



UNIVERSIDAD  
DE LA REPÚBLICA  
URUGUAY

# **PÉRDIDAS DE FÓSFORO POR ESCURRIMIENTO SUPERFICIAL EN LA CUENCA DEL RÍO SANTA LUCÍA**

Verónica PIÑEIRO RODRÍGUEZ

Maestría en Ciencias Agrarias  
Opción Ciencias del Suelo

agosto 2021

**PÉRDIDAS DE FÓSFORO POR**  
**ESCURRIMIENTO SUPERFICIAL EN LA**  
**CUENCA DEL RÍO SANTA LUCÍA**

Verónica PIÑEIRO RODRÍGUEZ

Maestría en Ciencias Agrarias  
Opción Ciencias del Suelo

agosto 2021

Tesis aprobada por el tribunal integrado por Ing. Agr. (Dr.) Jorge Hernández, Ing. Agr. (PhD) Andrés Quinke, y Lic. Biol. (Dra.) Lorena Rodríguez, el 27 de agosto de 2021. Autora: Verónica Piñeiro Rodríguez. Director PhD. Carlos H. Perdomo.

## **AGRADECIMIENTOS**

A Carlos Perdomo por la guía en el desarrollo del trabajo en el marco del programa de Maestría. Al tribunal por los comentarios y sugerencias sobre el manuscrito

A todas y todos los que colaboraron para el diseño y la instalación del ensayo, Daniel, Amilcar, Silvana, Patricia, Andrei, Virginia.

A todas y todos quienes se sumaron a apoyar los muestreos en un año “lluvioso” como fue el 2014, ahí se sumaron amigas, amigos, colegas y familiares.

A mi familia por el apoyo, a Susana, José, Rafael, Manu, Vero y Andrei, y especialmente a mi primo José Carlos que a partir de su colaboración en un muestreo descubrió que no era alérgico a las picaduras de abejas.

A Virginia Takta por la colaboración imbalorable en todo el proceso del trabajo que implicó la maestría, los muestreos de campo, los análisis de muestras, la elaboración del manuscrito y la preparación de la defensa.

A todas y todos los que preguntaban “¿cuánto te falta?”...

## TABLA DE CONTENIDO

### RESUMEN

<b>1. <u>INTRODUCCIÓN</u></b>	8
<b>1.1. OBJETIVOS E HIPÓTESIS</b>	12
<b>1.1.1 Objetivo General</b>	12
<b>1.1.2 Objetivos Específicos</b>	12
<b>1.1.3 Hipótesis</b>	12
<b>1.2. ESTRUCTURA DE LA TESIS</b>	13
<b><u>2. PÉRDIDAS DE FÓSFORO POR ESCURRIMIENTO SUPERFICIAL EN DOS USOS DE SUELO CARACTERÍSTICOS DE LA CUENCA DEL RÍO SANTA LUCÍA</u></b>	13
<b>2.1. RESUMEN</b>	13
<b>2.2. INTRODUCCIÓN</b>	14
<b>2.3 MATERIALES Y MÉTODOS</b>	20
<b>2.3.1. Área de estudio</b>	20
<b>2.3.2. Diseño e instalación de microparcels de escurrimiento</b>	22
<b>2.3.3. Cuantificación de pérdidas de P por escurrimiento superficial</b>	23
<b>2.3.4. Estimación del Índice de P</b>	25
<b>2.3.5. Análisis de estadístico</b>	27
<b>2.4. RESULTADOS</b>	27
<b>2.4.1. Suelos</b>	27
<b>2.4.2. Precipitación y escurrimiento</b>	28
<b>2.4.3. Pérdidas de P en el agua de escurrimiento</b>	30
<b>2.4.3.1. Efecto del uso y tipo de suelo</b>	30
<b>2.4.3.2. Efecto de la aplicación de fertilizante fosfatado en el ensayo de Pradera</b>	33
<b>2.4.3.3. Cargas acumuladas durante todo el período del ensayo</b>	38
<b>2.4.4. Distinción entre pérdidas permanentes e incidentales</b>	40

2.4.5. Contenido de P lábil en suelo	40
2.4.6. Relaciones entre P Bray1 y medidas directas e indirectas de P soluble en agua	43
2.4.7. Estimación del Índice de P	45
2.5. DISCUSIÓN	47
2.5.1. Precipitación y drenaje	47
2.5.2. Pérdidas de P en el agua de escurrimiento	48
2.5.2.1. Efecto del uso y tipo de suelo	48
2.5.2.2. Efecto de la aplicación de fertilizante fosfatado en el ensayo de Pradera	49
2.5.3. Cargas acumuladas durante todo el período del ensayo	50
2.5.4. Distinción entre pérdidas permanentes e incidentales	51
2.5.5. Contenido de P lábil en suelo	52
2.5.6. Relaciones entre P Bray1 y medidas directas e indirectas de PS en agua	53
2.5.7. Índice de P	54
2.6. BIBLIOGRAFÍA	57
<b><u>3. CONCLUSIONES GENERALES</u></b>	67
<b><u>4. BIBLIOGRAFÍA</u></b>	69

## RESUMEN

En Uruguay, en las últimas décadas, se ha registrado un deterioro progresivo de la calidad de las aguas superficiales. Esto es evidenciado por el aumento en la frecuencia de floraciones de algas y cianobacterias, así como por el registro de elevadas concentraciones de nutrientes en los cursos de agua. Esta problemática, está presente en varios cursos de diferentes cuencas del país. Diversos trabajos han identificado que las causas del incremento de nutrientes en las aguas superficiales en Uruguay responden en mayor medida al aporte de nutrientes desde fuentes difusas. En el caso de la cuenca del río Santa Lucía, fuente de abastecimiento de agua para más del 50% de la población del país, se ha identificado que el 80% de los nutrientes que llegan a los cursos proviene de fuentes difusas. Generar conocimiento que permita estimar las concentraciones de nutrientes que provienen de diferentes fuentes, sobre todo las difusas, es fundamental para la planificación y ejecución de acciones para mejorar la calidad de los cursos de agua. El objetivo de este trabajo fue generar información específica para la cuenca del Río Santa Lucía sobre valores de pérdidas de P desde dos usos de suelo predominantes en la cuenca (praderas cultivadas y naturales), y cómo varían estas pérdidas, sin agregado de fertilizante P, y con diferentes dosis de fertilizante P. Se realizó un ensayo de un año de duración con microparcels de escurrimiento para colectar el agua en eventos de lluvia natural, en campo natural (CN) y pradera cultivada (pradera). En pradera se aplicaron diferentes dosis de  $P_2O_5$  (0, 50, 100 y 200  $kg \cdot ha^{-1}$ ), mientras que en campo natural no se aplicó fertilizante P. Durante 2014, se colectaron muestras de agua de 15 eventos de lluvia, y se realizaron cinco muestreos de suelo a dos profundidades (0-7,5 y 7,5-15 cm). En la mayoría de los eventos la concentración de PS fue significativamente mayor en el tratamiento testigo de pradera (sin aplicación de fertilizante) que en CN. La carga acumulada de PT para todo el período fue 1,391 y 0,648  $kg \cdot ha^{-1}$ , en el testigo de pradera y en CN, respectivamente. Con el ensayo de pradera se evaluó el efecto de la aplicación de fertilizante P sobre las concentraciones y cargas de P en el agua de escurrimiento. Tanto las concentraciones de PT como de PS tuvieron comportamientos similares a lo largo del ensayo, con un aumento pronunciado luego de la aplicación del fertilizante y un descenso progresivo hasta alcanzar valores similares al control. La concentración de PS se incrementó en promedio 1,140  $mg \cdot P \cdot L^{-1}$ , mientras que la de PT se incrementó entre 0,197 y 1,328  $mg \cdot L^{-1}$ . Las cargas de PS y PT evolucionaron de forma similar a las concentraciones. Los análisis de PBray1 y WEP, mostraron un aumento de la concentración de P lábil en el suelo con la aplicación de fertilizante-P en la profundidad de 0-7,5 cm. En el primer muestreo de suelo posterior a la aplicación de los tratamientos el PBray1 se incrementó de 15 a 39  $mg \cdot kg^{-1}$ , mientras que, el WEP aumentó de 0,13 a 0,20  $mg \cdot L^{-1}$ . El 2% del P agregado se perdió en forma soluble con el agua de escurrimiento. Los resultados obtenidos son similares a los que muestran reportes internacionales que indican que la aplicación de P en superficie implica un riesgo para la calidad del agua. Asimismo, la información generada permitirá aportar a la validación de herramientas, como es la generación de un Índice de P específico para esta cuenca.

**Palabras clave:** fósforo, fuentes difusas de contaminación, escurrimiento superficial,

## **1. INTRODUCCIÓN**

La expansión e intensificación de las actividades humanas, ha provocado fuertes presiones sobre los ecosistemas acuáticos. El vertido de efluentes urbanos e industriales sin un adecuado tratamiento, y las actividades productivas con uso intensivo de fertilizantes minerales y/u orgánicos, son las principales causas del deterioro de la calidad de los ecosistemas de agua dulce (Kaushal et al., 2006; Liu et al., 2007; Moss 2008; Chalar, 2009; Beusen et al., 2016). Todo esto ha llevado a ubicarlos como uno de los sistemas naturales más alterados a nivel global, ya que sufren fuertes modificaciones en sus características químicas, físicas y biológicas (Carpenter et al., 2011; Paerl, 2017; Zeinalzadeh y Rezae, 2017; Foley et al. 2005; Carpenter et al., 1998; Jarvie et al., 1998).

En ese sentido, la llegada de nutrientes, de forma excesiva, a las aguas superficiales desde fuentes puntuales (ciudades, industrias, etc.) y difusas (desde grandes extensiones de tierra) estimula la productividad primaria y favorece el crecimiento de organismos acuáticos a niveles ecológicamente no deseados (Pierzynski et al., 2005; Sharpley et al., 2003; Uruguay GEO, 2008; Sims et al., 1998). Este proceso es conocido como eutrofización y tiene severos efectos negativos tanto en términos ecológicos y económicos, así como para la salud humana y animal (Uruguay GEO, 2008; Pierzynski et al., 2005; Sharpley et al., 2003), lo que limita en gran medida los posibles usos de estos ecosistemas y los servicios ambientales que brindan. Dentro de los efectos negativos de este proceso se encuentran, la disminución de oxígeno en la columna de agua (hipoxia y anoxia), generación de olores, liberación de metabolitos, que pueden ser tóxicos, por parte de distintos organismos, mortandad masiva de peces, y pérdida de biodiversidad (CURE-UDELAR, 2019; Conde et al., 2002).

Estos eventos son recurrentes y generan graves efectos en la calidad del agua y sus usos, tal es el caso del Lago Erie, la Bahía de Chesapeake, o el Golfo de México, en donde la ocurrencia de eventos de floraciones de algas y cianobacterias genera graves efectos ambientales y económicos. El caso del Lago Erie y el proceso de trabajo que se ha generado a partir de los primeros eventos de floraciones de algas y cianobacterias,



ha sido objeto de muchos estudios y discusiones (Smith et al., 2015). Durante mucho tiempo fue considerado como un “caso de éxito”, ya que, a partir del control de las fuentes puntuales y la adopción de prácticas productivas para reducir la erosión y aporte de P Particulado (PP), se logró reducir la carga de P Total (PT) de las dos principales cuencas de aporte entre un 44 y 86% (Sharpley et al., 2013). Pero, sin embargo, posteriormente al éxito alcanzado y sin que se evidenciara un cambio significativo de la carga de PT resurgieron eventos de floraciones de algas nocivas (Smith et al., 2017). Estos eventos, según varios autores responden al aumento en la proporción de P Soluble (PS) en la carga de PT, provocado por una combinación de factores como la adopción de prácticas productivas que redujeron la erosión, pero incrementaron la pérdida de PS y cambios en los regímenes de lluvias (Smith et al., 2015; Sharpley et al., 2012; Chaffin et al., 2011; Joose y Baker, 2011). La problemática de este lago, se ha denominado como un “problema perverso”, que según Batie (2008) son aquellos para los que no se encuentran soluciones definitivas, y se requiere diversos abordajes, y el compromiso y articulación de múltiples actores para alcanzar el mejor manejo posible (Vollmer-Sanders et al., 2016).

En Uruguay también, se han registrado floraciones de algas y cianobacterias en ríos, arroyos, y lagunas desde 1982, pero su frecuencia e intensidad han aumentado en la actualidad, (Vidal y Britos, 2012; Bonilla et al., 2015), lo que coincide con el aumento de la concentración de nutrientes, principalmente P (fósforo), en los cuerpos de agua. Estos eventos, en algunos casos extremos, ha llegado a afectar la calidad del agua potable (olor y sabor), generando alarma pública. Esto ha elevado la preocupación de los tomadores de decisión sobre la calidad del agua y la creciente presión que existe sobre este recurso. Uno de los eventos graves fue el registrado en 2013 en la cuenca del río Santa Lucía, que afectó la calidad del agua potable de la capital y del área metropolitana (Kruk et al., 2013). Asimismo, se han registrado eventos similares en Laguna del Sauce (Bonilla et al., 2015) y en el Río Negro (Chalar et al., 2015). Durante el verano de 2019, se registró un evento de floración de cianobacterias que tuvo un carácter excepcional por su extensión y persistencia, ocupando durante toda la temporada estival la costa del Río de la Plata y la Costa Atlántica (Kruk et al., 2019).

Diversos trabajos han identificado que las causas del incremento de nutrientes en las aguas superficiales en Uruguay responden en mayor medida al aporte de nutrientes desde fuentes difusas. En el caso de la cuenca del río Santa Lucía, se ha identificado que representan alrededor del 80% de los nutrientes que llegan a los cursos de agua (DINAMA-JICA, 2011; Manta et al., 2013).

Desde el Estado, en todos sus niveles, en conjunto con actores privados y organizaciones de la sociedad civil, se han realizado esfuerzos coordinados, para mitigar y reducir la degradación de las aguas superficiales a través de la implementación de acciones que hacen foco en el control de las fuentes de contaminación, así como en la protección de la biodiversidad. Son ejemplos de estas, los Planes de Uso y Manejo del Suelos (Hill y Clericci, 2013) y los planes de Lechería Sostenible (OPYPA, 2020), el Plan Nacional de Aguas (MVOTMA-PNA, 2017), y la aplicación de Planes de Acción en las principales cuencas del país (Santa Lucía - GNA, 2018, Río Negro – IRN, 2019, Laguna del Sauce – Resolución MVOTMA N°617A/015).

Es de particular importancia la implementación del “Plan de Acción para la protección de la calidad ambiental y la disponibilidad de las fuentes de agua potable de la cuenca del río Santa Lucía” de 2013 (DINAMA, 2015), que tuvo su actualización en 2018. El Plan de 2013 centró sus principales esfuerzos en el control de las fuentes puntuales tanto de industrias (control de vertidos), como de centros poblados (instalación de algunas plantas de tratamiento de aguas residuales), quedando relegadas las medidas que tenían como objetivo el control de las fuentes difusas. La dificultad de controlar esta fuente es uno de los obstáculos importantes para prevenir y reducir procesos de eutrofización y floraciones de cianobacterias en los sistemas acuáticos (Sharpley y Tuney, 2000; Withers et al., 2000). En este sentido la actualización de este plan (“Medidas de Segunda Generación”) mantiene el objetivo de proteger la calidad ambiental de la cuenca, pero se focaliza en el control de las fuentes de contaminación difusa de origen agropecuario (GNA, 2018).

Las medidas de 2013, incluían una medida concreta para el control de la aplicación de nutrientes y plaguicidas en conjunto con la presentación de Planes de Uso y Manejo de Suelos (GNA, 2018; Hill y Clericci, 2013). Esta herramienta de gestión, que ya se aplicaba a nivel país para cultivos agrícolas, ha permitido generar capacidades y conocimiento local para la estimación y el control de la erosión y la pérdida de P particulado a nivel predial. Sin embargo, no ha existido un desarrollado equivalente, de medidas tendientes a controlar la pérdida de PS como ya se detectó reiteradamente, por ejemplo en el caso del Lago (Smith et al., 2015; Sharpley et al., 2012).

Varias investigaciones han identificado que una proporción no menor de las pérdidas de P desde el suelo hacia el agua se dan en forma de PS (Perdomo et al., 2015; Sharpley y Kleinman, 2003; Vadas et al., 2005) lo que es coincidente con la predominancia de estas formas solubles registradas en los curso y cuerpos de agua en diferentes cuencas del país (Chalar et al., 2017; Delbene, 2018; Teixeira de Mello, 2007). Por tanto, para lograr una reducción efectiva del PT que se transporta al agua deben disponerse de herramientas de gestión que consideren la disminución del transporte de ambas fracciones del PT, la particulada y la soluble. Esto es particularmente relevante debido a que la estrategia para disminuir la pérdida de PP, la siembra directa, ha promovido de forma involuntaria el aumento de la pérdida de PS, debido al agregado de fertilizantes fosforados en superficie (Sharpley y Kleinman, 2003; Vadas et al., 2005; Sharpley, 2015)

Una herramienta utilizada en otros países para cuantificar las pérdidas de P desde áreas productivas, es el Índice de P (Sharpley et al., 2012; Mallarino et al., 2002). Este modelo permite cuantificar y establecer magnitudes aceptables de las pérdidas de P en el agua de escurrimiento a nivel predial, lo que es coincidente con el nivel de abordaje de los Planes de Uso y Manejo de Suelos y Planes de Lechería Sostenible. Esto permitiría su fácil implementación a nivel nacional. Hay que destacar, que para que esto sea posible se debe generar información local que contribuya al el desarrollo y validación de este índice, en particular para la cuenca del río Santa Lucía.

## **1.1. OBJETIVOS E HIPÓTESIS**

### **1.1.1. Objetivo General**

Generar información para la construcción y validación de un Índice de P para la Cuenca del río Santa Lucía.

### **1.1.2. Objetivos Específicos**

Obtener información a nivel local, bajo condiciones de campo y lluvia natural, de la magnitud de las pérdidas de P del suelo en agua de escurrimiento, tanto en campo natural (praderas naturales) como en praderas cultivadas, y cómo varían esas pérdidas bajo condiciones de no aplicación de P y con re-fertilización en superficie.

Diferenciar la magnitud de las pérdidas de P indirectas (debido a las aplicaciones previas de fertilizante fosfatado) de las directas (debido a la aplicación reciente de P), y comparar ambas con las pérdidas basales desde campo natural que nunca recibió fertilización fosfatada.

Comparar las pérdidas de P observadas en este estudio con las estimadas con la versión inicial del Índice de P en desarrollo para la cuenca del río Santa Lucía.

### **1.1.3. Predicciones**

- La salida de PS y PT hacia el agua que escurre superficialmente es mayor en suelos bajo praderas cultivadas que bajo praderas naturales (campo natural).
- A mayores cantidades de P aplicado se incrementa la concentración y la carga de PT en el agua de escurrimiento.
- El aumento en la concentración de PT en el agua de escurrimiento se debe al aumento en la concentración tanto de PP como de PS.

## **1.2. ESTRUCTURA DE LA TESIS**

El primer capítulo de esta tesis contiene la Introducción General, donde se plantean los antecedentes del trabajo de investigación, el objetivo y las hipótesis. Mientras que, el segundo capítulo corresponde a un artículo titulado “Pérdidas de Fósforo por escorrentía en praderas naturales y cultivadas de la cuenca del Río Santa Lucía”. Este artículo será enviado a la revista científica *Water Research - A Journal of the International Water Association*. En tanto, el último capítulo (3) corresponde a las conclusiones generales del trabajo desarrollado en el marco del Programa de Maestría.

## **2. PÉRDIDAS DE FÓSFORO POR ESCURRIMIENTO SUPERFICIAL BAJO DOS USOS DE SUELO CARACTERÍSTICOS DE LA CUENCA DEL RÍO SANTA LUCÍA**

### **2.1. RESUMEN**

En los últimos años se ha registrado un aumento en la frecuencia de floraciones de cianobacterias en las aguas superficiales uruguayas, lo que se ha asociado con un aumento en las concentraciones de nitrógeno y fósforo (P) en estos cuerpos de agua. Una de las zonas más afectadas es la Cuenca del Río Santa Lucía (CRSL), fuente de abastecimiento de agua para más del 50% de la población del país. Parte de esta cuenca se encuentra bajo agricultura intensiva, y las prácticas actuales de manejo (fertilización superficial con P), han llevado a la acumulación de P lábil en los primeros centímetros del suelo. El objetivo de este trabajo fue generar información sobre la magnitud de las pérdidas de P por escurrimiento desde dos usos de suelo de la CRSL, praderas naturales (CN) y praderas cultivadas, y cómo estas pérdidas cambian con la tasa de aplicación de fertilizante fosfatado. Durante 2014 se instalaron parcelas de escurrimiento en los dos usos de suelo. En pradera se aplicaron cuatro dosis de  $P_2O_5$  en superficie; mientras que, en CN, no se aplicó P. Se recolectaron muestras de 15 eventos de lluvia natural. En la mayoría de los eventos tanto la concentración como la carga de PS en el agua de escurrimiento fue significativamente mayor en Pradera (Pradera sin fertilizar) que en CN. En el caso de pradera con aplicación de fertilizante, se observó que la carga de PS acumulada promedio para todo el período, fue de  $0,864 \text{ kg ha}^{-1}$ , y se incrementó de forma lineal con la dosis de P agregado a una tasa de 18%. El PT mostró un comportamiento similar, lo que sugiere que la pérdida de P particulado fue constante para todos los tratamientos, y que el aumento de la carga de PT se debió principalmente a la pérdida de PS. Estos resultados concuerdan con

informes internacionales que observaron una asociación entre la acumulación de P lábil en la superficie del suelo y el aumento de PS en el agua superficial

**Palabras claves:** P en suelo, estratificación de P, escurrimiento superficial, calidad de agua.

## 2.2. INTRODUCCIÓN

A nivel global la alteración de la dinámica de nutrientes en los suelos, principalmente Fósforo (P) y Nitrógeno (N), se identifica como uno de los mayores impactos antrópicos que afectan la calidad de los ecosistemas acuáticos (Sharpley, 2016; Carpenter et al., 2011; Smith et al., 2017). Uruguay no es ajeno a esta realidad, ya que en los últimos años se ha detectado el deterioro progresivo de la calidad de sus aguas superficiales, evidenciado por un aumento en la frecuencia de eventos de floraciones de cianobacterias. Estos eventos se han registrado en ríos, arroyos, y lagunas de nuestro país desde 1982 (Vidal y Britos, 2012; Bonilla et al., 2015; Alonso et al. 2019).

Son múltiples los factores que pueden contribuir a la generación de eventos de floraciones de cianobacterias, los asociados al clima, a las características regionales y locales (pendientes, cobertura natural del suelo), y al tipo y uso de suelo en la cuenca (Chalar, et al., 2011; Bonilla et al., 2015; Alonso et al. 2019). En este sentido, la producción agropecuaria, es una de las actividades que más alteran la dinámica de nutrientes en los sistemas naturales y que más aporta nutrientes (principalmente P y N) a los sistemas acuáticos (Moss 2008; Silveira et al., 2010; Carpenter et al., 2011; Beusen et al., 2016). El uso extendido y muchas veces excesivo de fertilizantes minerales u orgánicos, provoca un aumento en la carga de P que llega a las aguas superficiales, desde fuentes difusas, favoreciendo procesos que deterioran su calidad (Sharpley, 1995; Kaushal et al., 2006; Liu et al., 2007; Elser y Bennett, 2011).

En Uruguay las altas concentraciones de P en los cursos de agua es una problemática que está presente en varias cuencas. Por ejemplo, en el río Negro y el río Tacuarembó, dos cursos de agua del norte del país, los niveles de P total (PT) están por encima de

25  $\mu\text{g P L}^{-1}$ , nivel máximo establecido en la normativa nacional (Decreto N° 253/79, 1979). En dos estaciones de muestreo del río Tacuarembó, el valor promedio de PT registrado fue de 84,8  $\mu\text{g P L}^{-1}$ , mientras que el de P soluble (PS) fue de 42,4  $\mu\text{g P L}^{-1}$  (DINAMA, 2017a). En el caso del río Negro, los niveles de PT de las estaciones relevadas en las diferentes zonas de la cuenca (alta media y baja), fueron para PT entre 36 y 460  $\mu\text{g P L}^{-1}$ , y PS entre 4 y 260  $\mu\text{g P L}^{-1}$  (DINAMA, 2017b). Lo mismo ocurre en la Cuenca del río Santa Lucía, en el sur del país, donde esta problemática se profundiza ya que es la principal fuente de agua potable del país, que abastece a más del 50% de la población de Uruguay (Montevideo y área metropolitana). Dentro de esta cuenca, los monitoreos realizados por la autoridad ambiental muestran una fuerte tendencia al incremento de la concentración de PT desde las nacientes hacia la desembocadura, registrando niveles en el Santa Lucía Chico, para el año 2018 entre 100 y 520  $\mu\text{g P L}^{-1}$  (MVOTMA, 2019). Esta tendencia se asocia con un incremento de la intensidad del uso del suelo (Aubriot et al., 2017; Delbene, 2018).

Si bien en la cuenca del Río Santa Lucía también existen aportes puntuales de industrias y zonas urbanas (pueblos y ciudades) estudios realizados a nivel de microcuencas en cursos pequeños (arroyos y cañadas) mostraron de forma clara la relación entre la intensidad de uso del suelo y la concentración de PT en los cursos de agua. Por ejemplo, los trabajos de Barreto (2008), en un afluente del río Tacuarembó evidenciaron valores bajos de PT en áreas bajo producción extensiva, tanto ganadera como forestal, siendo estos valores de 48,1 y 54,6  $\mu\text{g P L}^{-1}$ , respectivamente. Lo mismo se observó en la cuenca del río Santa Lucía, donde diversos estudios como el de Goyenola (2016), evidenciaron que en cursos de agua de cuencas con baja intensidad de uso el PT varió, en promedio, entre 40 y 90  $\mu\text{g P L}^{-1}$ . Mientras que, para cursos de agua de cuencas con muy alta intensidad de uso, el PT varió en promedio entre 82 y 1020  $\mu\text{g P L}^{-1}$ . En el mismo sentido, Chalar et al. (2017), Teixeira de Mello (2007) y Delbene (2018) registraron valores de PT y PS que muestran esta misma tendencia asociada a la intensidad de uso del suelo para diferentes usos, principalmente praderas y otros cultivos para producción de forraje.

En la Cuenca del río Santa Lucía, se han registrado en 27 estaciones de muestreo durante 2015, concentraciones promedio de  $171 \mu\text{g P L}^{-1}$ , con un mínimo de  $26 \mu\text{g P L}^{-1}$  y un máximo de  $486 \mu\text{g P L}^{-1}$  (DINAMA, 2015; DINAMA, 2017c). Esta situación, que se registra en otros cursos de agua importantes del país (río San Salvador, río Negro), ha llevado a revisar por parte de la autoridad ambiental el estándar nacional de PT de  $25 \mu\text{g P L}^{-1}$  (Decreto N° 253/79, 1979). En base a intercambios y acuerdos de investigadores y académicos se han establecido valores guía por debajo de los cuales existe menor riesgo de afectación de la calidad del agua; siendo estos valores de  $70 \mu\text{g P L}^{-1}$  para cursos de mayor orden, y de  $50 \mu\text{g P L}^{-1}$  para ríos de ordenes menores (OAN, 2017).

En parte, los altos valores de P registrados pueden estar relacionados con el proceso de intensificación productiva que transitó Uruguay entre 2010 y 2015. En ese período la producción agropecuaria multiplicó por cuatro el área dedicada a cultivos de secano, principalmente soja (Alonso et al., 2019). Al mismo tiempo, se expandió el área forestal más de 30 veces y también se intensificó la producción lechera (Acosta, 2013; OPP, 2015). Este rápido crecimiento se asoció a otros cambios tecnológicos que comenzaron en el inicio de los 2000, e implicaron entre otras cosas, el remplazo del laboreo convencional por la siembra directa (SD), con el objetivo central de reducir la erosión del suelo (Bordoli, 2001; MGAP-DIEA, 2008; García-Prechac et al., 2010). Debido a la forma de implementar la SD, la fertilización en la agricultura pasó a realizarse aplicando el fertilizante en superficie, eliminando su incorporación en el perfil del suelo, algo que ya se realizaba en la re-fertilización de praderas permanentes, pero que se extendió como práctica común a los cultivos e incluso a la etapa de siembra de pasturas (Scheiner y Lavado 1998; Bordoli, 2001).

A nivel internacional se ha evidenciado que el remplazo del laboreo convencional por la SD con aplicación de P en superficie ha llevado a un aumento en el riesgo de pérdida de PS desde el suelo hacia los cursos de agua, promovida por la dilución y el transporte del fertilizante con el agua de escurrimiento (Pote et al., 1996; Sharpley y Tunney, 2000; Sharpley y Kleinman, 2003; Vadas et al., 2005; Sharpley, 2015). Las pérdidas



de PS se diferencian a su vez en pérdidas incidentales o directas y en pérdidas permanentes o indirectas. Las primeras se identifican como “picos” que ocurren solo durante los primeros meses post fertilización. Estas pérdidas se incrementan con la dosis de P recientemente aplicada, y pueden derivar de gránulos de fertilizantes fosfatados solubles en proceso de disolución o de formas disueltas, pero aún con débil interacción con el suelo. En cambio, las pérdidas permanentes o indirectas, que se identifican como incrementos menores que se mantienen de forma sostenida en el tiempo, se asocian a la historia de fertilización previa del sitio y tienden a incrementarse con el aumento del valor de los test agronómicos de suelo, como PBray1 (Reid et al., 2019; Haygarth y Jarvis, 1999).

Bajo SD los suelos tienden a incrementar la estratificación de P en superficie, por lo que aún sin agregado de P las pérdidas permanentes tienden a aumentar, ya que el agua de escurrimiento se equilibra con una capa de suelo más enriquecida con P (Scheiner y Lavado 1998; Tunney, 2002; Tunney, 2007). Además, al quedar los gránulos de fertilizantes sobre la superficie, las pérdidas incidentales también aumentan.

Este incremento de pérdidas de P por escurrimiento bajo SD y con aplicación de fertilizante en superficie, en contraste con sistemas bajo laboreo convencional se ha constatado en diferentes regiones de Estados Unidos, en estudios realizados con parcelas de escurrimiento bajo lluvia natural y simulada (Mueller et al., 1984). En otros ensayos, Kimmel et al. (2001), detectaron que cuando el fertilizante se incorpora las pérdidas anuales de PS fueron de 0,014 kg ha<sup>-1</sup>, mientras que, para el mismo cultivo, pero bajo SD las pérdidas de PS fueron de 0,029 kg ha<sup>-1</sup>. Estos valores representaron la pérdida de 0,6 y 1,2% del P aplicado, en cada uno de los sistemas (laboreo convencional y SD). En Uruguay, en rotaciones de cultivos de largo plazo, también se han encontrado mayores pérdidas de PS en siembra directa con respecto a laboreo convencional (4,48 vs. 1,97 kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, respectivamente (Barreto et al., 2014).

Para el caso de pasturas sembradas (praderas permanentes), para pastoreo o producción de forraje, Tunney (2007) remarca el alto impacto de la pérdida de P desde pasturas

re-fertilizadas en superficie hacia los cursos de agua. Silvera et al., (2010), reportó en una revisión, que varios investigadores evidenciaron que la pérdida de nutrientes por escurrimiento desde pasturas se incrementó con el aumento en la tasa de fertilización (mineral u orgánica), resultados que no incluyen la forma de aplicación del fertilizante. En Uruguay, Lescano et al. (2017) a través de ensayos de parcelas de escurrimiento detectaron una mayor carga de PT en suelos bajo pasturas sembradas (sin fertilización en ese período), que en suelos bajo pastizales naturales (1,2 y 1,0 kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, respectivamente). Aunque en este ensayo, tanto la pradera sembrada como el campo natural tenían valores iniciales muy bajo de PBray1 en superficie.

El P lábil (medido como PBray1), representa la fracción del P inorgánico más disponible del suelo, y que está más relacionada con la absorción por las plantas. El manejo óptimo de la fertilización con P se basa en mantener los niveles de P lábil, dentro de niveles adecuados para alcanzar rendimientos económicamente óptimos (Black, 1993). Cuando estos niveles se superan, sobre todo en superficie, aumenta el riesgo de pérdidas de P por escurrimiento superficial, lo que ha sido evidenciado por varios autores según la revisión de Smith et al. (2017). Si bien existen metodologías para estimar la cantidad de nutrientes que requiere cada cultivo y las formas de aplicarlos, esas recomendaciones no siempre consideran el riesgo de afectación de aguas superficiales, y, en muchas ocasiones, no se aplican de manera rigurosa (Sims y Sharpley, 1998; Sharpley, 1995; Silvera et al., 2010; Ried et al., 2019).

Una de las estrategias de manejo de nutrientes a nivel predial que más se ha extendido es el concepto de las “4R” (Bruulsema, 2018), que integra un enfoque de sustentabilidad para optimizar la eficiencia en el uso de fertilizantes y disminuir la pérdida de nutrientes hacia los sistemas acuáticos (Vollmer-Sanders et al., 2016). El manejo de P en la estrategia “4R” implica, el agregado de fertilizante a la tasa correcta (Right rate), es decir según la necesidad del cultivo; utilizando la fuente correcta (Right source); en el momento adecuado (Right time); y en el lugar correcto (Right place) (Sharpley, 2016). En nuestro país, se han desarrollado investigaciones tendientes a mejorar las recomendaciones de fertilización para cultivos de gran importancia, como

es el caso de Hernández et al. (2013) que analizó las metodologías para la determinación de los requerimientos de P en arroz, para el mejor aprovechamiento del fertilizante P (Right rate, Righth source).

De todos modos, las interacciones entre el uso y cobertura de suelo y la calidad del agua son difíciles de evaluar a nivel de cuenca, debido a la complejidad de los procesos involucrados, así como por la existencia de múltiples fuentes puntuales y difusas de contaminación que se reconocen a nivel de territorio.

La cuantificación de las pérdidas de P provenientes de fuentes difusas puede realizarse de diferentes maneras. Una aproximación sencilla es a través de coeficientes de exportación, que asignan un valor típico de pérdida de P a cada uso del suelo, lo que permite estimar la pérdida de P de una cuenca en base a su uso de suelo (Reckhow et al., 1980). Otra metodología, son los modelos más complejos como, SWAT (Soil and Water Assessment Tool), APLE (Annual P Loss Estimator), APEX (Agricultural Policy Environmental eXtender) (Vadas et al., 2005b; USDA-NRCS, 2011), todos ellos permiten generar escenarios futuros en torno a la dinámica de nutrientes a escala de cuenca o sub-cuenca. Este tipo de modelos tiene la particularidad de requerir gran cantidad de información acerca de usos de suelo, características específicas de las unidades de suelo, rangos de pendiente, datos climáticos para series de tiempo amplias, datos hidrológicos, y fertilizantes utilizados en las cuencas y sub-cuencas, (Bautista-Ávalos et al., 2014).

Otra aproximación puede realizarse a través de la aplicación del Índice de P (IP) que permite estimar y categorizar el riesgo de exportación de P a escala de unidades de manejo (potreros o chacras) combinando factores de fuente y transporte de P (Lemunyon y Gilbert, 1993; Mallarino et al., 2002; Sharpley et al., 2003; Sharpley et al., 2011). Esta información posibilita priorizar luego acciones en las áreas con mayor aporte de P al agua de escurrimiento y por lo tanto a los cursos de agua superficiales. Asimismo, permite generar información y brinda elementos para la formulación de políticas públicas y acciones concretas en torno a la protección de los sistemas de agua

superficiales (Mallarino et al., 2002; Perdomo et al., 2015; Nelson y Shober, 2012; Sharpley et al., 2012).

Pero para contar con datos reales de la masa de P que es transportado desde el suelo hacia el agua bajo distintos manejos, y cuantificar el riesgo es necesario primero realizar mediciones a nivel de campo. Esta información representa un elemento fundamental para la modelación y evaluación del proceso de transporte de P desde el suelo a los cursos de agua. Una de las metodologías que se utiliza para esa cuantificación, es la instalación de parcelas de escurrimiento en campo que permiten coleccionar el agua que escurre por la superficie, tanto bajo lluvias simuladas o naturales (Pote et al., 1996; Pote et al., 1999; Vadas et al., 2005; Ontkean, 2006).

El objetivo de este trabajo fue generar información específica para la cuenca del río Santa Lucía, sobre valores de pérdidas de P desde el suelo al agua de escurrimiento, tanto en campo natural (praderas naturales) como en praderas cultivadas, y analizar cómo varían éstas bajo condiciones de no aplicación de P en superficie, así como con re-fertilización superficial. Además, se pretendió distinguir la magnitud de las pérdidas de P permanentes de las incidentales, y comparar las pérdidas totales con las basales desde campo natural que no recibe fertilización. La información generada también aporta elementos que contribuyen a la construcción y validación de un IP para esta cuenca de Uruguay.

## **2.3. MATERIALES Y MÉTODOS**

### **2.3.1. Área de estudio**

El estudio se realizó en el establecimiento “El Candil”, ubicado dentro de la cuenca del río Santa Lucía, Departamento de Florida, Uruguay (Figura 1). El paisaje predominante se caracteriza por presentar un relieve ondulado con predominancia de lomas irregulares de formas redondeadas, con afloraciones rocosas y suelos de superficiales a profundos (Milot et al.1987; Lezama et al. 2008). Los suelos de las áreas dónde se instalaron los ensayos fueron diferentes. Según la Carta de

Reconocimiento Detallado de Suelos del Uruguay a escala 1:40.000 (MGAP, 2016; CRSU16, 2016), el suelo bajo pradera pertenece al complejo indiferenciado La Carolina Brunosol; Carreta Quemada (LC(B); CQ), mientras que, el suelo bajo campo natural (CN) pertenece al complejo Guaycurú; San Gabriel (Gu; SG), (MGAP, 2016; CRSU16, 2016).

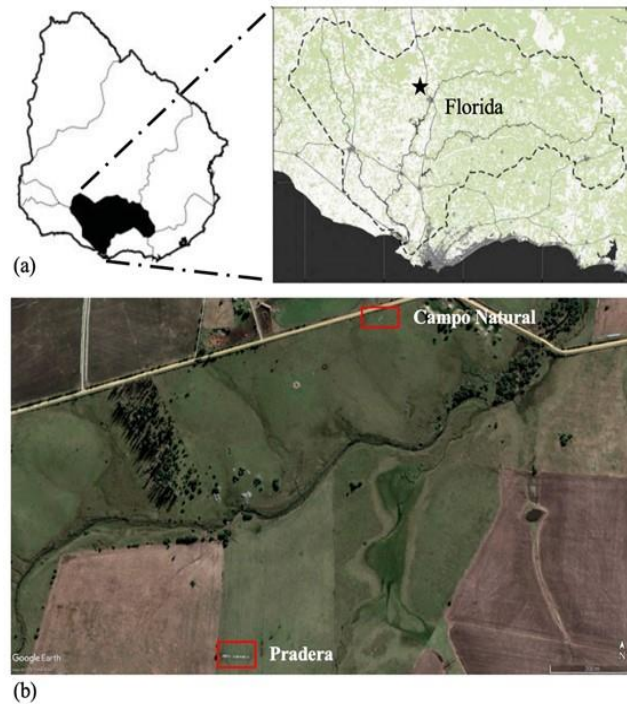


Figura 1. (a) Uruguay, Cuenca del Río Santa Lucía. (b) Ubicación del Establecimiento El Candil ★. c - Ubicación de los ensayos de CN y Pradera.

Dentro de este establecimiento agrícola-ganadero, se seleccionaron dos potreros contiguos donde se instalaron los ensayos. Al momento de la instalación, el primer potrero estaba sembrado con una pradera mixta de segundo año de *Trifolium repens*, *Lotus corniculatus* y *Festuca arundinacea*. El segundo potrero tenía una vegetación típica de campo natural con las siguientes especies *Lolium multiflorum*, *Stipa charruana*, *Cynodon dactylon*, y *Paspalum dilatatum*, correspondientes a la unidad Centro Sur III descrita por Altesor *et al.* (2010). Ambos potreros eran utilizados para pastoreo de ganado vacuno destinado a producción de carne.

Se realizó una caracterización química de los suelos de estos dos potreros (pradera y campo natural); se analizó pH en H<sub>2</sub>O, contenido de Materia orgánica según Walkley y Black, 1982, contenido de cationes de intercambio por extracción con acetato de amonio 1M neutro y posterior determinación por absorción atómica (Ca<sup>+2</sup> y Mg<sup>+2</sup>) y espectrofotometría por emisión (K<sup>+</sup> y Na<sup>+</sup>) (Isaac y Kerber, 1971), textura por el método de la pipeta (Folk, 1974), y P Total (EPA 3050B digestión por ICP).

### **2.3.2. Diseño e instalación de microparcels de escurrimiento**

Durante fines de 2013 se instalaron en ambos sitios (potreros) 15 microparcels diseñadas para coleccionar el agua de escurrimiento superficial de eventos de lluvia natural (Figura 2 a). Los datos de precipitación diaria para el período del ensayo (noviembre 2013 a diciembre 2014) se obtuvieron de la Estación Meteorológica de Florida (InUMet), ubicada a 9 km.

El diseño y dimensionamiento de las microparcels se realizó de acuerdo a Vadas et al. (2005). Tuvieron una superficie de 2,9 m<sup>2</sup>, con 1,50 m de lado en su área principal, y un área menor de transición hacia el canal que conduce el escurrimiento superficial a los recipientes coleccionadores (Figura, 2 a). Las microparcels se confeccionaron con planchas de chapa de 15 cm de altura que se enterraron 5 cm en el suelo. Los recipientes coleccionadores tenían un volumen de 20 L, cuando se superaba el volumen de los dos baldes principales (40 L), el exceso de agua escurrido era registrado por un contador mecánico de flujo (Modelo Alfa-SDC Dn15 – TCM 142/11- 4884) conectado en la salida del último recipiente (Figura, 2 a y b). El área ocupada por los recipientes coleccionadores y el canal permanecieron cubiertos para evitar el ingreso de agua de lluvia de forma directa (Figura, 2 c).

En el perímetro de cada experimento se instaló un alambrado eléctrico para evitar el acceso del ganado. También se realizaron cortes manuales de la pastura de forma periódica, en el ensayo sobre pradera, en junio y noviembre, y en el ensayo sobre CN en noviembre.

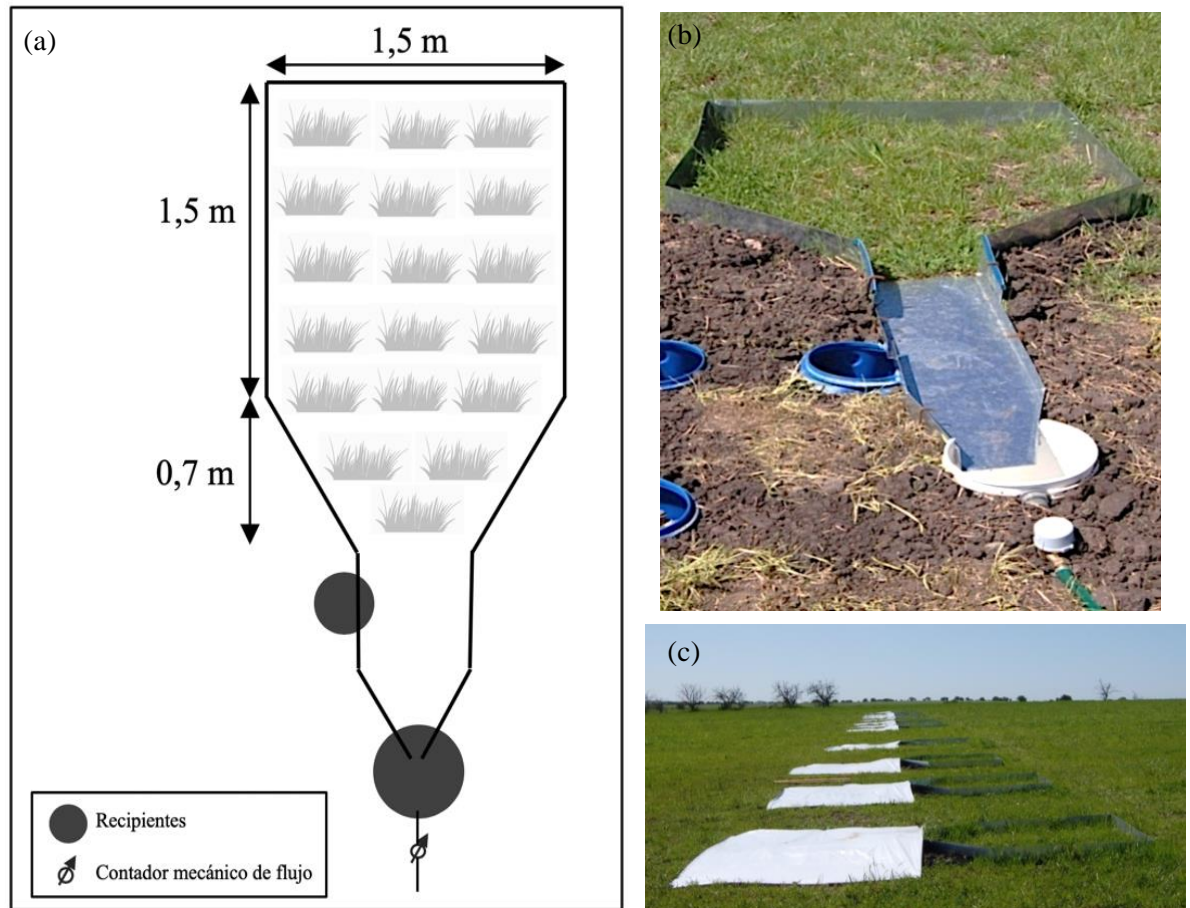


Figura 2. a - Diseño y dimensiones de las microparcels utilizadas en los ensayos b - Microparcels instalada en el ensayo de Pradera. c – Microparcels en el ensayo acondicionada para los eventos naturales de lluvia.

### 2.3.3. Cuantificación de pérdidas de P por escurrimiento superficial

En el ensayo de pradera, se instalaron 12 microparcels sobre las que se aplicaron los tratamientos en un diseño experimental de bloques al azar, con tres repeticiones. La cabecera de las parcelas se orientó hacia la zona de mayor pendiente (2%), mientras que los bloques se orientaron en dirección de la pendiente lateral. Los tratamientos consistieron en cuatro dosis: 0 (testigo), 50, 100 y 200 kg ha<sup>-1</sup> de P. El fertilizante utilizado fue Supertriple (0-46-46-0), que contiene 20,08 kg P por cada 100 kg de

producto. El fertilizante fue aplicado al voleo en superficie, la modalidad predominante cuando se re fertilizan las pasturas. La aplicación se realizó el 27 de marzo de 2014, dentro de la época recomendada para re fertilizar praderas sembradas. Por otro lado, en CN, se instalaron tres microparcels sobre las que no se aplicó fertilizante fosfatado.

Desde enero a diciembre de 2014, se colectaron muestras de agua, luego de los eventos de todos los eventos de lluvia que generaron escurrimiento superficial. Por lo que entre enero y marzo solo se evaluó la pradera sin aplicación de fertilizante P. Las muestras colectadas se preservaron en frío hasta su posterior análisis en laboratorio. Para cada muestra se analizó la concentración de P Total (PT) a través de la digestión con persulfato de amonio y posterior determinación colorimétrica por técnica de ácido ascórbico-molibdato (Pote y Daniel, 2000). El P Soluble (PS) a través de la técnica P reactivo-DRP, donde la muestra se filtra previamente con un filtro de 0,45µm, para luego realizar la determinación colorimétrica por la técnica de ácido ascórbico-molibdato (Pote y Daniel, 2000). Mientras que, el PT y el PS se determinaron de forma directa, el P Particulado (PP), la otra fracción que compone el PT, se estimó como la diferencia entre PT y PS.

Para obtener la carga de nutrientes por evento se multiplicó la concentración de P (PT o PS) del agua de escurrimiento por el volumen escurrido en cada tormenta. Debido a que no existió un efecto significativo de la dosis de fertilizante en el escurrimiento (no mostrado), el volumen escurrido para cada tormenta se estimó como el promedio del escurrimiento de todas las Microparcels de cada sitio (pastura o CN) a partir de los datos de escurrimiento obtenidos de los contadores de flujo de cada microparcels. Es decir que, en cada sitio y evento, se utilizó un valor único de escurrimiento para estimar la carga de todos los tratamientos. La concentración ponderada por flujo (para PT o PS) se estimó como la relación entre la sumatoria de las cargas sobre la sumatoria de los volúmenes de escurrimiento, para todo el período.



Durante el transcurso del ensayo en abril, agosto, octubre y febrero y antes de la aplicación de los tratamientos de fertilización, en marzo, se tomaron muestras de suelo para evaluar la evolución de la concentración de P lábil en el suelo. Los muestreos se realizaron tanto en CN, como en pradera, y para no afectar las condiciones del suelo dentro de la microparcela, las muestras se tomaron de un área contigua a la microparcela a la que se le aplicaron los tratamientos. Las muestras se tomaron a dos profundidades (0-7,5 y 7,5-15 cm) y se analizaron a través de dos metodologías, un test agronómico usado comúnmente en Uruguay para evaluar el P lábil o más disponible para los cultivos (PBray1), y un test ambiental el P extraído con agua (Water extractable phosphorus - WEP), que se utiliza en EEUU como proxy de la concentración de PS en el agua de escurrimiento y para la de determinación de niveles de pérdida de P por escurrimiento que pueden causar daños en los ecosistemas acuáticos (Maguire et al., 2005). El PBray1 se analizó a través de la técnica Bray & Kurzt (1945), con relación agua-suelo 1:7 y dos minutos de agitación, mientras que para estimar WEP (P extraído con agua) se utilizó una adaptación de la técnica descrita por Kleinman et al. (2007), con una relación agua suelo 1:100.

#### **2.3.4. Estimación del Índice de P**

El IP, en unidades de  $\text{kg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$  de P, se estimó como la suma del componente particulado (CP) y del componente soluble (CS), ambos con la misma unidad que IP. El primer componente (CP) se estimó como:

$$CP = \frac{TE \times PT \times IE}{1000} \quad [1]$$

Donde:

TE = Tasa de erosión anual ( $\text{kg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$  de suelo).

PT = Concentración ( $\text{mg kg}^{-1}$  de PT) de suelo a 0-7,5 cm.

IE = Índice de enriquecimiento, que es la relación de PT de las partículas de suelo erosionadas sobre PT del suelo original, asumiendo un valor de 1,4 (Pierzynski et. al., 2005).

Cabe aclarar que TE se estimó con el modelo disponible en la plataforma del MGAP (Erosión 6.0), que se utiliza para estimar la pérdida de suelo por erosión, valor requerido para presentar en los Planes de Uso y Manejo de Suelos (PUMS) (Olivera et al., 2019). Esta plataforma utiliza el modelo USLE RUSLE desarrollado en Uruguay (Clérici y García- Préchac, 2001). La tasa de erosión se estimó para dos largos de pendiente, el de la parcela del ensayo (1,5 m) y el largo estándar (100 m) utilizado por defecto en los Planes de Uso y Manejo de Suelo.

Mientras que CS se estimó como:

$$CS = \frac{\text{Escurrimiento} \times \text{PBray1 (0-2,5cm)} \times \text{CE}}{100} \quad [2]$$

Donde:

Escurrimiento = volumen de escorrentía (L ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>).

PBray1 = Concentración (mg Kg<sup>-1</sup> de PBray1) de suelo a 0-2,5 cm.

Coefficiente de extracción (CE) = Se utilizó el valor de 0.0066, determinado por Perdomo et al. (2015), para suelos de la Cuenca del Río Santa Lucía.

El valor de escurrimiento fue el observado en cada uno de los sitios (promedio), y el valor de PBray1 a 0-2,5 cm se obtuvo de un relevamiento realizado en forma separada a este estudio por Perdomo et al., (2015), pero que incluyó este sitio entre 32 sitios bajo producción lechera ubicados dentro de la cuenca del río Santa Lucía. Nótese que las divisiones entre 1000 y entre 100 de las Ec[1] y Ec[2] respectivamente, son factores de corrección necesarios para expresar los resultados en la unidad correspondiente.

### **2.3.5. Análisis estadístico**

Para evaluar las diferencias entre las concentraciones y carga de nutrientes de los diferentes tratamientos se realizaron análisis de varianza utilizando modelos lineales generalizados mixtos (MLGM) para cada uno de los eventos. También se realizaron análisis de regresión lineal, para analizar la relación entre el PBray en el suelo y la concentración de P en el agua de escurrimiento. En los casos que los datos presentaran mucha variabilidad se realizaron también regresiones lineales robustas que fueron ajustadas con la opción Huber del Procedimiento RobustReg disponible en el software SAS/STAT® (2014). La evaluación de diferencias entre grupos de tratamientos se realizó a través de contrastes ortogonales. Los contrastes evaluados fueron: c1, Dosis 0 vs el resto de los tratamientos; c2, Dosis 50 vs Dosis 100 y Dosis 200; y c3, Dosis 100 vs Dosis 200. Para los análisis de los datos de P en suelo los resultados se analizaron con el test no paramétrico de Friedman, dentro de cada muestreo y para la misma profundidad. Los análisis estadísticos fueron realizados en el software estadístico R (Ihaka y Gentleman 1996; R Development Core Team 2007) utilizando como interfase el software estadístico InfoStat (Di Rienzo et. al., 2017). Mientras que los gráficos finales fueron generados utilizando la versión de prueba de SigmaPlot 13 y Microsoft Excel.

## **2.4. RESULTADOS**

### **2.4.1. Suelos**

Los suelos de Pradera y campo natural (CN) presentaron porcentajes similares de contenido de materia orgánica, mientras que las principales diferencias se observaron en la concentración de  $Ca^{+2}$ , en el contenido de P Total, y en el contenido de P lábil, medido como Bray1 (Cuadro 1). Asimismo, el suelo de pradera y el suelo de CN presentaron diferencias en la profundidad del horizonte A; en la pradera varió entre 20 y 35 cm o más, mientras que en CN no superó los 15 cm.

Cuadro 1. Caracterización de los suelos sobre los que se instalaron los ensayos.

Uso	Prof. (cm)	pH (en H <sub>2</sub> O)	MO %	Cationes intercambiables				P Total — mg P kg <sup>-1</sup> suelo —	PBray1
				Ca	Mg	K	Na		
CN	0-7,5	5,33	2,42	5,57	1,94	0,62	0,32	275,6	5,3
	7,5-15	5,19	1,44	5,34	1,71	0,42	0,27	-	4,1
Pradera	0-7,5	5,71	2,25	18,39	3,86	0,38	0,56	501,3	14,9
	7,5-15	5,75	1,85	15,26	3,73	0,31	0,56	-	7,5

### 2.4.2. Precipitación y escurrimiento

Durante el período del ensayo (enero a diciembre de 2014) los volúmenes de lluvia fueron entre dos y cuatro veces superiores a la media de los cinco años previos (Figura 3). En enero se registró el mayor volumen de lluvia (306 mm), mientras que en agosto se registró el menor (22 mm), siendo la media de este mes alrededor de 90 mm inferior que la de los cinco años anteriores (Figura 3). Como era esperable, tanto en Pradera como en CN, el escurrimiento se incrementó con el aumento del volumen de lluvia (Figura 4).

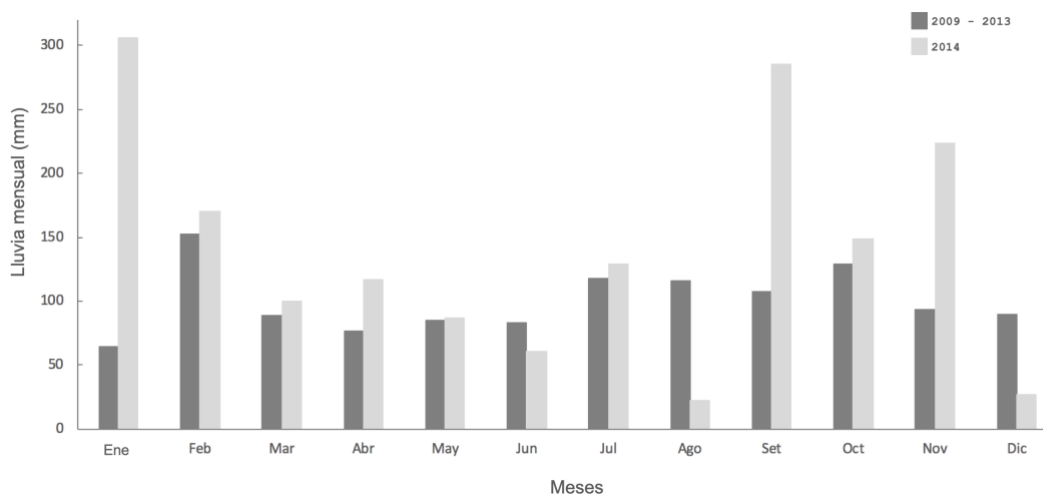


Figura 3. Promedio mensual de lluvia de los 5 años previos al ensayo (2009-2013) y del año del ensayo (2014).

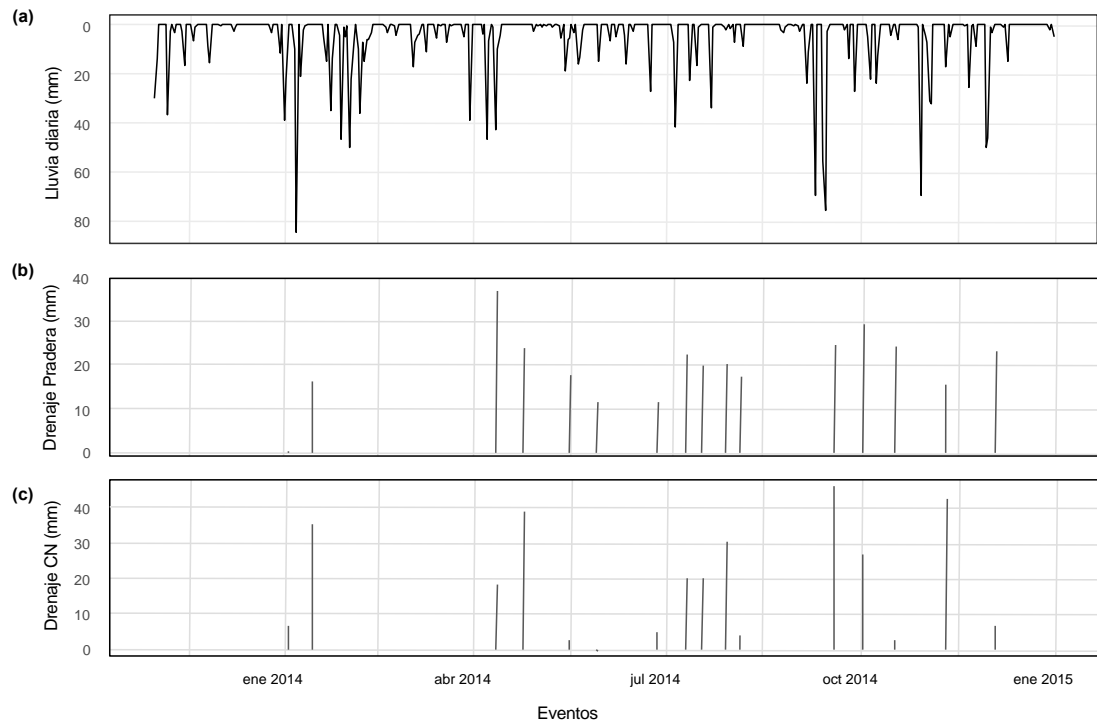


Figura 4. Lluvia diaria (a) y drenaje para cada evento que generó escurrimiento en los ensayos de Pradera (b) y Campo Natural (c). El drenaje no se computó en forma diaria, si no al final de cada tormenta.

El escurrimiento anual promedio observado fue de 330 mm en Pradera y 310 mm en CN. En general el escurrimiento superficial tendió a incrementarse luego de los eventos de mayores lluvias, sobre todo durante aquellas tormentas que duraron varios días (Figura 4 b y c). Esto sería esperable, ya que la proporción de lluvia que escurre tiende a incrementarse en los suelos saturados (Durán y García Préchac, 2007), aunque en algunos de los eventos de bajo volumen también se registró escurrimiento (Figura 4 b y c).

Es importante tener en cuenta que los datos de lluvia fueron obtenidos de la estación de la ciudad de Florida (INUMET, Estación Florida), ubicada a 9 km del lugar del ensayo, por lo que pueden existir diferencias entre la lluvia reportada y lo que efectivamente llovió en el sitio del ensayo.

### **2.4.3. Pérdidas de P en el agua de escurrimiento**

#### **2.4.3.1. Efecto del uso y tipo de suelo**

La evaluación del efecto del uso de suelo se realizó a través de la comparación, para todo el período del ensayo, de las pérdidas de P en el agua de escurrimiento en CN y en el tratamiento control de Pradera (sin aplicación de fertilizante P). En la mayoría de los eventos la concentración de PS en el agua de escurrimiento fue significativamente mayor en Pradera (Dosis 0) que en CN (Figura 5 a). Las cargas de PS también fueron en la mayoría de los eventos significativamente mayores en Pradera Dosis 0, que, en CN (Figura 5 b). La evolución de la concentración y carga de PT fue similar a la de PS, ya que ambas fueron generalmente significativamente mayores en pradera Dosis 0 que en CN.

Durante el transcurso del ensayo, tanto las concentraciones como las cargas de PS y PT en pradera Dosis 0 fueron muy variables, aunque tendieron a ser mayores al principio y al final, disminuyendo en el período intermedio del ensayo. Mientras que, en CN, tanto las concentraciones como las cargas de PS y PT fueron más estables, pero al final del ensayo las cargas mostraron mayor variación (Figura 5 a - d).

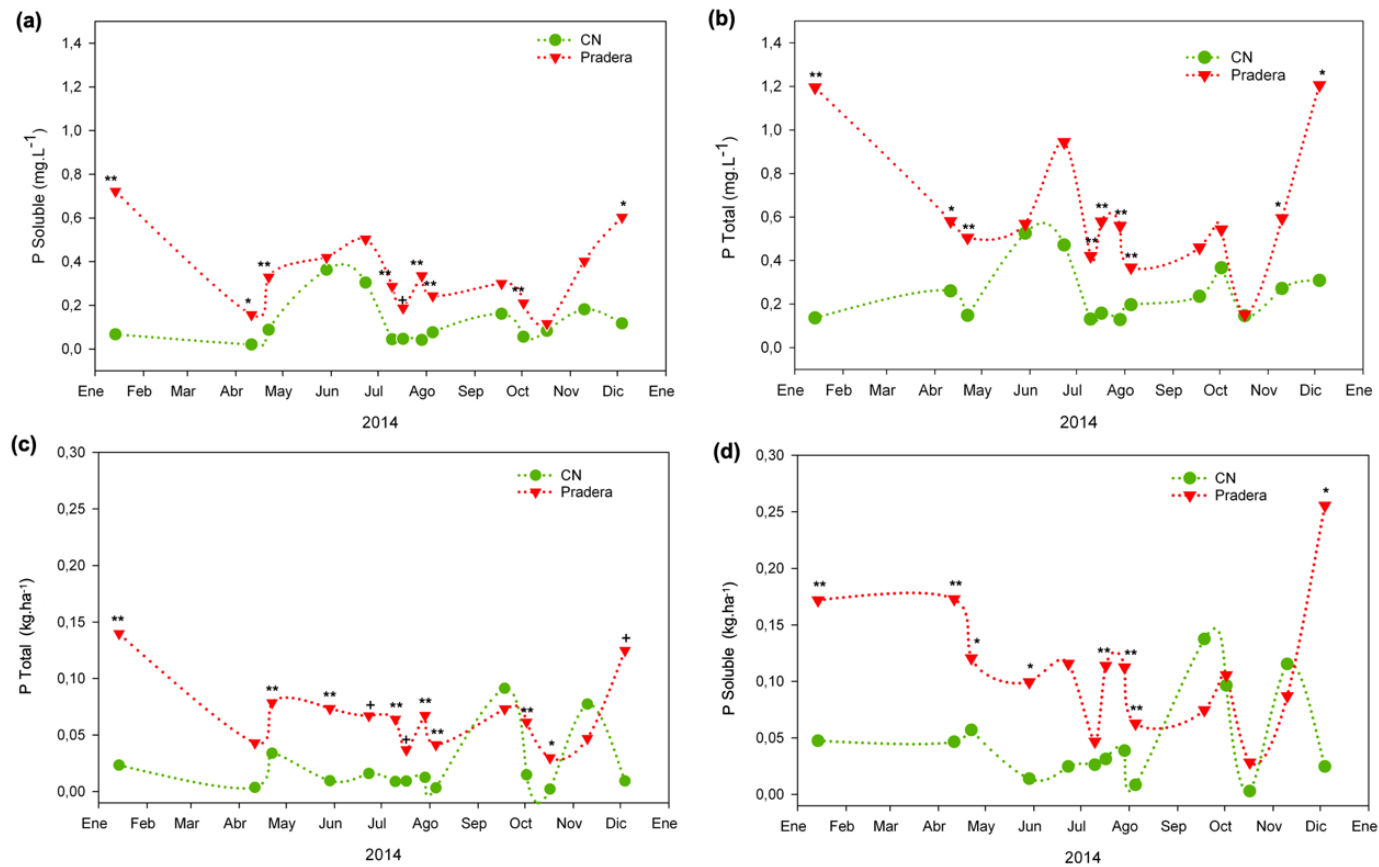


Figura 5. Concentraciones y cargas de PS y PT para el período de estudio en los ensayos de CN y Pradera Dosis 0 (sin aplicación de fertilizante P). Las concentraciones de PS y PT corresponden a las figuras 5a y 5b, mientras que las cargas de PS y PT corresponden a las figuras 5c y 5d. Se indican las diferencias significativas: 1% (\*\*), 5% (\*) y 10% (+).

La diferencia entre las cargas promedio acumuladas durante el período del ensayo de PS en Pradera Dosis 0 y CN (0,814 y 0,296 kg ha<sup>-1</sup>) fue estadísticamente significativa (p valor = 0,003). En cambio, las medias de PP para ambos usos no lo fueron (p valor = 0,161), siendo estos valores de 0,577 y 0,352 kg ha<sup>-1</sup> para Pradera Dosis 0 y CN, respectivamente. La carga acumulada de PT, que comprende ambas fracciones (PS y PP), también fue mayor en Pradera Dosis 0 que en CN, con valores de 1,391 y 0,648 kg ha<sup>-1</sup>, respectivamente (Figura 6 a), y esta diferencia fue estadísticamente significativa (p valor = 0,002). Por consiguiente, las proporciones de PS en relación al PT fueron menores en CN que en Pradera Dosis 0 (45,6 y 58,5%, respectivamente).

Asimismo, las concentraciones ponderadas por flujo de PS y PP (valores no mostrados) para todo el período, fueron estadísticamente significativas (p valor 0,0009 y 0,0161, respectivamente), siendo en ambos casos mayor en Pradera Dosis 0 que en CN. Asimismo, las cargas acumuladas siguieron la misma tendencia. El mismo resultado se observó en PT, siendo las concentraciones de 0,549 y 0,243 mg L<sup>-1</sup> en Pradera Dosis 0 y CN respectivamente (Figura 6 b).



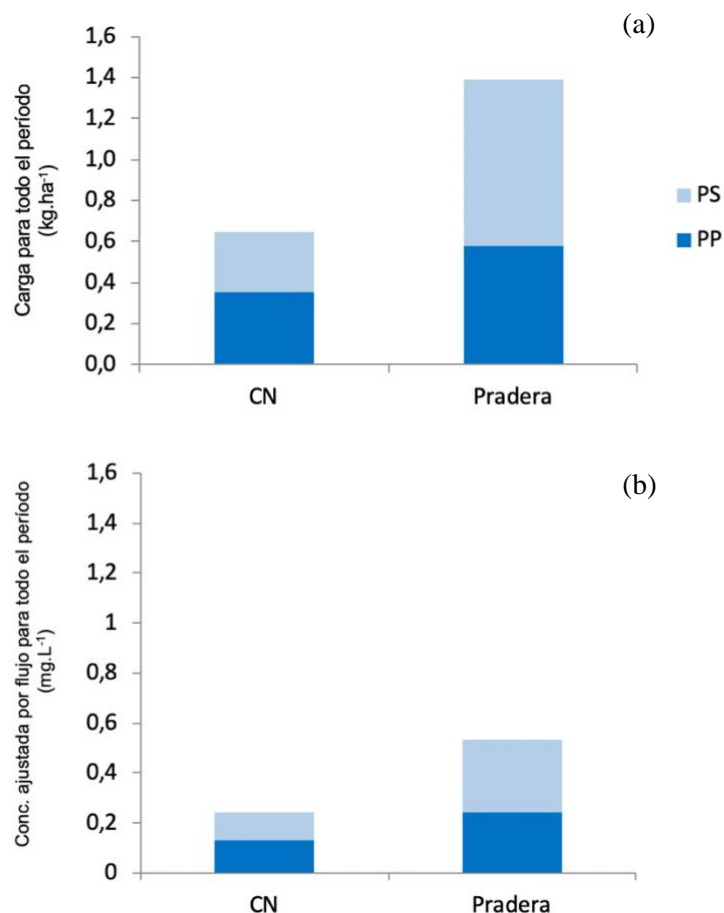


Figura 6. Carga acumulada promedio (a) y Concentración ponderada por flujo (b), de P Soluble (PS) y P Particulado (PP) en todo el período de estudio en Campo Natural y Pradera Dosis 0.

#### 2.4.3.2. Efecto de la aplicación de fertilizante fosfatado en el ensayo de Pradera

De acuerdo a lo esperado, la aplicación de fertilizante fosfatado (fertilizante-P) incrementó las concentraciones y cargas de P en el agua de escurrimiento, con respecto al valor del control (Dosis 0). El valor promedio de las concentraciones y cargas obtenidas en el primer muestreo (14 de enero), previo a la aplicación de los tratamientos de fertilización, se asignó como el valor inicial de todas las microparcels. En el caso de la concentración esta fue 0,6803 y 1,1054  $\text{mg P L}^{-1}$  para PS y PT

respectivamente (Figura 7 a y b). Para las cargas, los valores iniciales fueron 0,1083 y 0,1760 kg ha<sup>-1</sup> de PS y PT respectivamente (Figura 8 a y b).

En el primer evento de escurrimiento post-fertilización, la concentración de PS solo se incrementó con respecto al evento inicial en los tratamientos D100 y D200, pero disminuyó en D50 y Dosis 0. El promedio de los incrementos en D100 y D200 fue de 1,140 mg P L<sup>-1</sup>

Dentro de cada evento, los análisis de varianza mostraron diferencias significativas entre las medias de concentración de PS de los tratamientos, en cuatro de los 15 eventos muestreados (Figura 7 a). Algunos contrastes ortogonales también mostraron diferencias significativas entre conjuntos de tratamientos. El c1 (Dosis 0 vs resto) fue significativo en cinco eventos (Figura 7 a), y las diferencias entre las concentraciones variaron de 0,095 a 1,140 mg L<sup>-1</sup>. En los demás contrastes, el c2 (D50 vs D100 y D200) sólo fue significativo en un evento (11 de abril), mientras que, el c3 (D100 vs D200) fue significativo solo en dos eventos (11 de abril y 5 de agosto) (no mostrados). A pesar de la falta de significancia en varios de los eventos, la tendencia general de la concentración de PS se incrementa con la dosis de fertilizante-P agregado (Figura 7 a), principalmente luego de su fertilización.

Por otro lado, la concentración de PT en el agua de escurrimiento también se incrementó luego de aplicados los tratamientos de fertilización (Figura 7 b). La comparación de las medias de los tratamientos para cada evento mostró diferencias significativas en cuatro de los 15 eventos (Figura 7 b). Los contrastes ortogonales fueron significativos en varios de los eventos; por ejemplo, el c1 (Dosis 0 vs resto) fue significativo en siete eventos (Figura 7 b). La diferencia entre las concentraciones del tratamiento Dosis 0 y el resto estuvieron entre 0,197 y 1,328 mg L<sup>-1</sup>. Asimismo, el c2 (D50 vs D100 y D200) fue significativo en el evento del 10 de julio, mientras que el contraste c3 (D100 vs D200) fue significativo en dos eventos, 11 de abril y el 27 de junio (no mostrados).

En cuanto a la evolución de las cargas, se observó que, en cuatro de los 15 eventos el análisis de varianza mostró diferencias significativas entre las medias de PS de los tratamientos (Figura 8 a). Además, los contrastes ortogonales fueron significativos en seis de los 15 eventos muestreados. El c1 (Dosis 0 vs resto) fue significativo en esos seis eventos mostrando una diferencia que varió entre 0,023 y 0,450 Kg ha<sup>-1</sup> (Figura 8 a). El c2 (D50 vs D100 y D200), en cambio, fue significativo en tres eventos: el 11 de abril, 10 de julio y 5 de agosto, mientras que el c3 (D100 vs D200) fue significativo sólo en el evento posterior a la aplicación de los tratamientos (no mostrados).

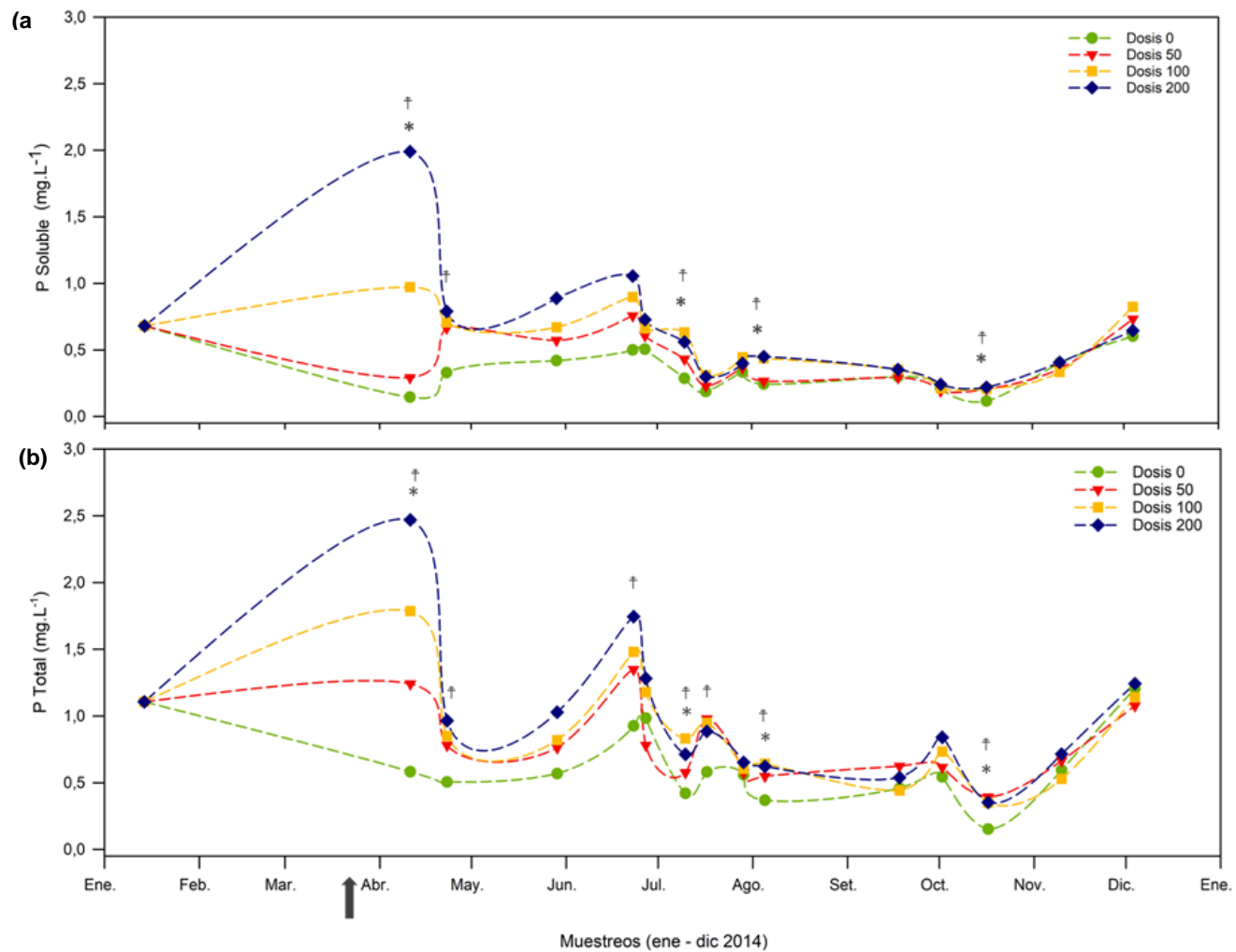


Figura 7. Concentración de PS (a) y PT (b) en el agua de escurrimiento a lo largo del período de estudio. “↑” indica la fecha de aplicación de los tratamientos, cada una de las líneas representa un tratamiento y “\*” señala diferencias significativas entre las medias de los tratamientos ( $P < 0.05$ ). También se indican los eventos en los que el c1 fue significativo “†”

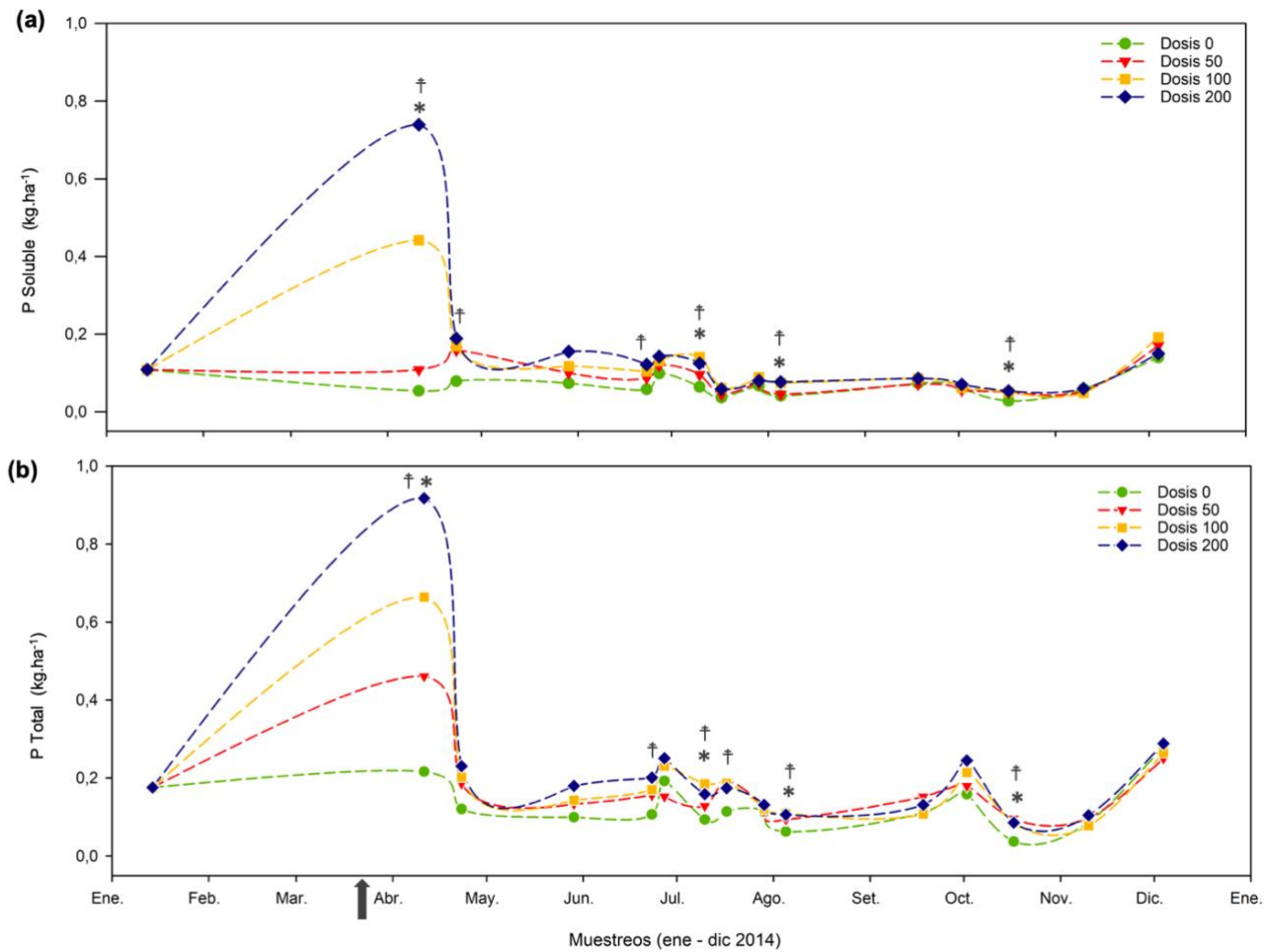


Figura 8. Carga de PS (a) y PT (b) en el agua de escurrimiento a lo largo del período de estudio. “†” indica la fecha de aplicación de los tratamientos, cada una de las líneas representa un tratamiento y “\*” señala diferencias significativas entre los tratamientos (p valor <0.05). También se indican los eventos en los que el c1 fue significativo “†”.

La carga de PT en el agua de escurrimiento se incrementó para todos los tratamientos, luego de aplicado el fertilizante-P (Figura 8 b). El mayor incremento ocurrió en el evento inmediatamente posterior a la aplicación del fertilizante, donde la carga varió en promedio de 0,151 a 1,005 kg ha<sup>-1</sup>, entre Dosis 0 y D200. El análisis de varianza mostró diferencias significativas en cuatro eventos: 11 de abril, 10 de julio, 5 de agosto, y 17 de octubre, y los contrastes ortogonales fueron significativos en siete eventos (Figura 8 b). El c1 (Dosis 0 vs resto) fue significativo en cinco eventos y mostró una diferencia que varió entre 0,040 y 0,494 kg ha<sup>-1</sup> (Figura 8 b). El c2 (D50 vs D100 y D200) fue significativo en tres eventos y el c3 (D100 vs D200) sólo en el evento del 11 de abril, inmediatamente posterior a la aplicación de los tratamientos (no mostrados).

Las cargas de PS y PT evolucionaron luego de la aplicación de los tratamientos de fertilización, de forma similar a la evolución observada en las concentraciones, a pesar de que las cargas dependen no solo de la concentración sino también del volumen de escurrimiento.

Durante el período junio - agosto se registraron lluvias muy frecuentes, que generaron un aumento en la frecuencia de los eventos de escurrimiento. Pero de los seis eventos registrados en ese período sólo dos (10 de julio y 5 de agosto) mostraron diferencias significativas, tanto para PS como para PT. De todas maneras, estas diferencias significativas ocurrieron cinco meses después de haberse aplicado el fertilizante-P.

#### **2.4.3.3. Cargas acumuladas durante todo el período del ensayo**

La carga acumulada promedio de PS sin agregado de fertilizante, luego de 15 eventos de escurrimiento, fue de 0,814 kg ha<sup>-1</sup>, y se incrementó de forma lineal con la dosis de P agregado a una tasa de 0,018 kg ha<sup>-1</sup> de P por kg ha<sup>-1</sup> de P agregado (1,8%). Las tendencias observadas en las cargas promedio acumuladas mostraron una relación mucho más ajustada con las dosis que las observadas a nivel de evento (Figura 9a).

Un comportamiento similar se observó para PT (Figura 9a). El paralelismo entre las rectas de regresión de cargas acumuladas de PT y PS con la dosis de P sugiere que la pérdida del PP fue aproximadamente constante en todos los tratamientos, y que esta no habría sido afectada por la dosis de fertilizante-P (Figura 9b). Por tanto, el aumento en la carga de PT ocasionada por la fertilización se debió principalmente a la pérdida de PS.

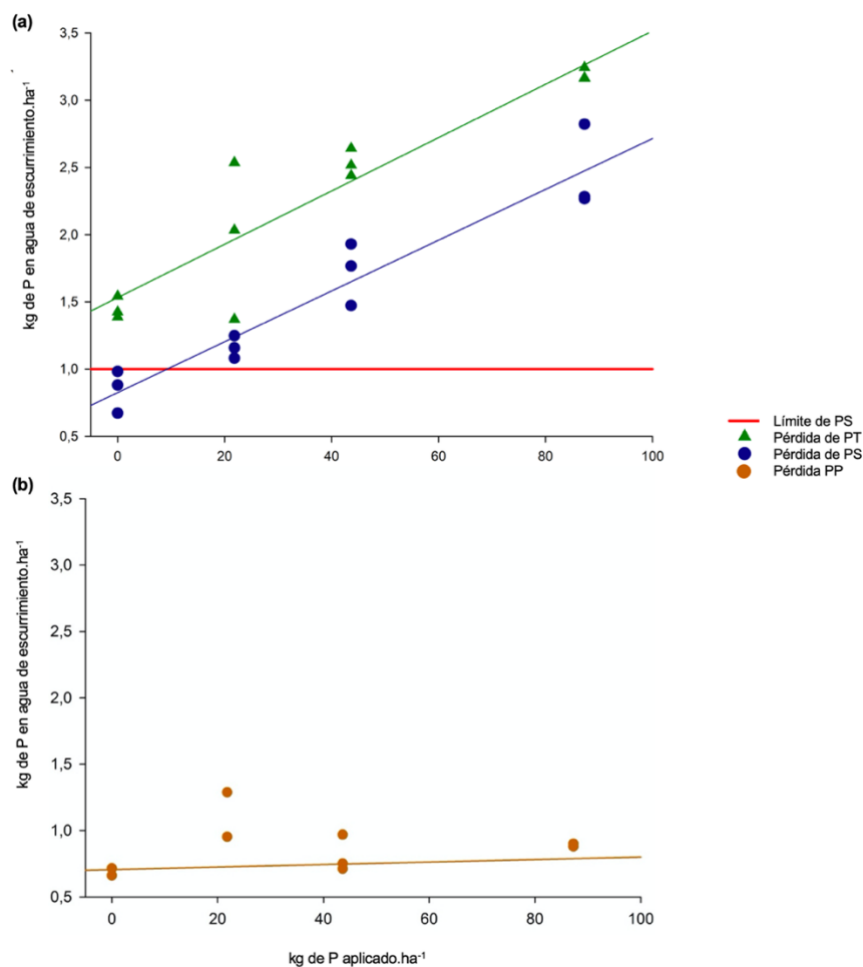


Figura 9. Cargas totales acumuladas durante el ensayo para cada dosis de  $P_2O_5$  aplicada, expresada como kg de P aplicado por hectárea: (a) PT y PS, línea roja sólida marca el límite de pérdida de PS tolerable de  $1\text{kg}\cdot\text{ha}^{-1}$  (Smith et al., 2015, Chafin *et al.*, 2011), las regresiones fueron para la Pérdida PT =  $1,531 + 0,019 * \text{kg P ha}^{-1}$ , y para la Pérdida PS =  $0,825 + 0,018 * \text{kg P ha}^{-1}$ ; y (b) PP, regresión para la Pérdida PP

=  $(0,0009 * \text{kg P ha}^{-1}) + 0,7061 R^2 = 0,0119$ , la pendiente de la regresión no fue significativa.

#### **2.4.4. Distinción entre pérdidas permanentes e incidentales**

Los datos de la Figura 6 (a) muestran las pérdidas permanentes de PT provenientes de CN y pradera Dosis 0, es decir aquellas que no dependen del fertilizante aplicado al suelo. De igual modo, el intercepto de la línea de regresión de PT vs Dosis de la Figura 9 también representa la pérdida permanente para pradera Dosis 0. En el ensayo, la tasa de pérdida incidental (la que responde al fertilizante aplicado) fue de 1,9 % con respecto a la dosis de P agregada (Figura 9) y representó el 25% de la pérdida de PT en el agua de escurrimiento.

#### **2.4.5. Contenido de P lábil en suelo**

Los análisis de PBray1 y WEP, análisis agronómico el primero y ambiental el segundo, mostraron un aumento de la concentración de P lábil en el suelo con la aplicación de fertilizante-P (Cuadro 2 y 3). Pero esta variación se registró solo en la profundidad de 0-7,5 cm. En el primer muestreo de suelo posterior a la aplicación de los tratamientos se observó el máximo incremento con respecto al valor inicial, tanto en PBray1 como en WEP en el tratamiento D100. En el caso de PBray1 el incremento fue de 15 a 39  $\text{mg kg}^{-1}$  (Cuadro 2), mientras que, en este mismo muestreo el WEP subió de 0,13 a 0,20  $\text{mg L}^{-1}$  (Cuadro 3).

Luego del aumento de P lábil en el ensayo de pradera generado por la aplicación del fertilizante-P, la concentración de PBray1 disminuyó de manera progresiva hasta aproximarse a los niveles iniciales (Cuadro 2), en forma similar a la tendencia observada en la concentración de PT y PS en el agua de escurrimiento (Figura 7). En cambio, en WEP el aumento inicial solo se evidenció en los primeros muestreos luego de la aplicación del fertilizante, excepto en D200 donde este incremento se mantuvo hasta el final del ensayo (Cuadro 3).



En el caso de PBray1, el análisis de varianza no paramétrica mostró diferencias significativas entre los tratamientos en los dos muestreos posteriores a la fertilización y en el último muestreo (Cuadro 2). Mientras que para WEP, este mismo análisis evidenció diferencias significativas solo en los dos muestreos posteriores a la fertilización (Cuadro 3).

En cambio, en el ensayo de CN, tanto las concentraciones de PBray1 como de WEP en la profundidad 0-7,5 cm, se mantuvieron constantes durante todo el período. En el caso de PBray1 estas concentraciones variaron entre 4,5 y 5,3 mg kg<sup>-1</sup> (Cuadro 2), mientras que en el caso de WEP la variación fue entre 0,08 y 0,13 mg kg<sup>-1</sup> (Cuadro 3). Al igual que lo que pasó en Pradera, las concentraciones de ambas formas de P lábil en la profundidad de 7,5-15 cm fueron inferiores a las observadas en la primera capa de suelo y tampoco mostraron variaciones con los tratamientos.

Cuadro 2. Concentración media de PBray1 para dos profundidades de suelo en los ensayos de Pradera y Campo Natural (CN) durante cinco muestreos (M1 a M5), el muestreo M1 fue previo a la aplicación del fertilizante. En Pradera, las diferencias significativas de acuerdo al test no paramétrico de Friedman, dentro de cada muestreo y para la misma profundidad, se indican con letras diferentes (P valor < 0,05).

Uso	Prof. cm	Dosis P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> kg ha <sup>-1</sup>	M1	M 2	M 3	M 4	M 5
			PBray1 mg kg <sup>-1</sup>				
Pradera	0-7,5	0	14,9	16,4 (A)	13,1(A)	10,2	8,1(A)
		50	NC	22,6 (B)	16,3(AB)	10,1	9,0(AB)
		100	NC	38,7 (BC)	23,1(B)	19,3	9,7(ABC)
		200	NC	28,7 (D)	25,3(B)	15,2	12,8(C)
	7,5-15	0	7,5	3,0	3,6	3,3	3,2
		50	NC	3,8	3,7	3,5	3,3
		100	NC	3,8	3,9	4,0	6,3
		200	NC	4,2	4,8	3,4	4,2
CN	0-7,5	0	5,3	4,5	4,5	4,5	NC
	7,5-15	0	4,1	2,2	2,6	1,9	NC

NC: no corresponde. Fechas de nuestros = M1: 27/3/2014; M2: 24/4/2014; 12/8/2014; M4:17/10/2014; M5:4/2/2015

Cuadro 3. Concentración media de WEP para dos profundidades de suelo en los ensayos de Pradera y Campo Natural (CN) durante cinco muestreos (M1 a M5). El muestreo M1 fue previo a la aplicación del fertilizante. En Pradera, las diferencias significativas de acuerdo al test no paramétrico de Friedman, dentro de cada muestreo y para la misma profundidad, se indican con letras diferentes (P valor < 0,05).

Uso	Prof. cm	Dosis P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> kg ha <sup>-1</sup>	M1	M2	M3	M4	M5
			WEP mg L <sup>-1</sup>				
Pradera	0 - 7,5	0	0,13	0,15 (A)	0,11 (A)	0,13	0,17
		50	NC	0,17 (AB)	0,10 (AB)	0,11	0,09
		100	NC	0,20 (ABC)	0,14 (ABC)	0,15	0,09
		200	NC	0,18 (C)	0,19 (C)	0,15	0,19
	7,5 - 15	0	0,10	0,08	0,09 (A)	0,04	NC
		50	NC	0,09	0,05 (AB)	0,05	NC
		100	NC	0,06	0,07 (AB)	0,08	NC
		200	NC	0,09	0,06 (B)	0,07	NC
CN	0 - 7,5	0	0,11	0,13	0,11	0,08	NC
	7,5 - 15	0	0,06	0,08	0,05	0,001	NC

NC: no corresponde. Fechas de nuestros = M1: 27/3/2014; M2: 24/4/2014; 12/8/2014; M4:17/10/2014; M5:4/2/2015

#### 2.4.6. Relaciones entre PBray1 y medidas directas e indirectas de concentración de P soluble en agua

Se analizó la relación entre PBray1 a 0-7,5 cm con la concentración observada de PS del agua de escurrimiento, la pendiente de esta relación es un estimador del CE. Los valores de concentración de PS utilizados para hacer esta relación fueron los observados en los eventos posteriores más cercanos a los 5 muestreos de suelo (Fig. 11). Si bien existió una tendencia general hacia un incremento de la concentración de PS al aumentar la concentración de P Bray 1, esta tendencia ( $R^2 = 0,533$ ) fue significativa ( $p$  valor = 0,0046). La Dosis 0 fue la que se apartó más de la relación general encontrada.

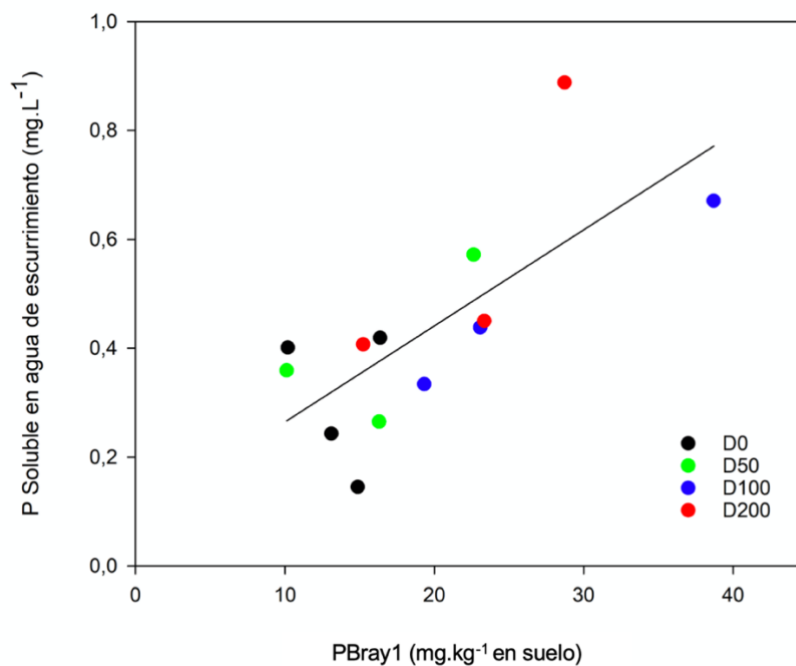


Figura 11. Relación entre PBray1 de 0-7,5 cm y la concentración de P soluble en el agua de escurrimiento. La ecuación de la regresión lineal fue  $PS \text{ (mg L}^{-1}\text{)} = 0,088 + (0,0176 * PBray1 \text{ (mg kg}^{-1}\text{)})$ ,  $R^2 = 0,533$ ,  $p$  valor = 0,0046. La regresión incluyó los valores observados en todas las repeticiones y el valor observado previo a la aplicación de los tratamientos, asignado a Dosis 0 ( $n=13$ ).

Debido a esta alta dispersión, se re-analizó la relación entre PBray1 a 0-7,5 cm (x) y PS (y) con la regresión robusta de Huber (no mostrada). Esta regresión también fue significativa (p valor = 0,0008), y la pendiente fue similar (0,0154) a la de la regresión lineal simple (0,0176). La presencia de posibles “outliers” no afectó la tendencia general entre estas dos variables.

También se analizó la relación entre PBray1 a 0-7,5 cm y WEP. Al igual que para la relación entre PBray1 y PS en agua, la regresión lineal entre PBray1 y WEP también fue significativa, p valor = 0,0042 (Figura 12). En este caso, Dosis 0 tampoco se ajustó a la relación general y también existió alta dispersión, por lo cual la relación se re-analizó con la regresión robusta de Huber (no mostrada), que también fue significativa (p valor 0,0001,  $R^2 = 0,432$ ). Al igual que en el caso de PS, cuando se utilizó WEP como proxi de PS en el agua de escurrimiento, las pendientes de ambas regresiones fueron similares (0,0028 y 0,0031 para las regresiones lineal simple y robusta respectivamente). Por lo que la presencia de estos “outliers” tampoco habrían modificado la tendencia general entre estas variables.

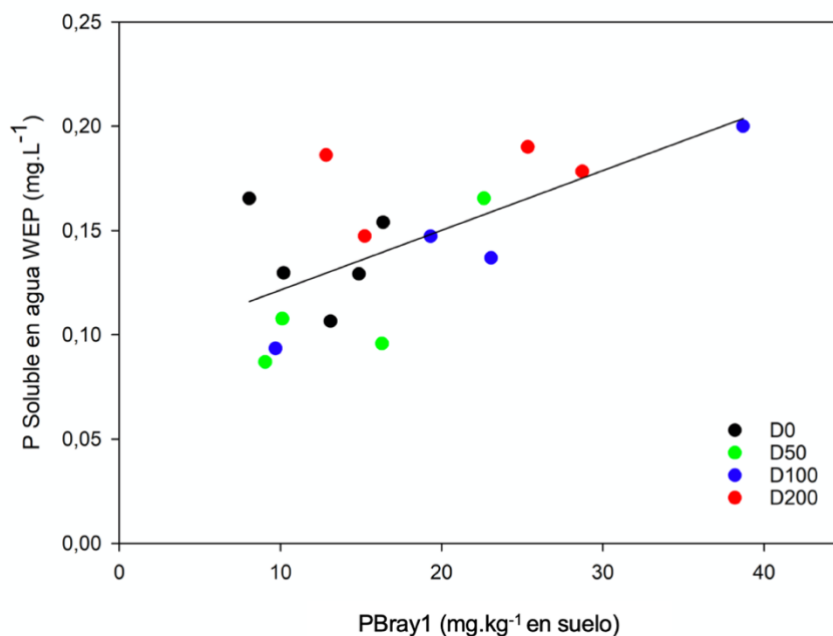


Figura 12. Relación entre las concentraciones en el suelo de PBray1 y WEP a la profundidad de 0-7,5cm. La regresión lineal fue  $WEP (mg L^{-1}) = 0,0929 + (0,0028 * PBray1)$

PBray1 ( $\text{mg kg}^{-1}$ ),  $R^2$  0,4319, p valor 0,0042. La regresión incluyó los valores observados en todas las repeticiones y el valor observado previo a la aplicación de los tratamientos, asignado a Dosis 0 ( $n=13$ ).

Cuando se compararon los Coeficientes de Extracción estimados a partir de la relación de PBray1 con PS y con WEP, los valores fueron diferentes (0,0176 y 0,0028 respectivamente), ya que los valores observados de WEP fueron sistemáticamente inferiores a los de PS (Figura 13).

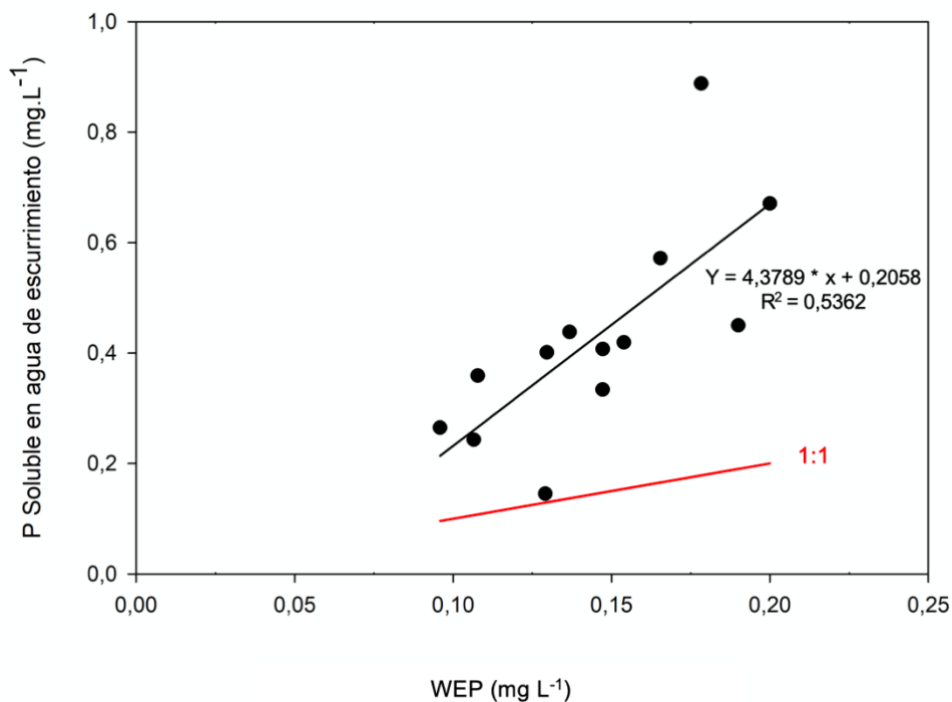


Figura 13. Relación entre el P soluble en suelo extraído con agua (WEP) y el PS en el agua de escurrimiento,  $\text{PS en el agua de escurrimiento (mg L}^{-1}\text{)} = 0,2058 + (4,3789 * \text{WEP}/100 \text{ (mg L}^{-1}\text{)})$ ,  $R^2 = 0,5362$ . La línea roja indica la relación 1:1.

#### 2.4.7. Estimación del Índice de P

Se estimaron los valores de IP de los sitios de CN y pradera Dosis 0. El componente particulado de Pradera, se estimó a través de la aplicación de la ec [1] (Cuadro 4). Para el caso de pradera el componente soluble, expresado en términos de carga anual por

hectárea, se estimó con la ec [2] donde el escurrimiento anual observado en el ensayo fue 321 mm y la concentración de PBray1 del suelo a una profundidad de 0-2,5 cm fue 34 mg P kg<sup>-1</sup>, y el coeficiente de extracción = 0,0066 determinado por Perdomo et al. (2015) para suelos de la Cuenca del Río Santa Lucía.

Cuadro 4. Valores estimados de tasa de erosión con el Modelo Usle Rusle utilizado en Uruguay para formular Planes de Uso y Manejo de Suelos (PUMS) para dos largos de pendiente (L), el de las parcelas de escurrimiento del ensayo (1,5 m) y el utilizado para realizar las estimaciones de erosión en los PUMS. Se muestran también los valores estimados de pérdida de P particulado (PP) para esos dos largos de pendiente, que se obtuvo como el producto de la tasa de erosión, la concentración de PT del suelo a 0-2,5 cm y el índice de Enriquecimiento asumiendo un valor de 1,4. También se presentan los valores de pérdida PP observados en las parcelas de escurrimiento de los ensayos.

Ensayo	PT mg kg <sup>-1</sup>	Tasa de Erosión		Estimado Pérdida de PP		Observado
		L =1,5 m	L =100 m	L =1,5 m	L = 100 m	L = 1,5 m
		Mg ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup>		kg ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup>		
CN	275,6	0,95	1,35	0,37	0,52	0,35
Pradera*	501,3	1,9	2,6	1,33	1,82	0,61

\*El valor de PT del suelo en el caso de pradera fue previo a la aplicación de los tratamientos de fertilización

El valor estimado del componente soluble del IP fue cercano a la pérdida de PS observada en el ensayo de Pradera Dosis 0 (Cuadro 5). La fracción soluble en el caso de Pradera Dosis 0 representa un 57% del valor observado de IP. Con respecto al valor estimado, para el largo de pendiente (L) de 1,5m que se muestra en el Cuadro 5, la fracción soluble representa un 35% del total. Mientras que si se estima con un largo de pendiente (L) de 100 m el valor del IP total estimado fue de 2,54 kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, siendo la fracción soluble el 28% del total.

Cuadro 5. Valores estimados y observados del componente soluble y particulado del IP y valores estimados y observados del IP para CN y Pradera Dosis 0.

Ensayo	Componente Soluble		Componente Particulado		IP*	
	kg ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup>		kg ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup>		kg ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup>	
	Estimado	Observado	Estimado	Observado	Estimado	Observado
CN	0,72	0,81	1,3	0,68	2,02	1,58
Pradera Dosis 0	0,20	0,35	0,37	0,39	0,57	0,73

\*Índice de P calculado para el largo de pendiente de la parcela (1,5 m).

Para CN, los valores utilizados para estimar la pérdida de PS fueron, escurrimiento 310 mm, PBray1 a 0-2,5 cm 10 mg P kg<sup>-1</sup>, mientras que CE fue el mismo (0,0066). El valor estimado del componente soluble fue cercano a la pérdida de PS observada en el ensayo de CN (0,30 kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>). El IP se estimó agregando al componente soluble el valor estimado para 1,5 m del componente particulado del Cuadro 3 (0,37 kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>), resultando en un valor cercano al valor observado (Cuadro 5). La fracción soluble representó un 36 y 46% respectivamente, del total, para el IP estimado y observado. El valor de IP estimado para un largo de pendiente de 100 m fue 0,73 kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, representando la fracción soluble un 28%.

## 2.5. DISCUSIÓN

### 2.5.1. Precipitación y drenaje

El mayor registro de eventos de escurrimiento superficial fue observado en la pradera respecto al que en el ensayo de CN (Figura 2 c y b), lo que puede explicarse por la historia de uso de los suelos y sus características. Posiblemente, los suelos de CN mantuvieron su estructura original de suelo, debido a que nunca fueron laboreados y además soportaron una menor carga animal por su menor disponibilidad de forraje. Mientras que, los suelos bajo pradera con siembra directa podrían haber sufrido mayor compactación y vieron reducida su capacidad de infiltración.

Por otro lado, la ocurrencia de eventos de escurrimiento superficial durante períodos de bajos volúmenes de lluvia, sobretodo en pradera (Figura 4 b y c), pudo deberse a la

alta frecuencia de estos eventos, que mantuvieron elevada la humedad del suelo y redujeron su capacidad de infiltración.

## **2.5.2. Pérdidas de P en el agua de escurrimiento**

### **2.5.2.1. Efecto del uso y tipo de suelo**

Las mayores concentraciones de PS en el agua de escurrimiento de pradera respecto a CN a lo largo del experimento (Figura 5), diferencia que fue estadísticamente significativa en la mayoría de los eventos de tormenta, posiblemente se relacionen con el mayor nivel de PBray1 en la capa de 0-7,5 cm del suelo en pradera Dosis 0 que en CN (Cuadro 1). Dado que no existe evidencia de que el CE sea diferente entre estos dos usos de suelo (Perdomo et al., 2015), el cambio de nivel de PBray1 junto al cambio en el volumen de escurrimiento provocarían una mayor concentración de PS en el agua de escurrimiento. El hecho de que las cargas de PS también fueran en general mayores en pradera Dosis 0 se explica también porque las variaciones de escurrimiento entre ambos manejos solo reforzaron estas diferencias, porque el escurrimiento promedio fue levemente mayor en pradera. Independientemente la falta de significancia, resulta interesante destacar que la causa de las mayores cargas observadas CN en dos eventos (2 de octubre y 10 de noviembre) se debió a un mayor escurrimiento y no a una mayor concentración de PS en es uso (Figura 4c).

El hecho de que tanto las concentraciones como las cargas de PT también fueran superiores en pradera Dosis 0 que, en CN (estadísticamente significativa), excepto por los dos eventos donde no se detectaron diferencias, indicaría que la diferencia de PT entre tratamientos se debió más al componente soluble que al particulado.

La oscilación en el tiempo de las concentraciones de PS y PT, tanto en CN como en pradera Dosis 0, no parece tener una secuencia causal, ya que no existieron agregados de P ni de fertilizante ni de estiércol en ninguno de los dos usos. De todos modos, no



se puede descartar que las variaciones observadas podrían haber sido resultado de alguna variable o variables no controladas.

La mayor carga acumulada de PS y PP, durante todo el período experimental, observada en pradera Dosis 0 con respecto a CN era esperable, ya que estos valores fueron la sumatoria de las respectivas cargas por evento, que habían sido estadísticamente diferentes entre pradera Dosis 0 y CN en la mayoría de ellos. Además, el hecho de que la carga acumulada de PP no fuera diferente entre usos, confirma la interpretación previa de que la mayor parte de la variación a nivel de evento de la carga de PT se debió a la variación de PS.

La mayor proporción de PS observada en pradera Dosis 0 con respecto a CN fue consecuencia del mayor nivel de PBray1 del suelo en pradera Dosis 0, que resultó en un incremento de la carga de PS en ese uso, pero mantuvo constante la carga de PP con relación a CN. Esto determinaría que los suelos bajo uso más intensivo, aún sin aplicación de fertilizante fosfatado en superficie, puedan perder no solo mayor cantidad de P hacia los cuerpos de agua superficiales, si no que también esa pérdida se de en mayor proporción en la forma más biodisponible (PS), incrementando el riesgo de eutrofización (Delbene, 2018; Chalar 2017; Goyenola, 2016). Esto es coincidente con situaciones reportadas por estudios internacionales.

#### **2.5.2.2. Efecto de la aplicación de fertilizante fosfatado en el ensayo de Pradera**

Los diferentes tratamientos en el ensayo de Pradera, permitieron evaluar el efecto de la aplicación de fertilizante fosfatado sobre las concentraciones y cargas de P en el agua de escurrimiento. Durante el transcurso de todo el ensayo, las concentraciones de PS y PT mostraron comportamientos similares. Ambas concentraciones se incrementaron significativamente en los eventos cercanos a la fertilización, algo que era esperable, pero luego del evento del 29 de mayo estas descendieron hasta valores similares a las observados en el tratamiento control (Pradera Dosis 0). Este resultado

es coincidente con lo reportado por Gillingham & Gray (2006) en ensayos en pasturas en Nueva Zelanda, en el que entre el 51 y 84% de las pérdidas de PT se dio en 3 de las 12 tormentas muestreadas, dos de ellas fueron las más próximas a la fertilización. El hecho de evidenciar una tendencia similar en ambas concentraciones (PS y PT) sugiere que el PS fue la fracción de PT más afectada por la fertilización durante el experimento. Esto implicaría que la fertilización no afectó la pérdida de PP, lo que sería esperable si el agregado de P hubiera incrementado la concentración de P de las partículas de suelo. Obviamente, al ser constante el escurrimiento en todos los tratamientos, también existió un claro efecto de la fertilización en las cargas de PS. Por ejemplo, el mayor incremento de carga de PS ( $0,844 \text{ kg ha}^{-1}$ ) ocurrió en el tratamiento D200 en el primer evento de lluvia posterior a la aplicación de los tratamientos.

La evolución de las cargas de PS y PT luego de la aplicación de los tratamientos fue similar a la evolución de las concentraciones, a pesar de que dependen del volumen de escurrimiento. Este resultado pudo deberse a que, lo que marcó la evolución de las cargas fue la disminución de las concentraciones sobre el final del ensayo. Si bien luego del primer evento de lluvia que generó escurrimiento las cargas se incrementaron, luego de las tormentas posteriores a la aplicación del fertilizante (29 de mayo), estas descendieron y se aproximaron a los niveles observados en Dosis 0.

### **2.5.3. Cargas acumuladas durante todo el período del ensayo**

Las cargas promedio acumuladas de PS de todos los tratamientos que recibieron fertilizante-P (Figura 9), incluyendo la dosis más baja (D50), superaron el umbral de  $1 \text{ kg ha}^{-1}$ , que de acuerdo a Smith et al. (2015) y Chafin et al. (2011) sería suficiente para que el P no limitara la ocurrencia de eventos de floraciones de cianobacterias en cuerpos de agua superficial. Incluso, Tunney (2002) sugiere que, para las condiciones de Irlanda, este umbral de carga de PS sería aún menor ( $0,35 \text{ kg ha}^{-1}$ ). Si se tomara como referencia este último umbral, incluso el valor de carga anual de control (D0 o pradera Dosis 0) lo habría superado ( $0,814 \text{ kg ha}^{-1}$ ) y solamente la carga de CN sería inferior ( $0,296 \text{ kg ha}^{-1}$ ), aunque paradójicamente, también cercano a ese umbral. En

otras regiones, en cambio, con lluvias de menor intensidad, las pérdidas de PS son mucho menores (Goyenola, 2016), se debe tener en cuenta que las características de las tormentas pueden hacer que las situaciones no sean comparables.

Estos altos niveles relativos de carga de PS aun sin agregado de fertilizante P, que coinciden además con altos valores de concentración de PS reportados tanto en el agua de escurrimiento (Lescano et al., 2017; De Lucca, 2020), como en los cursos de agua (DINAMA, 2015; Goyenola, 2016; Chalar et al., 2017; DINAMA, 2017), podrían ser el resultado del pastoreo vacuno que deposita las deyecciones sobre la superficie del suelo. Otra posible explicación es que durante los eventos de tormentas de gran intensidad se arrastren las fracciones más solubles de P del estiércol hacia las aguas superficiales sin necesidad de que se de un proceso previo de disolución. Sin embargo, esta última hipótesis requiere ser verificada. En condiciones de fertilización con P, a estos aportes se suman obviamente los del propio fertilizante.

La ausencia de un efecto de la dosis de la fertilización en la carga de PP no sería en principio un resultado esperable, ya que las partículas de suelo deberían adsorber parte del P aplicado e incrementar su concentración, al entrar en contacto con el fertilizante P (Figura 9b). Pero este resultado podría deberse a que el fertilizante fue aplicado sobre un espeso tapiz vegetal y no entró en su mayoría en contacto con el suelo. Además, una parte fue absorbido por las plantas (información no analizada). Sin duda algún remanente puede haber sido absorbido por el suelo, pero este efecto fue pequeño y no detectado como un incremento de las cargas de PP (Figura 9b).

#### **2.5.4. Distinción entre pérdidas permanentes e incidentales**

El diseño experimental no permitió hacer inferencias sobre la variación interanual de las pérdidas permanentes de P, pero sí permitió evaluar la magnitud de las pérdidas incidentales de PT con la dosis de P aplicada, al menos para el año del ensayo, como definen Reid *et al.* (2019) y Haygarth y Jarvis (1999). En el ensayo las pérdidas

incidentales de PT aumentaron a una tasa que podría considerarse elevada (1,9% de la dosis de P aplicada), aunque este valor estuvo dentro del rango citado por Sharpley et al. (2013) para aplicaciones superficiales de P. Las cargas de PT se incrementaron principalmente debido al aumento de la fracción soluble (que lo hizo a una tasa de 1,8%) lo que en el corto plazo acentuaría el riesgo de que ocurran eventos de floraciones de cianobacterias en aguas superficiales. Las dosis de fertilizante aplicadas en establecimientos comerciales están en el entorno de los 20 kg ha<sup>-1</sup> de P, equivalentes aproximadamente a 45 kg ha<sup>-1</sup> de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>. En este ensayo y bajo este escenario, la pérdida incidental representó el 25% de la pérdida de PT, pero este incremento ocurrió casi exclusivamente en forma de PS (Figura 9), que es la forma inmediatamente disponible para el crecimiento de la micro biota acuática.

La cuantificación de las pérdidas permanentes desde praderas se podría realizar con mayor exactitud con ensayos similares al que se realizó en este trabajo, pero de largo plazo. La mayor duración temporal de este tipo de ensayos permitiría estimar la pérdida permanente a partir de la carga anual de PT de campos sembrados con pradera sin aplicación de fertilizantes y sin pastoreo animal. En tanto, las pérdidas incidentales podrían estimarse de las adicionales derivadas de la aplicación del fertilizante en el año de la fertilización, y las del pastoreo las adicionales debidas al ingreso de animales. También se podría realizar un ensayo similar para suelos bajo uso de CN, sin aplicar el tratamiento con agregado de fertilizante P, ya que esta práctica es menos común.

#### **2.5.5. Contenido de P lábil en suelo**

El ascenso y posterior declive de la concentración de PBray1 en la capa de 0-7,5 cm a lo largo del ensayo de pradera es esperable, ya que obviamente el agregado de fertilizante fosfatado va a incrementar rápidamente la concentración de la forma lábil de P del suelo (Cuadro 2), pero luego comienzan a actuar los procesos de precipitación y adsorción que retrogradan las formas lábiles a formas fijas de P. Este decrecimiento de PBray1, se asocia con una disminución de las concentraciones de PS en el agua de

escurrimiento, debido a que el agua de escurrimiento superficial disuelve las formas más lábiles de P del suelo, y al disminuir el P lábil luego de la fertilización, también tendería a disminuir la concentración de PS en el agua de escurrimiento. En el ensayo de CN, en cambio, este descenso de PBray1 no ocurrió porque este ensayo no se fertilizó, y en esta situación el valor de PBray1 representa un nivel de estabilidad, donde los procesos de fijación y solubilización de P del suelo estarían en equilibrio.

En cambio, en el caso de WEP, la menor duración del efecto de la fertilización en el suelo de pradera se explicó porque esta forma es más lábil que el PBray1, y por tanto es afectada más rápidamente por los mecanismos de fijación de P del suelo (Cuadro3). Al ser la solución extractiva de WEP el agua, que es más débil que el extractante utilizado en el análisis de PBray1 (Black, 2013), una menor pérdida de “labilidad” de las formas de P debilmente precipitadas podrían provocar un mayor descenso relativo del valor analítico con respecto al obtenido a través de PBray1. En CN no existió para WEP una tendencia en el tiempo, posiblemente por las mismas razones que las expuestas para PBray1.

#### **2.5.6. Relaciones entre PBray1 y medidas directas e indirectas de P soluble en agua**

De acuerdo a lo expuesto anteriormente, es lógico esperar que exista una relación tanto de PBray1 como de WEP con la concentración de PS en el agua de escurrimiento (Figuras 11 y 12). Pero el CE resultante de la Figura 11 (0,0176) fue aproximadamente 2,7 veces superior al valor de 0,0066 reportado por Perdomo et al. (2015), que a su vez coincidió con los valores reportados por (Good et al., 2010) en EEUU. Esta diferencia se explica por el hecho de que en este ensayo se utilizó una profundidad de muestreo de 0-7,5cm, mientras que el valor de 0,0066 fue hallado para una profundidad de 0-2,5cm (Figura 11). Este mismo hecho explica también que si bien WEP y PS se relacionaron (Figura 13), los valores absolutos de concentración de WEP fueran inferiores a los de PS, también en un valor aproximado de 2,7 veces. La razón de estas discrepancias puede deberse a la estratificación superficial vertical de P en el suelo, el

muestreo de 0-7,5 cm subestimó el valor de PBray1 a 0-2,5 cm, que es la profundidad relevante porque esa es la capa de suelo que según Ahuja et al. (1981) interacciona con el agua de escurrimiento (zona de mezclado o “mixing zone”). Cabe señalar que, a este respecto, posteriormente Zhang et. al. (1997; 2007 y 2019) reportaron resultados que evidencian que esta capa sería aún más delgada, entre 1 y 2 cm. De todas maneras, la profundidad de muestreo de 0-2,5 cm resulta práctica para ser utilizada en muestreos de campo, ya que a esta profundidad los valores de WEP y de PS se encuentran aproximadamente en el mismo orden de magnitud (De Lucca, 2020), y reducciones adicionales de esta profundidad incrementarían la dificultad de muestreo.

### **2.5.7. Índice de P**

La estimación de la fracción particulada de IP en pradera Dosis 0 sobreestimó (aunque dentro del mismo orden de magnitud) los valores observados. Esta sobreestimación pudo deberse a que la pérdida de PP se estimó con ecuaciones que asumen un ciclo productivo que incluye el periodo de siembra de la pradera, donde a pesar de que esta haya sido en SD, el suelo queda descubierto temporalmente. La carga observada en este ensayo, en cambio, solo incluyó el segundo año de pradera. En cambio, en CN, donde la estimación estuvo más próxima al valor observado, el suelo siempre estuvo cubierto por vegetación.

Las dos estimaciones (CN y pradera) se realizaron para un largo de pendiente de 1,5 m, igual al largo de la parcela de escurrimiento utilizada. De acuerdo con lo esperado, cuando las estimaciones se hicieron para un largo de pendiente de 100 m los valores fueron superiores (Cuadro 4), ya que el caudal del agua de escurrimiento se incrementa, pero siempre por debajo del límite de  $7 \text{ Ton ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ , que se sugiere para el suelo según Puentes (1981) para evitar pérdidas significativas de suelo por erosión. Si bien los valores estimados con  $L=100 \text{ m}$  no se pudieron comparar con los observados, porque no se contaron con parcelas de ese largo, estos valores son posiblemente más representativos de lo que ocurre en situaciones productivas, ya que la mayoría de las pendientes de la cuenca del Río Santa Lucía son de esa longitud o

mayores. Cabe señalar que el modelo USLE RUSLE, asume que después de 100 m de largo de pendiente la tasa de erosión no se incrementa.

Las estimaciones obtenidas del componente soluble del IP  $Ec[2]$ , tanto para pradera Dosis 0 como para CN, fueron muy próximas a los valores observados, lo que podría deberse a que se utilizó como input la concentración de PBray1 a 0-2,5 cm, en lugar de la profundidad de 0-7,5 cm utilizada en este estudio. No se estimó la fracción soluble del resto de los tratamientos, porque los valores de PBray1 asociados variaron bruscamente durante el período del ensayo, aumentando rápidamente luego de la fertilización y descendiendo posteriormente. Este comportamiento hace imposible estimar un valor robusto de IP durante, al menos, los tres primeros meses post fertilización. Si en cambio se hubiera utilizado el dato de PBray1 de 0-7,5 cm, pero el coeficiente de extracción obtenido de la pendiente de la Figura 11 (0,0176), los valores estimados también habrían estado cercanos a los observados (valores no mostrados). Desde el punto de vista conceptual esta estimación sería incorrecta, ya que es conocido el hecho de que el agua de escurrimiento no interacciona con una capa tan profunda de suelo. Por tanto, este coeficiente no representa un proceso físico real.

Sin embargo, a pesar de este resultado correcto, esta practica no sería recomendable, ya que este valor de CE fue obtenido a partir de la medición de la concentración de PS del agua de escurrimiento del propio sitio, por lo que no tendría sentido estimar un valor del que ya se conoce su resultado. Este valor de CE a 0-7,5 cm representaría meramente el producto de CE a 0-2,5 cm por el factor de estratificación (FE), ya que la extracción solo sucede aproximadamente hasta esa una profundidad inferior (Ahuja et al., 1981; Zhang et al., 2019). El FE, que se estima como la relación entre PBray1 0-2,5 cm y PBray1 0-7,5 cm, en este ensayo tuvo un valor de 2,33 (35 / 15). De hecho, si multiplicamos 0,066 x 2,33 el valor obtenido es 0,0154, muy cercano al valor de 0,0176 encontrado en nuestro ensayo (Figura 11).

En el caso de que solo se disponga del dato de PBray1 a 0-7,5 cm, como es el caso del ensayo de este trabajo, la forma conceptualmente correcta de realizar esta estimación

sería primero estimar PBray1 a 0-2,5 cm, multiplicando PBray1 a 0-7,5 cm por el FE, y luego utilizar ese CE estimado para 0-2,5 cm. En nuestro caso esta estimación no tiene sentido, porque FE se obtuvo de dos datos ya conocidos, y el uso de FE se justifica cuando solo se conoce el valor de PBray1 a la profundidad de 0-7,5 cm y se quiere estimar ese valor para 0-2,5 cm.

Para realizar esta estimación en otros sitios habría que disponer de una función que permita estimar el valor de FE de ese sitio particular en función del valor de PBray1 a la profundidad de 0-7,5-cm, ya que este valor varía entre sitios, similar a lo planteado por Perdomo et. al, 2015, para la profundidad de 0-15 cm. De todos modos, la forma más robusta de estimar la concentración de PS del agua de escurrimiento sería utilizando el dato de la concentración de PBray1 a 0-2,5 cm. La otra posibilidad sería determinar directamente WEP en la muestra de suelo de esa profundidad ya que en realidad CE se estima a partir de WEP, en ese caso no se necesitaría disponer de un valor de CE. Entonces la Ec[2] derivaría en que el componente soluble (CS) se calcularía de la siguiente manera:

$$CS = \frac{\text{Escurrimiento} \times WEP (0-2,5 \text{ cm})}{100} \quad [3]$$

Donde:

Escurrimiento = volumen de esorrentía (L ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>).

WEP (0-2,5 cm) = Concentración (mg Kg<sup>-1</sup> de P extraídos con agua) de suelo a 0-2,5 cm.

En este ensayo el valor estimado de IP estuvo afectado por el resultado de sus componentes (particulado y soluble). Para Pradera Dosis 0, el valor estimado fue mayor al observado, debido a la sobreestimación del componente particulado, ya que en la estimación se incluye un período completo de cultivo lo que incluye un momento de suelo sin cobertura, que en el ensayo no estuvo presente. Para CN, el valor estimado y observado fueron coincidentes, lo que era esperable ya que el componente particulado había sido estimado de forma ajustada. Ambos valores en la escala



generada por Mallarino et al. (2002) se encuentran en el rango de riesgo de pérdida de P medio a bajo, lo que es esperable, ya que estos usos de suelo están cubiertos por vegetación la mayor parte del tiempo. En cambio, el valor del componente soluble en pradera, tanto observado como estimado, estuvo por encima del límite de pérdida de PS tolerable de 1 kg ha<sup>-1</sup> (Smith et al., 2015; Chafin et al., 2011), y muy por encima del límite establecido para Irlanda de 0,35 kg ha<sup>-1</sup> (Tunney, 2002), con condiciones poco comparables a Uruguay. Es llamativo que aún en el caso de CN (donde no hay una historia de fertilización P), el componente soluble estuvo por debajo del primer límite, pero muy próximo al segundo, lo que implica que el riesgo de pérdida de PS sería también alto en suelos sin fertilización reciente.

Si bien en este trabajo los valores observados y estimados del IP fueron generalmente coincidentes, lo que resulta promisorio, este resultado no debe considerarse como una validación del IP ya que solo fueron dos los sitios analizados. Para validar el IP en su actual estructura tanto para la cuenca del Río Santa Lucía como a nivel país, se requeriría contar con valores observados y estimados de un número mucho mayor de sitios.

## 2.6. BIBLIOGRAFÍA

- Acosta Nogueira, M. (2013.). *Manejo integrado de cuencas : uso del suelo y repercusiones en la calidad del agua de la Cañada del Dragón en Montevideo rural*. Tesis de maestría. Universidad de la República (Uruguay). Facultad de Ciencias.
- Ahuja, L. R., Sharpley, A. N., Yamamoto, M., & Menzel, R. G. (1981). The depth of rainfall-runoff-soil interaction as determined by 32P. *Water Resources Research*, 17(4), 969-974.
- Alonso, J., Quintans, F., Taks, J., Conde, D., Chalar, G., Bonilla, S., ... & Méndez, H. (2019). Water Quality in Uruguay: Current status and challenges. *Water Quality in the Americas. Risks and Opportunities*. Mexico, IANAS.

- Altesor, A., Ayala, W., & Paruelo, J. M. (2011). Bases ecológicas y tecnológicas para el manejo de pastizales. *FPTA*, (26).
- Arnold, J. G., R. Srinivasan, R. S. Muttiah, and J.R. Williams. 1998. Large-area hydrologic modeling and assessment: Part I. Model development. *J. American Water Resour. Assoc.* 34(1):73-89
- Aubriot, L., Delbene, L., Haakonsson, S., Somma, A., Hirsch, F., & Bonilla, S. (2017). Evolución de la eutrofización en el Río Santa Lucía: influencia de la intensificación productiva y perspectivas. *Innotec*, (14), 7-16.
- Barreto Wagner, P (2008). Efectos iniciales de la aforestación sobre la calidad del agua de escurrimiento en una cuenca del río Tacuarembó. Tesis Agronomía, UDELAR, Montevideo.
- Barreto, P., Ernst, O., & Perdomo, C. (2014). Cuantificación de las pérdidas de fósforo por escorrentía en diferentes rotaciones de suelos de Uruguay. In Congreso Uruguayo de Suelos y VI Encuentro de la SUCS (pp. 6-8).
- Bautista-Ávalos, D., Cruz-Cárdenas, G., Moncayo-Estrada, R., Silva García, J. T., & Estrada-Godoy, F. (2014). Aplicación del modelo SWAT para evaluar la contaminación por fuentes difusas en la subcuenca del lago de Chapala, México. *Revista internacional de contaminación ambiental*, 30(3), 263-274.
- Beusen, A. H., Bouwman, A. F., Van Beek, L. P., Mogollón, J. M., & Middelburg, J. J. (2016). Global riverine N and P transport to ocean increased during the 20th century despite increased retention along the aquatic continuum. *Biogeosciences*, 13(8), 2441-2451.
- Black, C. A. (2013). *Soil fertility evaluation and control*. CRC Press.
- Bonilla, S., Haakonsson, S., Somma, A., Gravier, A., Britos, A., Vidal, L., ... & Aubriot, L. (2015). Cianobacterias y cianotoxinas en ecosistemas límnicos de Uruguay. *Innotec*, (10 ene-dic), 9-22.
- Bordoli, J. M. (2001). Dinámica de nutrientes y fertilización en siembra directa. *Siembra Directa en el Cono Sur*. Montevideo: PROCISUR. (Serie Documentos), 289-297.
- Bray, R. H., & Kurtz, L. T. (1945). Determination of total, organic, and available forms of phosphorus in soils. *Soil science*, 59(1), 39-46.

- Bruulsema, T. (2018). Managing nutrients to mitigate soil pollution. *Environmental pollution*, 243, 1602-1605.
- Carpenter, S. R., Stanley, E. H., & Vander Zanden, M. J. (2011). State of the world's freshwater ecosystems: physical, chemical, and biological changes. *Annual review of Environment and Resources*, 36, 75-99.
- Chaffin, J.D., T.B. Bridgeman, S.A. Hechathorn, and S. Mishra. 2011. Assessment of *Microcystis* growth rate potential and nutrient status across a trophic gradient on western Lake Erie. *Journal of Great Lakes Research* 37:92-100.
- Chalar, G., Arocena, R., Pacheco, J. P., & Fabián, D. (2011). Trophic assessment of streams in Uruguay: a trophic State Index for Benthic Invertebrates (TSI-BI). *Ecological Indicators*, 11(2), 362-369.
- Chalar, G., Garcia-Pesenti, P., Silva-Pablo, M., Perdomo, C., Olivero, V., & Arocena, R. (2017). Weighting the impacts to stream water quality in small basins devoted to forage crops, dairy and beef cow production. *Limnologica*, 65, 76-84.
- Clérico, C., & García Préchac, F. (2001). Aplicaciones del modelo USLE/RUSLE para estimar pérdidas de suelo por erosión en Uruguay y la región sur de la cuenca del Río de la Plata. *Agrociencia-Sitio en Reparación*, 5(1), 92-103.
- CRSU16. Carta de reconocimiento detallado de suelos del Uruguay (2016). URL: <http://web.renare.gub.uy/js/visores/cartasuelos/>. Visitado en marzo 2019.
- CURE-UDELAR (2019). Documento científico-técnico de síntesis de la revisión de antecedentes sobre el estado de los ecosistemas y la biodiversidad en Uruguay y las causas de su degradación.
- De Lucca Agrelo, F. (2020.). *Pérdidas de fósforo por escorrentía desde el suelo, fertilizante y estiércol : cuantificación y distribución en el tiempo*. Tesis de maestría. Universidad de la República (Uruguay). Facultad de Agronomía. Unidad de Posgrados y Educación Permanente.
- Delbene Lezama, L. (2018.). *Eutrofización del Río Santa Lucía : Dinámica de nutrientes asociada régimen hidrológico y a la intensificación productiva*. Tesis de maestría. Universidad de la República (Uruguay). Facultad de Ciencias - PEDECIBA.

- Di Rienzo J.A., Casanoves F., Balzarini M.G., Gonzalez L., Tablada M., Robledo C.W. (2017). InfoStat versión 2017. Recuperado 14 de mayo de 2019, de <http://www.infostat.com.ar>
- DINAMA (2015). Evolución de la calidad en la cuenca del Santa Lucía. 10 años de información. Montevideo: MVOTMA.
- DINAMA (2017). Informe Calidad Ambiental del Río Negro, 2009 - 2017. [En línea]. Setiembre 2020. Disponible en: <https://www.gub.uy/ministerio-ambiente/comunicacion/publicaciones/informe-calidad-ambiental-del-rio-negro-2009-2017>
- DINAMA (2017a). Monitoreo de calidad del agua - Río Tacuarembó [En línea]. Abril 2019. Disponible en: [https://www.gub.uy/ministerio-ambiente/sites/ministerio-ambiente/files/documentos/publicaciones/Informe-Calidad-Rio-Tacuarembó\\_2017-Nov2018.pdf](https://www.gub.uy/ministerio-ambiente/sites/ministerio-ambiente/files/documentos/publicaciones/Informe-Calidad-Rio-Tacuarembó_2017-Nov2018.pdf)
- DINAMA (2017c). Monitoreo de la Calidad del Agua, Cuenca del Río Santa Lucía. Informe 2015. Montevideo: MVOTMA, 97pp.
- Elser, J., & Bennett, E. (2011). Phosphorus cycle: a broken biogeochemical cycle. *Nature*, 478(7367), 29.
- Folk, R. L. (1974). *Petrology of Sedimentary Rocks* Hemphill Publishing Co. Austin, TX, 182pp.
- García Préchac, F., Ernst, O., Arbeletche, P., Pérez Bidegain, M., Pritsch, C., Ferenczi, A., & Rivas, M. (2010). Intensificación agrícola: oportunidades y amenazas para un país productivo y natural. Colección Art. 2.
- Gillingham, A. G., & Gray, M. H. (2006). Measurement and modelling of runoff and phosphate movement from seasonally dry hill-country pastures. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 49(3), 233-245.
- Good, L.W., P.Vadas, J.C. Panuska, C. A. Bonilla, W. E. Jokela. 2012. Testing the Wisconsin P Index with year-round, field-scale runoff monitoring. *Journal of Environmental Quality* 41(6):1730-40
- Goyenola, G. (2016.). Efectos de la intensidad productiva agrícola sobre la dinámica de macronutrientes en arroyos de cabecera : una evaluación bajo condiciones

- climáticas/hidrológicas contrastantes. Tesis de doctorado. Universidad de la República (Uruguay). Facultad de Ciencias.
- Haygarth, P. M., & Jarvis, S. C. (1999). Transfer of phosphorus from agricultural soil. *Advances in agronomy*, 66, 195-249.
- Hernández, J., Berger, A., Deambrosi, E., & Lavecchia, A. (2013). Soil phosphorus tests for flooded rice grown in contrasting soils and cropping history. *Communications in soil science and plant analysis*, 44(7), 1193-1210.
- Ihaka, R., & Gentleman, R. (1996). R: a language for data analysis and graphics. *Journal of computational and graphical statistics*, 5(3), 299-314.
- Kaushal, S. S., Lewis Jr, W. M., & McCutchan Jr, J. H. (2006). Land use change and nitrogen enrichment of a Rocky Mountain watershed. *Ecological Applications*, 16(1), 299-312.
- Kleinman, P., Sullivan, D., Wolf, A., Brandt, R., Dou, Z., Elliott, H., ... & Zhang, T. (2007). Selection of a water-extractable phosphorus test for manures and biosolids as an indicator of runoff loss potential.
- Kruk, C., Martínez, A., Martínez de la Escalera, G., Trinchin, R., Manta, G., Segura, Ángel M., Piccini, C., Brena, B., Fabiano, G., Pérez, M., Gabito, L., Alcántara, I., & Yannicelli, B. (2019). Floración excepcional de cianobacterias tóxicas en la costa de Uruguay, verano 2019. *INNOTEC*, 36–68.
- Kruk, C., Suárez, C., Ríos, M., Zaldúa, N., & Martino, D. (2013). *Vida Silvestre*.  
 Ficha: Análisis Calidad [En línea]. Junio 2018. Disponible en:  
<http://vidasilvestre.org.uy/wp-content/uploads/2013/09/informeaguafinalcm1.pdf>
- Lemunyon, J., & Gilbert, R. G. (1993). The concept and need for a phosphorus assessment tool. *Journal of production agriculture*, 6(4), 483-486.
- Lescano, C., Ruibal, M., Barreto, P., Piñeiro, V., Lozoya, J. P., Perdomo, C., & Rodríguez-Gallego, L. (2017). Rol de los pastizales naturales en la retención de nutrientes provenientes de la agricultura. *INNOTEC*, (13 ene-jun), 78–91.
- Liu, K. K., Kao, S. J., Wen, L. S., & Chen, K. L. (2007). Carbon and nitrogen isotopic compositions of particulate organic matter and biogeochemical processes in the

- eutrophic Danshuei Estuary in northern Taiwan. *Science of the total environment*, 382(1), 103-120.
- Maguire, R. O., Chardon, W. J., & Simard, R. R. (2005). Assessing potential environmental impacts of soil phosphorus by soil testing. *Phosphorus: agriculture and the environment*, 46, 145-180.
- Mallarino, A. P., Stewart, B. M., Baker, J. L., Downing, J. D., & Sawyer, J. E. (2002). Phosphorus indexing for cropland: Overview and basic concepts of the Iowa phosphorus index. *Journal of Soil and Water Conservation*, 57(6), 440-447.
- MGAP (2016). Introducción a la carta de reconocimiento detallado de suelos del Uruguay . [En línea]. Junio 2019. Disponible en: [http://www.mgap.gub.uy/sites/default/files/introduccion\\_a\\_la\\_carta\\_de\\_reconocimiento\\_detallado\\_de\\_suelos\\_del\\_uruguay.pdf](http://www.mgap.gub.uy/sites/default/files/introduccion_a_la_carta_de_reconocimiento_detallado_de_suelos_del_uruguay.pdf) .
- MGAP-Diea (2008): “Tierras de uso agropecuario. Ventas y arrendamientos. Periodo 2000-2007”. Serie Trabajos especiales, Montevideo, Uruguay.
- Millot, J. C., Risso, D., & Methol, R. (1987). Relevamiento de pasturas naturales y mejoramientos extensivos en áreas ganaderas del Uruguay. Montevideo: Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca. Comisión Honoraria del Plan Agropecuario.
- Moss, B. (2008). Water pollution by agriculture. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 363(1491), 659-666.
- Mueller et al. (1984) reported greater annual soluble P losses in no-till with manure surface-applied compared with chisel-tilled plots.
- MVOTMA-PNA (2017). Plan Nacional de Aguas. Montevideo: MVOTMA, 161pp
- Nelson, N. O., & Shober, A. L. (2012). Evaluation of phosphorus indices after twenty years of science and development. *Journal of environmental quality*, 41(6), 1703-1710.
- OAN, Observatorio Ambiental Nacional (2017). Indicadores 2016. [En línea]. Consultado Marzo 2019. Disponible en: [https://www.dina-ma.gub.uy/oan/?page\\_id=53](https://www.dina-ma.gub.uy/oan/?page_id=53) visitada en marzo 2019.

- Ontkcan, G. R., Volf, C. A., Bennett, D. R., Nolan, S. C., Chanasyk, D. S., & Miller, J. J. (2006). Phosphorus losses in simulated rainfall runoff from manured land. 71 pp. Alberta soil phosphorus limits project, 3.
- OPP, 2015. Reporte Uruguay 2015. Montevideo: OPP.
- P., Perdomo, C. y Rodríguez-Gallego, L. (2017). Rol de los pastizales naturales en la retención de nutrientes provenientes de la agricultura. En: INNOTEC, 13, pp.78-91
- Perdomo, CH., Barreto, P. y Piñeiro, V., 2015. Pérdida de fósforo desde suelos agrícolas hacia aguas superficiales: resultados preliminares para Uruguay y posibles medidas de manejo para mitigar riesgos. En: Facultad de Agronomía. IV Simposio Nacional de Agricultura. Paysandú, Uruguay (28-29 de octubre de 2015). Paysandú: Facultad de Agronomía. pp.77-94.
- Pierzynski, G.M., J.T. Sims, and G.F. Vance. (2005). Soils and Environmental Quality (Third Edition), Taylor and Francis, Boca Raton, FL pp. 569.
- Pote, D. H., Daniel, T. C., Moore Jr, P. A., Nichols, D. J., Sharpley, A. N., & Edwards, D. R. (1996). Relating extractable soil phosphorus to phosphorus losses in runoff. Soil Science Society of America Journal, 60(3), 855-859.
- Pote, D. H., Daniel, T. C., Nichols, D., Sharpley, A. N., Moore, P. A., Miller, D. M., & Edwards, D. R. (1999). Relationship between phosphorus levels in three Ultisols and phosphorus concentrations in runoff. Journal of Environmental Quality, 28(1), 170-175.
- Pote, D.H. y T.C. Daniel. 2000. Analyzing for total phosphorus and total dissolved phosphorus in water samples. In Pierzynski (ed.) Methods of phosphorus analysis for soils, sediments, residuals and waters. pp. 94-97
- Puentes, R. (1981). A framework for the use of the universal soil loss equation in Uruguay (Doctoral dissertation, Texas A&M University).
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. (2007). R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>.

- Reckhow, K. H., Beaulac, M. N., & Simpson, J. T. (1980). Modeling phosphorus loading and lake response under uncertainty: A manual and compilation of export coefficients.
- Reid, K., & Schneider, K. D. (2019). Phosphorus accumulation in Canadian agricultural soils over 30 yr. *Canadian Journal of Soil Science*, 99(4), 520-532.
- SAS Institute Inc. 2014. SAS® OnDemand for Academics: User's Guide. Cary, NC: SAS Institute Inc.
- Scheiner, J. D., & Lavado, R. S. (1998). The role of fertilization on phosphorus stratification in no-till soils. *Communications in soil science and plant analysis*, 29(17-18), 2705-2711
- Sharpley, A. (2016). Managing agricultural phosphorus to minimize water quality impacts. *Scientia Agricola*, 73, 1-8.
- Sharpley, A. A. (2015). Agricultural phosphorus and water quality: challenges to science, practice, and policy. In *Buscando el camino de la intensificación sostenible para la agricultura. IV Simposio Nacional de Agricultura. VII Encuentro de la SUCS. I Encuentro Regional de Políticas de Conservación de Suelos* (pp. 28-29).
- Sharpley, A. N. (1995). Soil phosphorus dynamics: agronomic and environmental impacts. *Ecological engineering*, 5(2-3), 261-279.
- Sharpley, A. N., Daniel, T., Sims, T., Lemunyon, J., Stevens, R., & Parry, R. (2003). *Agricultural Phosphorus and Eutrophication: USDA. ARS*, 149, 38.
- Sharpley, A. N., Kleinman, P. J., Flaten, D. N., & Buda, A. R. (2011). Critical source area management of agricultural phosphorus: experiences, challenges and opportunities. *Water Science and Technology*, 64(4), 945-952.
- Sharpley, A., & Kleinman, P. (2003). Effect of rainfall simulator and plot scale on overland flow and phosphorus transport. *Journal of environmental quality*, 32(6), 2172-2179.
- Sharpley, A., & Tunney, H. (2000). Phosphorus research strategies to meet agricultural and environmental challenges of the 21st century. *Journal of environmental quality*, 29(1), 176-181.



- Sharpley, A., Beegle, D., Bolster, C., Good, L., Joern, B., Ketterings, Q., ... & Vadas, P. (2012). Phosphorus indices: Why we need to take stock of how we are doing. *Journal of environmental quality*, 41(6), 1711-1719.
- Sharpley, A., Jarvie, H. P., Buda, A., May, L., Spears, B., & Kleinman, P. (2013). Phosphorus legacy: Overcoming the effects of past management practices to mitigate future water quality impairment. *Journal of environmental quality*, 42(5), 1308-1326.
- Silveira, M. L., Vendramini, J., & Sollenberger, L. E. (2010). Phosphorus management and water quality problems in grazingland ecosystems. *International Journal of Agronomy*, 2010.
- Sims, J. T., & Sharpley, A. N. (1998). Managing agricultural phosphorus for water quality protection: future challenges. *Soil Testing for Phosphorus: Environmental uses and implications. Southern Cooperative Series Bulletin*, (389), 41-43.
- Smith, D. R., Huang, C., & Haney, R. L. (2017). Phosphorus fertilization, soil stratification, and potential water quality impacts. *Journal of Soil and Water Conservation*, 72(5), 417-424.
- Smith, D. R., King, K. W., Johnson, L., Francesconi, W., Richards, P., Baker, D., & Sharpley, A. N. (2015). Surface runoff and tile drainage transport of phosphorus in the midwestern United States. *Journal of Environmental Quality*, 44(2), 495-502.
- Teixeira de Mello, F. (2007). Efecto del uso del suelo sobre la calidad del agua y las comunidades de peces en sistemas lóticos de la cuenca baja del Río Santa Lucía (Uruguay).
- Tunney, H. (2002). Phosphorus needs of grassland soils and loss to water. *International Association of Hydrological Sciences, Publication*, (273), 63-70.
- Uruguay. Poder Legislativo. (1979). Decreto N° 253/979. Medio Ambiente. Ecología. Recursos Naturales. Recursos Hídricos. Prevención de Contaminación de las Agua [En línea]. Marzo 2020. Disponible en: <https://www.impo.com.uy/bases/decretos/253-1979/19>

- Vadas, P. A., Haggard, B. E., & Gburek, W. J. (2005). Predicting dissolved phosphorus in runoff from manured field plots. *Journal of environmental quality*, 34(4), 1347-1353.
- Vadas, PA., Kleinman, PJA., Sharpley, AN. y Turner, BL., 2005. Relating soil phosphorus to dissolved phosphorus in runoff: a single extraction coefficient for water quality modeling. En: *Journal of Environmental Quality*, 34(2), pp.572-580.
- Vidal, L., & Britos, A. (2012). Uruguay: occurrence, toxicity and regulation of Cyanobacteria. *Current approaches to Cyanotoxin risk assessment, risk management and regulations in different countries*, 130.
- Vollmer-Sanders, C., Allman, A., Busdeker, D., Moody, L. B., & Stanley, W. G. (2016). Building partnerships to scale up conservation: 4R Nutrient Stewardship Certification Program in the Lake Erie watershed. *Journal of Great Lakes Research*, 42(6), 1395-1402.
- Zhang, X. C., Norton, D., & Nearing, M. A. (1997). Chemical transfer from soil solution to surface runoff. *Water resources research*, 33(4), 809-815.

### **3. CONCLUSIONES GENERALES**

Los resultados obtenidos en los ensayos nos permiten contrastar las hipótesis que nos planteamos en este trabajo. La primera hipótesis fue aceptada ya que, en condiciones de no agregado de P, las pérdidas permanentes de PT desde praderas sembradas (medidas como cargas o concentraciones) fueron siempre superiores a las provenientes de campo natural. Esto habría sido resultado de la acumulación de aplicaciones previas de fósforo en la pradera que elevaron el nivel de PBray1 del suelo de 5,3 (nivel medido en CN) a 18,3 mg kg<sup>-1</sup> en la capa de 0-7,5 cm. Asimismo, es importante destacar que aún sin aplicación de fertilizante P, la carga de PS de la pradera fue cercana al límite propuesto para EEUU de 1 kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>, mientras que en CN esta pérdida fue menor (0,269 kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>). En la pradera, la proporción de P que se perdió en forma soluble fue 57% mientras que en el CN la pérdida particulada fue 54%.

La segunda hipótesis también fue aceptada, debido a que las cargas de PT en el agua de escurrimiento se incrementaron a una tasa de 1,9 % del P aplicado como fertilizante. Este porcentaje, a pesar de ser significativo desde el punto de vista ambiental, no representa para el productor una pérdida económica importante. Por lo que es esperable que el productor no reduzca por sí solo esa pérdida, y que necesariamente se deban instrumentar exigencias concretas para lograr reducir este aporte de P desde fuentes difusas.

En cambio, la tercera hipótesis planteada fue rechazada, ya que el aumento de la carga de PT se debió al incremento de PS. Aunque el incremento de PT en pradera sin fertilización con respecto a CN pareció deberse a ambas formas, solo la forma soluble mostró diferencias estadísticamente significativas. Además, en pradera fertilizada, el único incremento significativo de PT también se debió a PS. Por tanto, el hecho de que el incremento de la pérdida de P respondiera a la forma más biodisponible, sugiere que centrar las acciones y controles de la producción únicamente en el control de la erosión, no parecen ser las más acertadas. Los resultados obtenidos evidencian que también es

necesario concentrar esfuerzos para que el manejo de la fertilización se realice con criterios agronómicos, seleccionando la dosis, la fuente, y el lugar de aplicación.

Estos resultados indicarían que la aplicación continuada de fertilizante P en superficie generaría concentraciones en el agua de escurrimiento que superarían tanto lo establecido en la normativa de Uruguay (Decreto 253/79, 1979) que solo refiere a efluentes, como los valores guía sugeridos (OAN, 2017). Además, aún sin re fertilización con P, en las praderas, las cargas superarían los valores admitidos a nivel internacional, sobre todo cuando estas praderas están bajo pastoreo (algo que no se midió en este trabajo) lo que agrega otra fuente de pérdida de P, la derivada del estiércol del ganado.

El control de las fuentes difusas de nutrientes es un gran desafío para el país, si bien los planes de acción han avanzado en gran medida en el control de las fuentes puntuales, el éxito en el control de las fuentes difusas no ha sido tan marcado. Por lo que es momento de explorar medidas de manejo tendientes a disminuir las pérdidas difusas de fertilizantes. Una posibilidad sería, la aplicación de fuentes de fertilizante de liberación lenta que en principio podrían permitir mantener la fertilización en superficie, pero con porcentajes menores de pérdida incidental, aunque esta posibilidad no ha sido evaluada experimentalmente. Otra posible medida de manejo es la inversión esporádica de suelo, lo que revertiría la estratificación superficial de P y disminuiría las pérdidas permanentes. Es claro que esta medida de manejo debería realizarse en períodos en los que el riesgo de erosión del suelo sea menor, lo cual de acuerdo a Durán y García Préchac (2007), sería durante fin de primavera a principios de verano, donde el riesgo de erosión sería mínimo o cercano a cero. Otra medida posible es la incorporación del fertilizante dentro del suelo, ya sea previamente o al momento de la siembra del cultivo, pero esta medida no sería aplicable para la re fertilización de praderas, ya que destruiría parcialmente el tapiz y afectaría su productividad.

#### 4. **BIBLIOGRAFÍA**

- Batie, S.S., 2008. Wicked problems and applied economics. *Am. J. Agric. Econ.* 90 (5), 1176–1191.
- Beusen, A. H., Bouwman, A. F., Van Beek, L. P., Mogollón, J. M., & Middelburg, J. J. (2016). Global riverine N and P transport to ocean increased during the 20th century despite increased retention along the aquatic continuum. *Biogeosciences*, 13(8), 2441-2451.
- Bonilla, S., Haakonsson, S., Somma, A., Gravier, A., Britos, A., Vidal, L., De León, L., Brena, B., Pírez, M., Piccini, C., Martínez de la Escalera, G., Chalar, G., González-Piana, M., Martigani, F., & Aubriot, L. (2015). Cianobacterias y cianotoxinas en ecosistemas límnicos de Uruguay. *INNOTEC*, 9–22.
- Carpenter, S. R., Stanley, E. H., & Vander Zanden, M. J. (2011). State of the world's freshwater ecosystems: physical, chemical, and biological changes. *Annual review of Environment and Resources*, 36, 75-99.
- Carpenter, S. R., Caraco, N. F., Correll, D. L., Howarth, R. W., Sharpley, A. N., & Smith, V. H. (1998). Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological applications*, 8(3), 559-568.
- Chaffin, J.D., T.B. Bridgeman, S.A. Hechathorn, and S. Mishra. 2011. Assessment of *Microcystis* growth rate potential and nutrient status across a trophic gradient on western Lake Erie. *Journal of Great Lakes Research* 37:92-100.
- Chalar, G., Garcia-Pesenti, P., Silva-Pablo, M., Perdomo, C., Olivero, V., & Arocena, R. (2017). Weighting the impacts to stream water quality in small basins devoted to forage crops, dairy and beef cow production. *Limnologica*, 65, 76-84.
- Chalar, G., Fabián, D., González-Piana, M., & Piccardo, A. (2015). Estado y evolución de la calidad de agua de los tres embalses del Río Negro. Montevideo: Facultad de Ciencias, UdelaR, UTE. [En línea]. Julio 2019. Disponible en: <http://limno.fcien.edu.uy/pactuales/EUTROFIZACION->

[Y-CALIDAD-DE-AGUA-DE-LOS-EMBALSES-DEL-RIO-NEGRO-2011-2015.pdf](#)

- Chalar, G. (2009). The use of phytoplankton patterns of diversity for algal bloom management. *Limnologica*, 39(3), 200-208.
- Conde D, Arocena R, Rodríguez-Gallego L (2002) Recursos acuáticos superficiales de Uruguay: ambientes algunas problemáticas y desafíos para la gestión (I y II). *AMBIOS*, 3: 5-9 y 4: 32-33
- CURE-UDELAR (2019). Documento científico-técnico de síntesis de la revisión de antecedentes sobre el estado de los ecosistemas y la biodiversidad en Uruguay y las causas de su degradación. Maldonado: CURE-UDELAR y MVOTMA.
- Delbene Lezama, L. (2018). Eutrofización del Río Santa Lucía: Dinámica de nutrientes asociada régimen hidrológico ya la intensificación productiva. DINAMA y JICA, 2011. Proyecto sobre control de contaminación y calidad de agua en la cuenca del Río Santa Lucía. Informe final del proyecto. Montevideo: MVOTMA.
- DINAMA, 2015. Evolución de la calidad en la cuenca del Santa Lucía. 10 años de información. Montevideo: MVOTMA.
- Durán, A., & García Préchac, F. (2007). Suelos del Uruguay: origen, clasificación, manejo y conservación (No. 631.4 (899) DURs 2007 v. 1).
- Foley, J. A., DeFries, R., Asner, G. P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S. R., ... & Snyder, P. K. (2005). Global consequences of land use. *science*, 309(5734), 570-574.
- GNA (2018). Plan de Acción Santa Lucía - Medidas de segunda generación. [En línea]. Setiembre 2020. Disponible en: <https://www.gub.uy/ministerio-ambiente/comunicacion/publicaciones/plan-accion-santa-lucia-medidas-segunda-generacion>.
- Hill, M., & Cléricali, C. (2013). Avances en políticas de manejo y conservación de suelos en Uruguay. *IAH*, 12, 2-6.

- Jarvie, H. P., Whitton, B. A., & Neal, C. (1998). Nitrogen and phosphorus in east coast British rivers: speciation, sources and biological significance. *Science of the Total environment*, 210, 79-109.
- Joosse, P. J., & Baker, D. B. (2011). Context for re-evaluating agricultural source phosphorus loadings to the Great Lakes. *Canadian Journal of Soil Science*, 91(3), 317-327.
- Kaushal, S. S., Lewis Jr, W. M., & McCutchan Jr, J. H. (2006). Land use change and nitrogen enrichment of a Rocky Mountain watershed. *Ecological Applications*, 16(1), 299-312.
- Kruk, C., Martínez, A., Martínez de la Escalera, G., Trinchin, R., Manta, G., Segura, Ángel M., Piccini, C., Brena, B., Fabiano, G., Pérez, M., Gabito, L., Alcántara, I., & Yannicelli, B. (2019). Floración excepcional de cianobacterias tóxicas en la costa de Uruguay, verano 2019. *INNOTEC*, 36–68.
- Kruk, C., Suárez, C., Ríos, M., Zaldúa, N., & Martino, D. (2013). *Vida Silvestre*. Ficha: Análisis Calidad [En línea]. Junio 2018. Disponible en: <http://vidasilvestre.org.uy/wp-content/uploads/2013/09/informeaguafinalcm1.pdf>
- Liu, K. K., Kao, S. J., Wen, L. S., & Chen, K. L. (2007). Carbon and nitrogen isotopic compositions of particulate organic matter and biogeochemical processes in the eutrophic Danshuei Estuary in northern Taiwan. *Science of the total environment*, 382(1), 103-120.
- Mallarino, A. P., Stewart, B. M., Baker, J. L., Downing, J. D., & Sawyer, J. E. (2002). Phosphorus indexing for cropland: Overview and basic concepts of the Iowa phosphorus index. *Journal of Soil and Water Conservation*, 57(6), 440-447.
- Manta, E., Cancela, H., Cristina, J., & Prechac, F. G. (2013). Informe sobre la calidad del agua en la cuenca del Río Santa Lucía: estado de situación y recomendaciones.
- Moss, B. (2008). Water pollution by agriculture. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 363(1491), 659-666.

- OAN, Observatorio Ambiental Nacional (2017). Indicadores 2016. Revisado en URL: [https://www.dina-ma.gub.uy/oan/?page\\_id=53](https://www.dina-ma.gub.uy/oan/?page_id=53) visitada en marzo 2019.
- Paerl, H. W. (2017). Controlling cyanobacterial harmful blooms in freshwater ecosystems. *Microbial biotechnology*, 10(5), 1106-1110.
- Perdomo, C., Barreto, P., & Piñeiro, V. (2015). Pérdidas de fósforo desde suelos agrícolas hacia aguas superficiales: resultados preliminares para Uruguay y posibles medidas de manejo para mitigar riesgos. *IV Simp Nac Agric Paysandú-Uruguay*, 1, 77-94.
- Pierzynski, G.M., J.T. Sims, and G.F. Vance. 2005. *Soils and Environmental Quality* (Third Edition), Taylor and Francis, Boca Raton, FL pp. 569.
- Sharpley, A. A. (2015). Agricultural phosphorus and water quality: challenges to science, practice, and policy. In *Buscando el camino de la intensificación sostenible para la agricultura. IV Simposio Nacional de Agricultura. VII Encuentro de la SUCS. I Encuentro Regional de Políticas de Conservación de Suelos* (pp. 28-29).
- Sharpley, A., Jarvie, H. P., Buda, A., May, L., Spears, B., & Kleinman, P. (2013). Phosphorus legacy: Overcoming the effects of past management practices to mitigate future water quality impairment. *Journal of environmental quality*, 42(5), 1308-1326.
- Sharpley, A. N., Daniel, T., Sims, T., Lemunyon, J., Stevens, R., & Parry, R. (2003). *Agricultural Phosphorus and Eutrophication: USDA. ARS*, 149, 38.
- Sharpley, A., & Kleinman, P. (2003). Effect of rainfall simulator and plot scale on overland flow and phosphorus transport. *Journal of environmental quality*, 32(6), 2172-2179.
- Sharpley, A., & Tunney, H. (2000). Phosphorus research strategies to meet agricultural and environmental challenges of the 21st century. *Journal of environmental quality*, 29(1), 176-181.
- Sims, J. T., & Sharpley, A. N. (1998). Managing agricultural phosphorus for water quality protection: future challenges. *Soil Testing for Phosphorus:*



Environmental uses and implications. Southern Cooperative Series Bulletin, (389), 41-43.

- Smith, D. R., Huang, C., & Haney, R. L. (2017). Phosphorus fertilization, soil stratification, and potential water quality impacts. *Journal of Soil and Water Conservation*, 72(5), 417-424.
- Teixeira de Mello, F. (2007). Efecto del uso del suelo sobre la calidad del agua y las comunidades de peces en sistemas lóticos de la cuenca baja del Río Santa Lucía (Uruguay).
- Uruguay, GEO. (2008). GEO Uruguay 2008. Informe del estado del Ambiente. 350p., Programa de Naciones Unidas para el Medio Ambiente (PNUMA)/Centro Latino Americano de Ecología Social (CLAES)/Dirección Nacional de Medio Ambiente (DINAMA), Montevideo, Uruguay.
- Uruguay. Poder Legislativo. (1979). Decreto N° 253/979. Medio Ambiente. Ecología. Recursos Naturales. Recursos Hídricos. Prevención de Contaminación de las Agua [En línea]. Marzo 2020. Disponible en: <https://www.impo.com.uy/bases/decretos/253-1979/19>.
- Vadas, P. A., Haggard, B. E., & Gburek, W. J. (2005). Predicting dissolved phosphorus in runoff from manured field plots. *Journal of environmental quality*, 34(4), 1347-1353.
- Vidal, L., & Britos, A. (2012). Uruguay: occurrence, toxicity and regulation of Cyanobacteria. Current approaches to Cyanotoxin risk assessment, risk management and regulations in different countries. Dessau-Roßlau: Federal Environment Agency (Umweltbundesamt), 130-136.
- Vollmer-Sanders, C., Allman, A., Busdeker, D., Moody, L. B., & Stanley, W. G. (2016). Building partnerships to scale up conservation: 4R Nutrient Stewardship Certification Program in the Lake Erie watershed. *Journal of Great Lakes Research*, 42(6), 1395-1402.

Withers, P. J., Davidson, I. A., & Foy, R. H. (2000). Prospects for controlling nonpoint phosphorus loss to water: a UK perspective. *Journal of Environmental Quality*, 29(1), 167-175.

Zeinalzadeh, Kamran & Rezaei, Elnaz. (2017). Determining spatial and temporal changes of surface water quality using principal component analysis. *Journal of Hydrology: Regional Studies*. 13. 1-10.  
10.1016/j.ejrh.2017.07.002.