-2013	0,085	0,132	0,290
25-01-2013	0,066	0,106	0,250
01-02-2013	0,073	0,113	0,151
14-03-2013	0,031	0,031	0,052
21-03-2013	0,019	0,043	0,066
04-04-2013	0,033	0,065	0,103
30-05-2013	0,144	0,134	0,243
06-06-2013	0,014	0,015	0,035
13-06-2013	0,023	0,020	0,046
27-06-2013	0,065	0,031	0,068
11-07-2013	0,019	0,017	0,038
18-07-2013	0,019	0,016	0,035
01-08-2013	0,018	0,014	0,033

APÉNDICE 2

Cuadro resumen del comportamiento de las variables en el periodo de estudio.

Fecha	N-NO ₃	N-NH ₄	NT	P-PO ₄	PT	DQO	Turbidez	pH	CE	ST
	-----mg L ⁻¹ -----						-----NTU-----		-----dS cm ⁻¹ -----	-----mg L ⁻¹ -----
04-01-2013	13,33± 3,68 (ab)	0,73±0,18 (b)	13,90 ± 3,61 (ab)	0,54± 0,02(b)	0,02±0,01 (c)	24,33±3,38 (bcd)	336,33±119,36 (abc)	7,6±0,06 (a)	687,60± 21,85 (c)	534,67 ±226,18 (bcd)
09-01-2013	10,23± 1,96 (ab)	0,33±0,19 (b)	11,07 ± 1,98 (ab)	0,95±0,12 (b)	1,37± 0,33(ab)	22,33± 2,73(bcd)	292,00±102,94 (abc)	7,7±0,03 (a)	654,43± 41,44 (c)	1002,67±226,34 (abc)
16-01-2013	5,47 ± 0,76 (ab)	0,47±0,09 (b)	5,70 ± 0,85 (b)	0,52±0,05 (b)	0,54± 0,07(bc)	12,33±2,19 (cd)	570,67±195,18 (a)	7,6± 0,07(a)	594,67± 17,98 (c)	1064,00±232,22(abc)
25-01-2013	23,80 ± 18,3 (ab)	0,57± 0,32(b)	25,57± 18,70 (ab)	0,57± 0,09(b)	0,61± 0,09(bc)	7,33 ± 2,91 (d)	452,00± 121,02(ab)	7,4± 0,01(a)	626,13± 39,66 (c)	1197,33±407,28 (ab)
01-02-2013	2,03 ± 0,78 (b)	0,23± 0,15(b)	3,00 ± 0,61 (b)	0,71± 0,08(b)	0,72± 0,08(bc)	28,33± 1,86(bcd)	129,00±71,44 (bc)	7,5± 0,06(a)	747,73± 8,44 (c)	88,00 ± 33,34 (cd)
14-03-2013	3,93 ± 0,56 (b)	0,43± 0,30(b)	4,47 ± 0,47 (b)	0,58± 0,14(b)	0,65±0,18 (bc)	14,00±4,36 (cd)	226,33± 29,34 (abc)	4,6±1,56 (b)	911,87± 110,48 (bc)	76,54 ± 28,43 (cd)
21-03-2013	3,50 ± 0,79 (b)	0,13± 0,13(b)	3,53 ± 0,61 (b)	0,38±0,04 (b)	0,38±0,05 (b)	36,67±1,45 (b)	52,77 ± 15,37 (bc)	7,8±0,15 (a)	594,97± 32,48 (c)	264,0 ± 79,43 (cd)
04-04-2013	2,77 ± 0,27 (b)	0,13± 0,07(b)	3,30 ± 0,19 (b)	0,28±0,04 (b)	0,25±0,04 (c)	10,67 ±6,36(d)	6,71 ± 2,38 (c)	8,5±0,11 (a)	660,70± 6,81 (c)	188,00 ± 31,24 (cd)
30-05-2013	29,63 ± 3,53 (a)	5,23±0,43 (a)	34,90± 4,27 (a)	2,06±0,52 (a)	2,08± 0,48(a)	98,00±5,20 (a)	30,77 ± 4,02 (c)	7,3±0,13 (a)	1544,67±233,62 (ab)	1398,67± 166,04 (ab)
06-06-2013	11,93±1,14 (ab)	4,50 ± 0,06(a)	16,90± 1,15 (ab)	0,16± 0,01(b)	0,18± 0,01(c)	39,00±2,08 (b)	15,83 ± 2,68 (c)	7,0± 0,15(a)	1899,00± 40,84 (a)	1468,00± 46,19 (a)
13-06-2013	3,30 ± 1,59 (b)	0,20± 0,06(b)	3,60 ± 1,35 (b)	0,32±0,20 (b)	0,41±0,26 (c)	38,67±2,60 (b)	123,73± 94,85 (bc)	7,0±0,07 (a)	1561,67±117,35 (ab)	1406,67± 203,49(ab)
27-06-2013	7,50 ± 1,01 (ab)	0,27±0,03 (b)	8,10 ± 0,83 (b)	0,18± 0,10(b)	0,19±0,10 (c)	32,00± 9,71(bc)	25,55 ± 11,22 (c)	7,3± 0,05(a)	1659,33±221,96 (a)	1390,67±201,39 (ab)
11-07-2013	13,07± 0,55 (ab)	0,20± 0,06(b)	13,50± 0,52 (ab)	0,36±0,19 (b)	0,34±0,19 (c)	36,00±0,58 (b)	16,53 ± 1,67 (c)	7,5± 0,04(a)	1733,00± 29,37 (a)	1453,33± 45,39 (a)
18-07-2013	7,93 ± 0,90 (ab)	0,9 ± 0,80(b)	9,00 ± 0,71 (ab)	0,12±0,03(b)	0,14±0,03 (c)	26,33±0,33 (bcd)	15,10 ± 1,50 (c)	7,4±0,06 (a)	1741,00±38,57 (a)	748,00 ± 92,72 (abcd)
01-08-2013	2,87 ± 0,48 (b)	0,47± 0,06(b)	3,23 ± 0,59 (b)	0,14± 0,02(b)	0,16± 0,02(c)	36,00 ±4,36(b)	37,03 ± 25,93 (c)	7,3± 0,12(a)	1924,00± 288,74(a)	625,33 ± 24,31(abcd)

* Medidas unidas por una misma letra en sentido vertical indican diferencias estadísticamente no significativas, a una prueba de Tukey con un nivel de significancia del 5%.

ANEXO 1

Clasificación de variables de calidad de agua

Norma ^a	Variables de calidad de aguas ^a											
	DQO	T	pH	ST	N-NO ₃	N-NH ₄	NT	P-PO ₄	SO ₄ ⁻²	Tur	CE	
	Ppm	°C	-	-----			mg L ⁻¹	-----			NTU	μS cm ⁻¹
NCh 1333	>5.0	<30	5.5 - 9.0	<500	<10	-	-	-	<250	-	<750	
DS N°90	-	<20	6.0 - 8.5	-	-	-	<50	<10	<1000	-	-	
DGA	>7.5	-	6.5 - 8.5	-	-	<0.5	-	-	<120	-	<600	
EPA	-	-	6.5 - 8.5	-	<10	<30.0	-	-	<250	<5	-	
FAO	-	-	6.5 - 8.4	-	<5	-	-	-	-	-	<700	
Resumen	>7.5	<20	6.5 - 8.5	<500	<10	<0.5	<50	<10	<120	<5	<600	

^a Nch 1333 (1987); Gobierno de Chile (2001); DGA (2004); EPA (2012); EPA (2004); Ayers y Westcot (1994).