



UNIVERSIDAD  
DE LA REPÚBLICA  
URUGUAY

# **Pérdidas de fósforo por escorrentía desde el suelo, fertilizante y estiércol: cuantificación y distribución en el tiempo**

Florencia De Lucca Agrelo

Maestría en Ciencias Agrarias  
opción Ciencias del Suelo

Setiembre 2020

Tesis aprobada por el tribunal integrado por Ing Agr. (PhD) Amabelia del Pino, Ing Agr. (PhD) Verónica Ciganda, y Lic. en Biol. (PhD) Guillermo Goyenola, el 21 de diciembre de 2020.  
Autora: Ing. Agr. Florencia De Lucca Agrelo. Director: Ing. Agr. PhD. Carlos H. Perdomo Varela.

## **AGRADECIMIENTOS**

A mi tutor Carlos Perdomo por su disposición, sugerencias y aportes durante todo el proceso.

A Nicola Di Muro y Silvana Hernández, por su asistencia en los muestreos de campo.

A mi familia, por su confianza, apoyo y empuje constante.

## TABLA DE CONTENIDO

PÁGINA DE APROBACIÓN.....	II
AGRADECIMIENTOS.....	III
RESUMEN.....	VI
SUMMARY .....	VII
<u>1. INTRODUCCIÓN</u> .....	1
1.1    OBJETIVOS E HIPÓTESIS.....	3
<u>1.1.1 Objetivo general</u> .....	3
<u>1.1.2 Objetivos específicos</u> .....	3
<u>1.1.3 Hipótesis</u> .....	3
1.2    ESTRUCTURA DE LA TESIS.....	4
<u>2. PÉRDIDAS DE FÓSFORO POR ESCORRENTÍA EN UN SITIO DE LA CUENCA DEL RÍO SANTA LUCÍA BAJO PRODUCCIÓN ANIMAL INTENSIVA Y CON APLICACIONES RECIENTES DE FÓSFORO EN SUPERFICIE</u> .....	5
2.1 RESUMEN.....	5
2.2 INTRODUCCIÓN .....	6
2.3 MATERIALES Y MÉTODOS.....	11
<u>2.3.1 Descripción del sitio</u> .....	11
<u>2.3.2. Caracterización de las fuentes de P</u> .....	12
<u>2.3.3 Experimento de escurrimiento superficial con parcelas</u> .....	13
2.3.3.1. Muestreo de agua y determinaciones .....	13
2.3.3.2. Muestreo de suelo y determinaciones.....	14
2.3.3.3. Exportación de Fósforo .....	14
<u>2.3.4. Determinación del Factor de Estratificación Superficial de Fósforo del suelo</u> ..	15
<u>2.3.5. Estimación del Índice de enriquecimiento de Fósforo</u> .....	15
<u>2.3.6. Análisis estadístico</u> .....	15

2.4 RESULTADOS.....	16
<u>2.4.1. Caracterización climática del sitio del experimento.....</u>	16
<u>2.4.2. Estratificación y evolución del contenido de fósforo disponible del suelo .....</u>	16
<u>2.4.3 Concentración de P en el agua de escurrimiento a lo largo del experimento ...</u>	19
2.4.3.1 Exportación de Fósforo .....	22
<u>2.4.4. Estimación de la concentración de Fósforo Disuelto Reactivo en el agua de escurrimiento mediante indicadores de P disponible del suelo.....</u>	23
<u>2.4.5. Evaluación de métodos de análisis de fósforo del suelo como estimadores ambientales de DRP en escurrimiento.....</u>	26
<u>2.4.6. Índice de enriquecimiento de P.....</u>	30
2.5. DISCUSIÓN .....	31
2.6. CONCLUSIÓN.....	37
2.7 REFERENCIAS .....	39
<u>3. DISCUSIÓN GENERAL Y CONCLUSIONES GLOBALES.....</u>	50
<u>4. BIBLIOGRAFÍA.....</u>	52

## RESUMEN

En la cuenca del río Santa Lucía (CRSL) de Uruguay, se ha evidenciado el aumento de la concentración de nutrientes, especialmente fósforo (P), lo que ha contribuido a la eutrofización de varios cursos de agua. reportado. Las mayores concentraciones de P total (PT) ocurren en tramos de cursos donde una de las actividades predominantes es la producción intensiva de carne y leche, sistema que se ha intensificado aún más en las últimas décadas. En estos sistemas se han generado balances positivos de P, debido a la fertilización fosfatada en superficie de cultivos y pasturas sembradas, y a las altas cargas de animales en pastoreo, derivando en el aumento del potencial de pérdida de P en la escorrentía, especialmente en forma soluble (DRP). Por lo tanto, resulta relevante poder cuantificar y comparar la magnitud de la contribución de cada fuente de P en el escurrimiento y estimar sus coeficientes de exportación, así como seleccionar el índice de P lábil de suelo más robusto para predecir estas pérdidas. Para esto, se instaló un ensayo de 9 parcelas de escurrimiento de 10 m<sup>2</sup> sobre una pradera mixta bajo lluvia natural. Los tratamientos fueron un testigo sin aplicación de P (TEST) y dos tratamientos donde se aplicó 250 kg ha<sup>-1</sup> de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> como superfosfato triple (SPT) o como estiércol de vaca (EV), con 3 repeticiones. Las concentraciones de PT ponderadas por el flujo siguieron el orden SPT > EV > TEST (4,5, 2,8 y 1,4, mg P L<sup>-1</sup>), y a nivel de evento las mayores concentraciones de DRP se observaron luego de las primeras lluvias post aplicación de P. La mayor proporción de PT (75%) se perdió en forma de DRP para todos los tratamientos. Se encontró una fuerte relación entre WEP<sub>0-2,5</sub> y la concentración de DRP (R<sup>2</sup>=0,75), mientras que la relación entre PBray<sub>10-2,5</sub> y DRP fue menor (R<sup>2</sup>=0,35). Por lo tanto, sería recomendable utilizar WEP<sub>0-2,5</sub> como indicador ambiental del riesgo de pérdida de DRP en la escorrentía. A nivel de carga, la exportación de PT para los tratamientos fertilizados superó el límite de 5 kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> establecido en USA (3,6; 7,0; 11,2 kg P ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> para TEST, EV y SPT), mientras que para DRP el límite correspondiente de 1 kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> fue superado en todos los tratamientos (2,3; 4,9; 8,6 kg P ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> para TEST, EV y SPT).

**Palabras clave:** eutrofización, siembra directa, WEP, coeficientes de exportación

## Runoff phosphorus losses from soil, fertilizer and cow manure: quantification and timeline distribution

### SUMMARY

An increase in the concentration of nutrients, especially phosphorus (P), in the Santa Lucía river basin (CRSL) of Uruguay has been evidenced, which has contributed to the eutrophication of several water courses. The highest total P (TP) concentrations in watercourses occur in areas where the predominant farming activity is dairy and meat production under cultivated pastures. Due to the continuous phosphorus input coming from overland soil-surface fertilization and animal feed, positive P balances have been generated, which has resulted in an increase of available P in the first few soil centimeters, greatly augmenting the potential for P loss in runoff, especially in soluble form (DRP). There are few reports, however, about the export coefficient of these P sources, as well as about the most robust soil P labile test to predict these losses with models like the P-Index. For this, 9 10 m<sup>2</sup> runoff plots were installed in a cultivated pasture under natural rainfall. The treatments were a control without P application (TEST) and two treatments which received 250 kg ha<sup>-1</sup> of P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>, either as triple superphosphate (SPT) or as cow manure (EV), arranged in a RCBD with 3 replicates. After 14 months of evaluation, the flow-weighted Total P (TP) concentrations followed the order SPT > EV > TEST (4.5, 2.8 and 1.4, mg P L<sup>-1</sup>), and the highest DRP concentrations were observed after the first rainfall events after P application. The highest proportion of TP (75%) was lost as DRP in all treatments. The relationship between WEP<sub>0-2.5</sub> and DRP (R<sup>2</sup> = 0.75) was stronger than that between PBray1<sub>0-2.5</sub> and DRP (R<sup>2</sup> = 0.35). Therefore, it would be advisable to use WEP<sub>0-2.5</sub> as an environmental risk indicator of DRP losses in runoff. Annualized loads of TP for fertilized treatments exceeded the USA limit of 5 kg ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup> (3.6; 7.0; 11.2 kg P ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup> for TEST, EV and SPT). Meanwhile, the corresponding DRP limit of 1 kg ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup> was exceeded in all treatments (2.3; 4.9; 8.6 kg P ha<sup>-1</sup> year<sup>-1</sup> for TEST, EV and SPT). These results suggest that intensive animal production sites located in the SLRB could be partly responsible for the recently increase in eutrophication problems registered in the SLRB.

**Keywords:** eutrophication, no-till, WEP, export coefficients

## **1. INTRODUCCIÓN**

La mayor velocidad de ciclaje de nitrógeno y fósforo (P) en los sistemas agropecuarios, es a nivel mundial, una de las causas de la eutrofización creciente de los cuerpos de agua (Carpenter et al., 1998), siendo el aporte de P desde el suelo uno de los factores claves de este proceso. Este incremento en el aporte de P es importante, porque en condiciones prístinas, este nutriente generalmente limita el crecimiento de las algas en los cuerpos de agua dulce (Reid et al., 2019; Jarvie et al., 2013; Smith y Schindler, 2009; Sharpley et al., 1994).

Las altas concentraciones de este nutriente que se registran actualmente en los cuerpos de agua de muchos países tienen un origen multicausal, pudiendo ser consecuencia tanto de la intensificación de la producción agropecuaria, como del desarrollo urbano e industrial (Jarvie et al., 2006; Carpenter et al., 1998), pero el efecto final es similar, ya que la eutrofización restringe el uso del agua tanto para su uso recreativo, como para el consumo humano y animal (Sharpley et al., 2001).

El origen de los flujos de P puede clasificarse como puntual o difuso (Withers y Jarvie, 2008). Las fuentes puntuales se caracterizan por presentar un punto de entrada definido, flujo continuo y una concentración de nutrientes más o menos constante. Dentro de este tipo de fuentes se agrupan las descargas directas de efluentes industriales y las plantas de tratamiento de líquidos cloacales. Estas entradas podrían reducirse con plantas de tratamiento químico y biológico, hasta niveles muy bajos o nulos.

Por otra parte, se encuentran las fuentes difusas, las cuales no tienen un origen definido, sino que llegan a los cuerpos de agua por escurrimiento superficial desde áreas extensas (Withers y Jarvie, 2008). En este tipo de fuente el aporte de P es variable, y altamente dependiente de los eventos de precipitación, siendo, por tanto, más difíciles de identificar, cuantificar y controlar. Las actividades agropecuarias se han identificado como la principal fuente de aporte difuso de P (Sharpley et al., 2001), ya sea que este nutriente provenga de los fertilizantes

fosfatados aplicados en cultivos y pasturas, o de las excreciones provocadas por el pastoreo de ganado (Haygarth y Jarvis, 1999; Johnes y Heathwaite, 1997).

En Uruguay existe especial preocupación por la calidad de los principales cursos de agua, ya que desde hace varios años se han reportado en algunos de ellos elevadas concentraciones de P, derivando en procesos de eutrofización progresiva (Gorgoglione et al., 2020). Este es el caso de la cuenca del río Santa Lucía (CRSL) (Delbene, 2018, Aubriot et al., 2017, Chalar et al., 2017, Goyenola et al., 2015), la cual es de suma importancia ya que suministra de agua potable a casi el 60% de a la población del país (1,6 millones de habitantes), siendo además una de las zonas del país de mayor producción de alimentos (Aubriot et al., 2017, Achkar, 2017).

Se ha estimado, que más del 80% del P que llega a los cursos de agua de esta cuenca es de origen difuso (Udelar, 2013), identificándose a la fertilización fosfatada en superficie de cultivos y pasturas y a la producción animal intensiva en pastoreo como su principal origen (Aubriot et al., 2017). Sin embargo, la información local acerca de los coeficientes de exportación de P de los principales usos de suelo es aún escasa (DINAMA–JICA, 2017; Goyenola, 2016). Esta información es necesaria para diseñar y aplicar las mejores medidas de manejo tendientes a reducir las pérdidas de P, y, sobre todo, identificar las áreas en las cuales esta reducción resulta más acuciante.

## **1.1 OBJETIVOS E HIPÓTESIS**

### **1.1.1 Objetivo general**

Cuantificar las pérdidas de P por escorrentía de un suelo bajo pastoreo frecuente con altas dotaciones animales y con aplicaciones superficiales de P de fuentes químicas y orgánicas

### **1.1.2 Objetivos específicos**

1. Estimar y generar datos locales los coeficientes de exportación y las proporciones de pérdida de fósforo particulado (PP) y fósforo disuelto reactivo (DRP) de el estiércol de vaca (EV) y del superfosfato triple (SPT).
2. Seleccionar el indicador de P lábil de suelo más robusto para predecir la concentración de DRP en el agua de escurrimiento.
3. Comenzar a obtener información local sobre los valores de Índice de enriquecimiento de las partículas de suelo y grado de incremento por fertilización superficial en estos sistemas.
4. Aportar información para la generación y validación de un Índice de Fósforo (IP) para Uruguay.

### **1.1.3 Hipótesis**

1. La proporción de pérdida de P soluble que proviene del fertilizante es mayor que la del estiércol, ya que la solubilidad de las fuentes orgánicas es menor.
2. El P extractable en agua de la capa de suelo de 0-2,5 cm ( $WEP_{0-2,5}$ ) es el indicador de P lábil de suelo más apropiado para predecir la concentración de DRP, ya que, al igual que lo que ocurre durante un evento de escurrimiento, la extracción de P se realiza en medio acuoso.

## **1.2 ESTRUCTURA DE LA TESIS**

El primer capítulo de la tesis consta de la introducción general, donde se presentan los antecedentes, objetivos e hipótesis del trabajo. El segundo capítulo corresponde a un artículo titulado “Pérdidas de fósforo por escurrimiento superficial en un suelo con historia de pastoreo intensivo y con aplicaciones recientes de fósforo en superficie”, el cual será enviado a la revista International Soil and Water Conservation Research (ISWCR). El último capítulo comprende las conclusiones generales del trabajo.

## **2. PÉRDIDAS DE FÓSFORO POR ESCORRENTÍA EN UN SITIO DE LA CUENCA DEL RÍO SANTA LUCÍA BAJO PRODUCCIÓN ANIMAL INTENSIVA Y CON APLICACIONES RECIENTES DE FÓSFORO EN SUPERFICIE**

### **2.1 RESUMEN**

Las pérdidas difusas de fósforo (P) desde sistemas agropecuarios intensivos contribuyen al aumento de las cargas de P en los cursos de agua. Obtener información acerca del coeficiente de exportación de las fuentes externas de P (fertilizante y ración animal) permitiría diseñar medidas específicas para reducir estas pérdidas. Para esto se realizó un ensayo con parcelas de escurrimiento bajo lluvia natural en un sitio bajo este manejo intensivo. Los tratamientos fueron control sin P (TEST) y 250 kg ha<sup>-1</sup> de P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> aplicados como estiércol de vaca (EV) o superfosfato triple (SPT). Luego de 14 meses de evaluación, las concentraciones de PT de la escorrentía ponderadas por el flujo siguieron el orden SPT > EV > TEST (4,5, 2,8 y 1,4, mg L<sup>-1</sup>), y el 75% ocurrieron como DRP. Las mayores concentraciones de DRP se observaron luego de las primeras lluvias post-fertilización. Existió una fuerte relación entre WEP<sub>0-2,5</sub> y DRP (R<sup>2</sup>=0,75), mientras que para PBray<sub>10-2,5</sub> esta relación fue menor (R<sup>2</sup>=0,35). Por tanto, sería recomendable utilizar WEP<sub>0-2,5</sub> como indicador de riesgo de pérdida de DRP. La carga anualizada de PT para los tratamientos fertilizados superó el límite establecido en USA de 5 kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> (3,6; 7,0; 11,2 kg P ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> para TEST, EV y SPT), mientras que el correspondiente para DRP (1 kg ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup>) fue superado en todos los tratamientos (2,3; 4,9; 8,6 kg P ha<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> para TEST, EV y SPT). Estos resultados sugieren que estos predios intensivos contribuyen a la creciente eutrofización de la CRSL.

## 2.2 INTRODUCCIÓN

La intensificación de los sistemas productivos ha generado impactos en la ecología de los sistemas acuáticos, principalmente por el aporte de fósforo (P) desde fuentes difusas que llega por escurrimiento superficial, representando una pérdida continua a largo plazo tanto en forma de P particulada (PP) como disuelta (DRP) (Smith, et al., 2017; Condrón, 2004). En los sistemas productivos, caracterizados por la aplicación de laboreo conservacionista y/o de siembra directa, donde los residuos de cosecha se acumulan en la superficie del suelo, la erosión del suelo se ve disminuida (Shipitalo, et al., 2013; Scheiner & Lavado, 1998). A pesar de esta disminución, la aplicación continua de altas tasas de fuentes fosfatadas en superficie ha llevado a un incremento de la pérdida de P por escorrentía, aumentando en mayor proporción el DRP, siendo esta la forma de P inmediatamente disponible para su absorción por la biota acuática, mientras que el PP es una fuente secundaria y de largo plazo en lagos y cursos de agua (Baker et al., 2017; Joosse & Baker, 2011; Elliot et al., 2005; McDowell & Sharpley, 2001; Sharpley et al., 1994). Por tanto, aun en situaciones de baja erosión el riesgo de eutrofización en estos sistemas puede ser elevado.

Esta problemática se acentúa en sistemas intensivos de producción de carne y leche, donde se combina la producción intensiva de forrajes y granos con altas cargas de animales en pastoreo (O'Rourke et al., 2010). Los animales realizan un uso ineficiente del P contenido en los alimentos, por lo que una gran proporción del P en estos es excretada (70-80%) (Kebreab, et al., 2013; McDowell et al., 2007; Sharpley et al., 2001; Poulsen, 2000; Shepherd & Withers, 1999), y solo una proporción menor es exportada del sistema en productos como leche y carne (20-30%) (Aarts et al., 2000; Morse et al., 1992). Esta ineficiente utilización del P genera, en consecuencia, balances positivos de masa de este elemento. Este proceso de acumulación de P ha contribuido a incrementar su pérdida por escorrentía, favoreciendo aún más el proceso de eutrofización de cuerpos de agua superficiales (Carpenter et al., 2011).

Mientras que el contenido de P de la orina es prácticamente despreciable, los parches de estiércol sí representan importantes fuentes localizadas de potencial liberación de P durante eventos de lluvia (Haan et al., 2006). A este factor se le suma el efecto del pisoteo del ganado en pastoreo sobre las propiedades físicas del suelo, que disminuye la conductividad hidráulica.

A su vez, la reducción del residuo vegetal en superficie por el pastoreo también disminuye la tasa de infiltración de agua y provoca un aumento del volumen de escurrimiento superficial (Haan et al., 2006). Bajo estas situaciones se han reportado aumentos importantes de la concentración y carga de P del agua de escurrimiento que hasta duplican los valores de referencia respecto a escenarios en ausencia de ganado (Jordan y Smith, 1985; Schepers et al., 1982).

En Uruguay esta situación es particularmente preocupante en la cuenca del río Santa Lucía (CRSL), ya que esta cuenca es la principal fuente de suministro de agua potable para el 60% de la población del país (DIEA, 2019; Achkar et al., 2017), tiene como una de sus principales actividades agropecuarias la producción animal intensiva de carne y leche en base a pasturas mejoradas y raciones (40% del área). Los resultados de varios relevamientos indican que los niveles de PT del río Santa Lucía y otros afluentes superan ampliamente el estándar legal de Uruguay de PT de  $25 \mu\text{g P L}^{-1}$  (Decreto 253/79, 1979), en la mayoría de sus tramos. Debido a sus altos niveles de PT, estos cursos de agua se clasifican como eutróficos ( $60$  a  $100 \mu\text{g P L}^{-1}$ ) e hipertróficos ( $> 100 \mu\text{g P L}^{-1}$ ) ( Delbene, 2018; Barreto, et al., 2017; Chalar et al., 2017; Goyenola et al., 2015; Arocena et al., 2013; Arocena et al., 2008). Además, las mayores concentraciones de PT en los cuerpos superficiales se han detectado en las zonas bajo uso agropecuario más intensivo (Chalar et al., 2017).

En el año 2013 el Ministerio de Vivienda Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente (MVOTMA) implementó un Plan de Acción para la Protección de la Calidad Ambiental y la Disponibilidad de las Fuentes de Agua Potable de la CRSL (MVOTMA, 2013). Las medidas pretendían reducir los aportes tanto de fuentes de P puntuales como difusas. Sin embargo, los resultados de un monitoreo realizado entre 2005 y 2020 por DINAMA en distintos cursos de agua de esta cuenca evidenció que la situación en 2019 no se había modificado, reportándose valores de concentración de PT entre  $158$  a  $764 \mu\text{g P L}^{-1}$  (DINAMA, 2019). Como las exigencias y controles sobre las fuentes puntuales se han ampliado y extendido, estos datos sugieren que las medidas adoptadas sobre las fuentes difusas no estarían siendo efectivas, por lo que sería de suma importancia implementar medidas de control adicionales que logren disminuir estos aportes.

Para poder reducir las pérdidas difusas de P, primero habría que cuantificarlas e identificar las áreas de mayor aporte. En este sentido, varias metodologías han sido desarrolladas para identificar a escala de unidades de manejo las pérdidas anuales de P y sedimento en el borde del potrero ("*Edge-of-field*"). Dentro de las más sencillas se encuentran los coeficientes de exportación de P superficial (Salas & Martino, 1991; Reckhow et al., 1980). Esta metodología asigna, en base a información empírica obtenida en evaluaciones a campo, coeficientes diferenciales promedio a diferentes usos de suelo, como campo natural, praderas sembradas, cultivos, etc. La exactitud de estos valores dependerá obviamente de la cantidad y calidad de la información obtenida (Hanrahan et al., 2001; Lathrop et al., 1998). Por otra parte, existen modelos complejos que requieren del input de muchas variables. Algunos de ellos son Annual P Loss Estimator (APLE) (Vadas et al., 2009), Agricultural Policy Environmental eXtender (APEX) (NRCS, 2013), o Texas Best Management Practice Evaluation Tool (TBET) (White et al., 2012), los cuales consideran efectos aditivos, multiplicativos y de componente; que pueden realizar estimaciones de pérdidas de P a escala diaria (APEX) o anual (APLE, TBET). Otra herramienta disponible es el Soil and Water Assessment Tool (SWAT) (Arnold et al., 1998), pero que, a diferencia de las anteriores, trabaja a escala de cuenca hidrográfica y se ejecuta de forma continua en el tiempo (Osmond et al., 2017).

Otra metodología de complejidad intermedia es el modelo conocido como Índice de P (IP) (Sharpley et al., 2011; Sharpley et al., 2003; Lemunyon & Gilbert, 1993), que posibilita realizar un ranking del riesgo de exportación de P por escorrentía a escala de Unidad de Manejo (potrero o chacra), y estima la tasa anual de pérdida difusa de P para el promedio de una serie de años (Nelson & Shober, 2012; Sharpley et al., 2011). La información obtenida con esta herramienta permite concentrar los esfuerzos de planificación de la gestión de P del predio en las unidades de manejo de mayor aporte y con esto contribuye a disminuir las salidas de este nutriente (Mallarino et al., 2002).

En el IP generalmente la concentración de DRP en el agua de escurrimiento se estima a partir del dato de P disponible en el suelo (PBray1). A pesar de que varios autores han demostrado que los suelos con altos valores de PBray1 presentan un mayor riesgo de exportación del mismo hacia cuerpos de agua, y que esto está directamente relacionado con la concentración de P en el agua de escurrimiento (Vadas et al., 2005; Sharpley et al., 2004; Sharpley et al.,

2001), este indicador podría no ser necesariamente el más adecuado. Además, los parámetros del IP deben ser validados a nivel local, ya que los valores encontrados en una región no tienen que ser necesariamente válidos en otras, sobre todo cuando hay variaciones importantes de textura, pH y contenido de materia orgánica, Fe, Al y Ca entre suelos. Un ejemplo es el efecto de estas variaciones en el coeficiente de extracción, que es la relación entre las concentraciones de PBray1 y P soluble en agua de escurrimiento (Allen & Mallarino, 2006; McDowell & Condron, 2000; Sims et al., 2000; Sharpley et al., 1994).

Pote et al. (1999) y Vadas et al. (2005) sugieren que el método de análisis de Fósforo extractable en agua (WEP) presenta una mejor correlación que PBray1 u otros test agronómicos con la concentración de DRP en el agua de escurrimiento. Esto se debe a que la metodología WEP reproduce en el laboratorio con mayor similitud la interacción entre el suelo y la lluvia que ocurre en el campo (Vadas et al., 2005), pudiendo estimar de forma más precisa el riesgo de transporte de P soluble hacia los cuerpos de agua

En los sistemas de producción animal más intensivos, que permanecen con altas cargas animales en pastoreo durante determinado periodo de tiempo (entre 1 a 4 semanas), la fuente de alimentación no solo es la pastura, sino que estos sistemas son también frecuentemente dependientes del aporte externo de alimentos (como ser concentrados), representando esta entrada una importante proporción del excedente de P que se genera en los mismos (Withers et al., 2001, La Manna com. pers, 2019). Estos predios pueden constituir una fuente de aporte mayor a la de fuentes difusas típicas, incluso intermedios entre estas y las fuentes difusas. Estas últimas corresponderían a las fuentes cuasi-puntuales, generadas dentro de sistemas agropecuarios (URSEA, 2017), como por ejemplo la descarga desde efluentes de tambo. Sin embargo, en Uruguay las pérdidas por escorrentía desde estos predios con mayor potencial de aportes difusos de P no han sido aun cuantificadas ni caracterizadas adecuadamente mediante el IP.

En condiciones productivas ganaderas intensiva del hemisferio norte, como EEUU, los animales permanecen estabulados toda o parte del año y el estiércol es aplicado al campo con equipos mecánicos tanto en superficie como incorporados (Allen & Mallarino, 2006; Parham et

al., 2002). En Uruguay, en cambio, el estiércol ingresa al predio mayormente en forma de parches por deposición directa en superficie durante el pastoreo animal. Además, durante el año también ingresa P en forma de fertilizante, aplicado mayormente en superficie. Pero una diferencia fundamental entre ambas fuentes es que la mayor parte de los fertilizantes aplicados en estos sistemas tienen casi todo el P en forma soluble, mientras que en los estiércoles esta proporción es variable, y depende fundamentalmente de la alimentación, y del tiempo entre la excreta y su aplicación final al suelo (Vadas et al., 2011), que en condiciones de pastoreo es simultánea.

Mientras existen datos nacionales primarios acerca del coeficiente de exportación del P del fertilizante (Perdomo et al., 2015), no se cuenta al momento con datos locales similares para el estiércol. Actualmente para realizar estas estimaciones se utilizan datos generados en suelos tropicales, que asumen que, en suelos de textura media, el P total del estiércol tiene una tasa promedio de pérdida del 12,5% (Salas & Martino, 1991).

El objetivo principal de este trabajo fue obtener información acerca del coeficiente de exportación del fósforo del estiércol, cuando es agregado a una dosis similar a las depositadas por los animales en pastoreo, y comparar este valor con el obtenido para una dosis equivalente de fertilizante químico aplicado en el mismo momento. Un segundo objetivo fue cuantificar la exportación anual de P del suelo sin agregado de fertilizante, ya que el sitio elegido puede ser representativo o similar a algunas de las unidades de manejo con mayor potencial de pérdidas difusas de P. Otro objetivo fue conocer la importancia de las distintas formas de pérdida de P (soluble o particulada) en el agua de escurrimiento, y cómo estas proporciones se modifican con la aplicación de las distintas fuentes; y el cuarto objetivo fue seleccionar el indicador de P disponible del suelo más adecuado para predecir la pérdida de DRP en la escorrentía.

## 2.3 MATERIALES Y MÉTODOS

### 2.3.1 Descripción del sitio

El experimento se llevó a cabo en un campo de recría de ganado dentro de la cuenca del río Santa Lucía, en el Departamento de Florida, Uruguay (34 ° 08 '94.56' 'S, 56 ° 18' 99.36 " W) (Fig. 1). Para este estudio se seleccionó un área de 0,33 ha de una pradera permanente de tercer año compuesta por festuca (*Festuca arundinaceae*) y trébol blanco (*Trifolium repens*), la cual había recibido fertilización fosfatada únicamente en la implantación según niveles críticos, y donde la entrada de animales se había restringido en el último año. Este sitio recibía altas cargas animales durante períodos intermitentes de tiempo, tanto debido a entrada ocasional de animales previo a ferias ganaderas, como terminación de engorde de ganado. El suelo predominante era un Brunosol eútrico típico (Argiudol típico; USDA, 2014), con textura franco-arenosa, y pendiente de 3.5%. Para la caracterización físico-química del suelo, se recolectaron muestras de 0-2,5, 2,5-7,5, 7,5-15 y 0-15 cm de profundidad (Cuadro 1). Las muestras se secaron en estufa de aire forzado a 40 °C, se molieron y tamizaron (2 mm). Se determinó PBray1 agitando 2,5 g de suelo con 17,5 ml de solución de Bray1 (Bray & Kurtz, 1945) durante 2 minutos. La concentración de P soluble en agua (WEP) en la capa superficial del suelo (0-2,5 cm) se determinó con la metodología de Self-Davis et al. (2000) modificada. Se agitó 3 g de suelo con 300 mL de agua desionizada durante 1 h, luego se centrifugó a 1500 rpm durante 15 minutos y se filtró a través de un papel de filtro Whatman No. 42. Todas las determinaciones de P en suelo se determinaron colorimétricamente según Murphy & Riley (1962). El pH se midió en la capa de suelo de 0-15 cm mediante un electrodo, utilizando una relación suelo: agua 1: 1 (Van Lierop, 1990). El carbono orgánico se determinó mediante valoración con sulfato ferroso, después de atacar la muestra con dicromato de potasio y ácido sulfúrico, sin calor externo (Walkley & Black, 1934). El contenido de arcilla (partículas <2 µm) se determinó en la capa de 0-15cm por el método del hidrómetro (Forsythe, 1975) después de la eliminación de la materia orgánica por oxidación con H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>. El contenido de arena se determinó por tamizado, y el contenido de limo por diferencia.

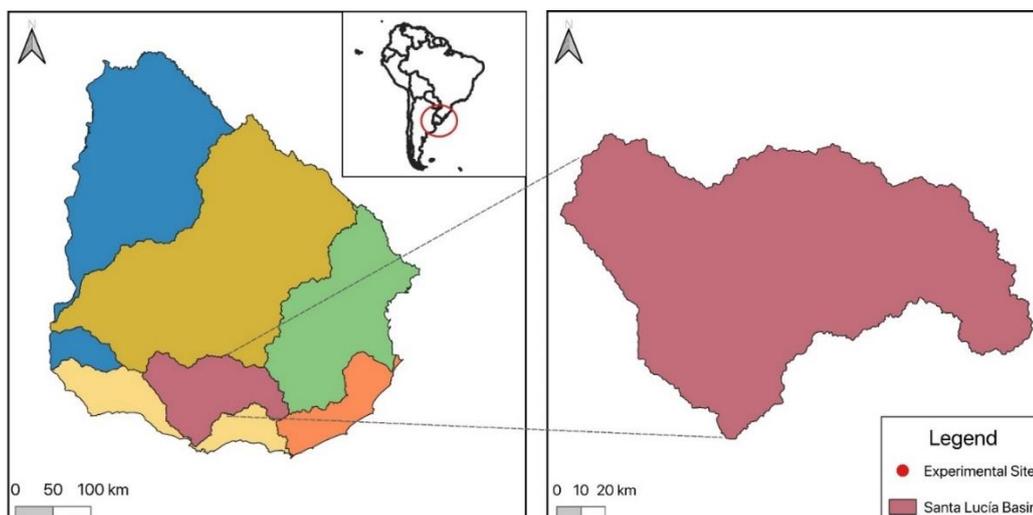


Figura 1. Ubicación del sitio del experimento.

Cuadro 1. Propiedades iniciales del suelo del experimento a diversas profundidades.

Suelo	Profundidad (cm)	P Bray1 -----mg kg <sup>-1</sup> -----	WEP**	pH	Corg (%)*	Distribución textural (%)*		
						Arena	Limo	Arcilla
Brunosol eútrico típico (Arguidol)	0-2,5	85	0.1	6,2	2,5	53	17	30
	2,5-7,5	39		6,5				
	7,5-15	18		6,5				
	0-15	42		6,5				

Carbono Orgánico (Corg, %) y Distribución textural (%) se determinaron únicamente para la capa de suelo de 0-15 cm. \*\* Fósforo Extractable en Agua (WEP) se determinó en la capa de suelo de 0-2,5 cm.

### 2.3.2. Caracterización de las fuentes de P

El contenido de P total del EV fue menor al de SPT (5,6 y 460 g P kg<sup>-1</sup>, respectivamente). Además, el contenido de materia seca de EV fue superior al de SPT (17%), mientras que, por el contrario, la solubilidad en agua de EV fue menor (88 % y 61%, respectivamente).

### **2.3.3 Experimento de escurrimiento superficial con parcelas**

Este experimento se realizó entre mayo de 2017 y julio de 2018. Un total de nueve parcelas de escurrimiento con bordes de chapa galvanizada, de dimensiones 10 m x 2 m x 0.3 m cada una (área total 10 m<sup>2</sup>), se instalaron en el sitio de estudio bajo condiciones de lluvia natural, a favor de la pendiente. Los bordes de las parcelas se insertaron en el suelo a una profundidad de 10 cm. Los tratamientos fueron dos fuentes de P, superfosfato triple (SPT) y estiércol sólido de vaca (EV), aplicados en la superficie del suelo sin incorporación a una tasa de 115 kg P ha<sup>-1</sup> (250 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>), más un testigo (0 kg P<sub>2</sub>O<sub>5</sub> ha<sup>-1</sup>). Estas dosis de P estuvieron dentro del rango de las utilizadas por otros autores en experimentos similares (Miller et al., 2019; Vadas et al., 2019). El objetivo no fue que las mismas fueran representativas de las dosis aplicadas comúnmente por los productores, sino que los resultados obtenidos en cuanto a coeficientes de exportación fueran comparables a los de la bibliografía internacional. Cada parcela recibió un tratamiento asignado al azar. Los tratamientos fueron organizados en un diseño de bloques completos al azar con tres repeticiones.

Las muestras de estiércol se obtuvieron de las depositadas en un piso de cemento durante una feria ganadera 4 días previos a la fecha de aplicación. Las mismas se analizaron para determinar su concentración de materia seca, P soluble en agua (WSP) y P total. La materia seca se determinó gravimétricamente después del secado de las muestras a 60 °C hasta peso constante. La concentración de WSP del EV y SPT se determinó de acuerdo con la metodología de Kleinman et al. (2002) sin digestión previa, mientras que la de PT de EV se obtuvo por digestión seca en mufla a 500 °C durante 5 horas, con una posterior disolución en HCl al 20%. La concentración de P se midió colorimétricamente por el método modificado de Murphy & Riley (1962).

#### **2.3.3.1. Muestreo de agua y determinaciones**

El agua de escurrimiento superficial colectada dentro de cada parcela era conducida por gravedad hacia un canal situado en el extremo inferior de cada una de estas, pasando luego a través de un medidor para registrar el flujo. La esorrentía se separó en tres fracciones, una

dirigida a un tanque de recolección de polipropileno de 100 L de capacidad. El agua de escurrimiento de las otras dos fracciones no era colectada.

Después de cada evento de lluvia que generó escurrimiento, se tomaron muestras de agua de cada tanque de recolección. El agua se agitó y mezcló previamente para generar una muestra homogénea. Las muestras de agua recolectadas se almacenaron en un refrigerador a 4 °C, para luego analizar las concentraciones de nutrientes. Se tomó una submuestra y se filtró con un filtro de membrana de 0,45  $\mu$ m de diámetro de poro. El fósforo reactivo disuelto (DRP) se determinó en las muestras filtradas según la metodología de Pote & Daniel (2000). La concentración de P total (PT) se determinó en las muestras sin filtrar mediante digestión ácida con persulfato (Pote & Daniel, 2000). Las muestras filtradas se analizaron dentro de las 24 h posteriores a la recolección y las muestras no filtradas no más de 7 días luego del evento. La determinación colorimétrica de DRP y PT se realizó según Murphy & Riley (1962). El P particulado (PP) se calculó como la diferencia entre TP y DRP. Los tanques de recolección fueron vaciados y limpiados después de cada evento de escurrimiento.

#### 2.3.3.2. Muestreo de suelo y determinaciones

Se tomaron muestras de suelo en microparcels (4 m x 2 m, cada una) instaladas adyacentes al sistema de parcelas de escurrimiento, a las que les habían sido asignaron los mismos tratamientos que a las parcelas de escurrimiento. El muestreo se realizó a tres profundidades: 0-2,5 cm una vez al mes, mientras que para profundidades de 2,5-7,5 cm y 7,5-15 cm se realizó muestreo de suelo cada tres meses. Las muestras se secaron en estufa de aire a 40 ° C durante 36 horas, luego se molieron y tamizaron con una malla de 2 mm. Posteriormente se analizaron para P<sub>Bray1</sub> (Bray & Kurtz, 1945) y P<sub>WEP</sub> (Self-Davis et al., 2000), y la concentración de P se determinó colorimétricamente mediante la metodología de Murphy & Riley (1962).

#### 2.3.3.3. Exportación de Fósforo

La carga de P se estimó como el producto del escurrimiento por la concentración de PT, para el período de un año ( $\text{kg ha}^{-1} \text{año}^{-1}$ ). Los datos de escurrimiento utilizados fueron los

observados en las parcelas de escurrimiento (escurrimiento acumulado en los tanques colectores), datos estimados a partir del Número de Curva (Mishra, & Singh, 2013), y datos estimados a partir del coeficiente de escorrentía (0,35) (Perdomo et al., 2015).

#### **2.3.4. Determinación del Factor de Estratificación Superficial de Fósforo del suelo**

El factor de estratificación superficial del P del suelo (FE) (Good et al., 2012), se determinó como:

$$FE = \frac{P_{Bray1(0-2,5cm)}}{P_{Bray1(0-15cm)}}, \quad [1]$$

donde  $P_{Bray1_{0-2,5}}$  representa la concentración de P disponible del suelo de 0-2,5 cm; y  $P_{Bray1_{0-15}}$  representa la concentración de P disponible de 0-15 cm.

#### **2.3.5. Estimación del Índice de enriquecimiento de Fósforo**

En algunos eventos de lluvia-escurrimiento en los que fue posible coleccionar suficiente sedimento (más de 2,5 g), se determinó la concentración de P como Bray1 de las partículas de suelo erosionadas, para determinar el Índice de Enriquecimiento (EI) de las partículas de suelo, tanto para EV como para SPT, según la siguiente ecuación:

$$EI: \frac{Bray-1 P_{0-2,5 cm EV o SPT}}{Bray-1 P_{0-2,5 cm Control}} [2]$$

#### **2.3.6. Análisis estadístico**

Los efectos de los tratamientos (fuentes de P aplicadas) fueron evaluados mediante un modelo lineal generalizado con comparación de medias mediante test de Tukey. Las relaciones entre la fuente de P aplicada y la concentración de DRP, PT y PP en el agua de escurrimiento, así como la relación entre los tratamientos aplicados y la concentración de P del suelo como Bray1 y WEP fueron cuantificadas mediante modelos de regresión lineal. Las declaraciones de significancia en el texto se basan en un  $\alpha$  de 0,05. Todos los análisis se realizaron con el software Infostat con interfaz R (Di Rienzo et al., 2018).

## **2.4 RESULTADOS**

### **2.4.1. Caracterización climática del sitio del experimento**

La precipitación acumulada durante el período del estudio fue de 1622 mm, para la estación meteorológica de Florida, según datos brindados por el Instituto Nacional de Meteorología (INUMET) la cual estuvo por encima del acumulado anual promedio de la zona para el período de un año según la serie histórica 1961-1990 (1098 mm). El escurrimiento observado en las parcelas fue de 259 mm; el escurrimiento estimado mediante el modelo del Número de Curva (NC) fue de 305 mm, mientras que el estimado a través del coeficiente de escorrentía fue 525 mm. No se observaron diferencias significativas en los datos de escurrimiento entre tratamientos (datos no mostrados).

### **2.4.2. Estratificación y evolución del contenido de fósforo disponible del suelo**

Al momento del primer muestreo de suelo (30/05/2017), las concentraciones de PBray1 fueron altas en todos los tratamientos, aun en el testigo, reflejando la historia previa del sitio, que había recibido en forma frecuente altas cargas animales, aunque por periodos variables. La aplicación de P en forma de EV y SPT incrementó aún más estos valores (Fig. 2). La mayor concentración de PBray1 se encontró en la capa superficial del suelo de 0-2,5-cm, incrementándose de 67 a 137 y a 171 mg kg<sup>-1</sup> en TEST, SPT y EV respectivamente, para el promedio de todo el experimento. La estratificación superficial (FE) también varió con los tratamientos, pasando de 1,78 para el testigo, 2,96 para EV y 3,59 para SPT. La concentración de WEP<sub>0-2,5</sub> mostró una tendencia similar a PBray<sub>0-2,5</sub>, obteniéndose valores de 0,7; 1,2 y 1,8 mg kg<sup>-1</sup> para TEST, EV y SPT, respectivamente. Esta tendencia de valores significativamente mayores tanto de PBray<sub>10-2,5</sub> como de WEP<sub>0-2,5</sub> en el tratamiento con SPT respecto a EV y TEST se mantuvo durante todo el período de evaluación.

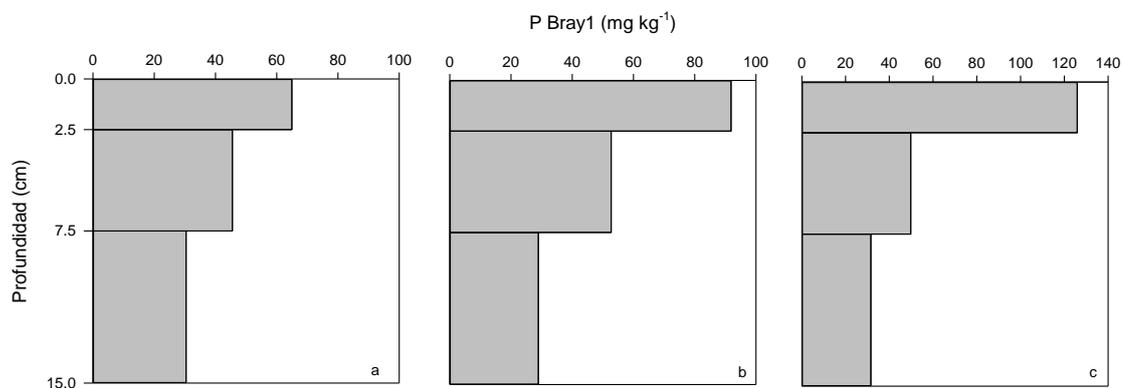


Figura 2. Concentración de PBray1 a tres profundidades (0-2,5, 2,5-7,5 y 7,5-15 cm) de suelo para los tres tratamientos (a=Control, b=Estiércol de vaca, c= Superfosfato triple). Los valores de P Bray1 a cada profundidad representan el promedio para todo el período del ensayo.

Se observó que la concentración de PBray1 en la capa superficial (0-2,5 cm) descendió con el tiempo de manera exponencial (Fig. 3a), tendiendo a un valor según el modelo de aparente equilibrio de 35, 39 y 53 mg P kg<sup>-1</sup>, para TEST, EV y SPT, respectivamente. Con respecto al valor inicial post-aplicación, el descenso fue de más del 70% para SPT y EV, y de 60% para TEST.

Por otra parte, la variación de la concentración de WEP<sub>0-2,5</sub> a lo largo del experimento se ajustó a un modelo segmentado de tipo lineal-lineal (Fig. 3b). Luego de aplicada la fuente de P, para los tratamientos SPT y EV se observó un incremento inicial de WEP<sub>0-2,5</sub> con respecto al TEST hasta los 100 días posteriores, para luego comenzar a decrecer de manera lineal. En el tratamiento TEST, al no aplicarse una fuente de P, la concentración de WEP<sub>0-2,5</sub> no se incrementó inicialmente, y luego decreció, aunque en este tratamiento el ajuste del modelo segmentado lineal-lineal presentado en la Fig. 3b no es robusto, ya que no convergió.

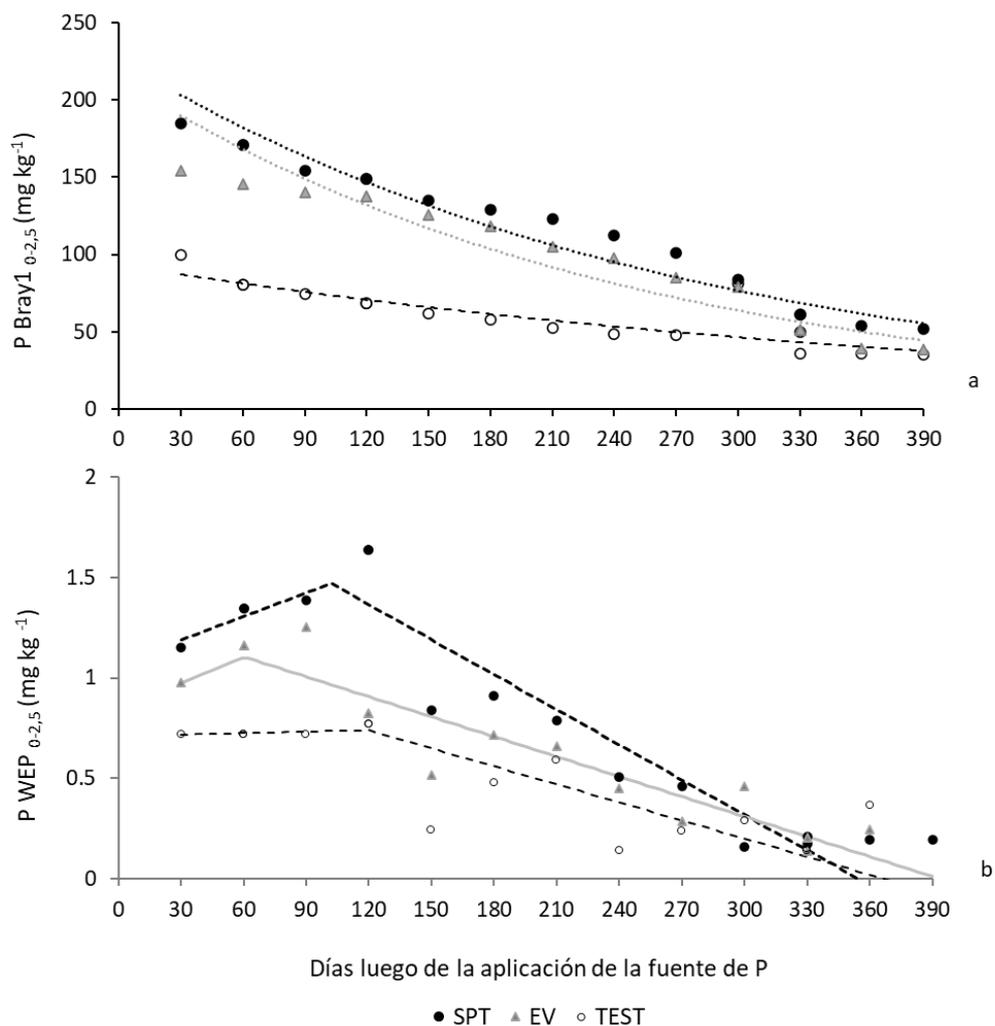


Figura 3. Curvas de descenso del fósforo disponible del suelo como PBray1 (a) y WEP (b), a 0-2,5 cm de profundidad, durante todo el período del experimento, para los tratamientos TEST= Testigo, EV= Estiércol de vaca, y SPT= Superfosfato triple. Los valores representan el promedio de las tres repeticiones de cada tratamiento. Modelos para PBray1: SPT:  $y=224.27e^{-0.004x}$   $R^2=0.93$ ; EV:  $y=209.24e^{-0.004x}$ ,  $R^2=0.88$ ; TEST:  $y=92.553e^{-0.002x}$   $R^2 = 0.67$ . Modelos para WEP: SPT: Si días  $\leq 102$ ,  $WEP= 1,07+0,0039x$ ; Si días  $>102$ ,  $WEP=2,070,0058x$   $R^2=0.90$ . EV: Si días  $\leq 60$ ,  $WEP=1,03+ 0.235x$ ; Si días  $> 60$ ,  $WEP = 1.03 - 0,0033x$ .  $R^2= 0.87$ . TEST: Si días  $\leq 120$ ;  $WEP=1,10+0.376x$ ; Si días  $>120$ ,  $WEP= 1.10- 0,0030x$   $R^2= 0.65$ .

### **2.4.3 Concentración de P en el agua de escurrimiento a lo largo del experimento**

A pesar de que las concentraciones de DRP en el agua de escurrimiento variaron ampliamente en todos los tratamientos durante el período del experimento (Fig.4a), las mayores concentraciones de DRP se observaron durante de los primeros seis eventos de precipitación que generaron escurrimiento. En estos seis eventos las pérdidas representaron en promedio el 29% de la salida de P en el total del período, variando entre 33, 34 y 19 % para SPT, EV y TEST respectivamente.

La concentración de PT en el agua de escurrimiento siguió la misma tendencia que la observada para DRP, donde las máximas pérdidas se dieron en los primeros eventos de precipitación post aplicación de las fuentes de P (Fig.4b). El pico de pérdida de PT y DRP se dio en el primer semestre desde el inicio del experimento, para luego decrecer a través del tiempo de evaluación. La concentración de PT en el escurrimiento, y en consecuencia también la de DRP, disminuyeron rápidamente luego de los primeros eventos de escurrimiento después de aplicadas las fuentes de P. De todas maneras, independientemente de la estadística, las diferencias en tratamientos tanto en PT como DRP se mantuvieron durante todo el período.

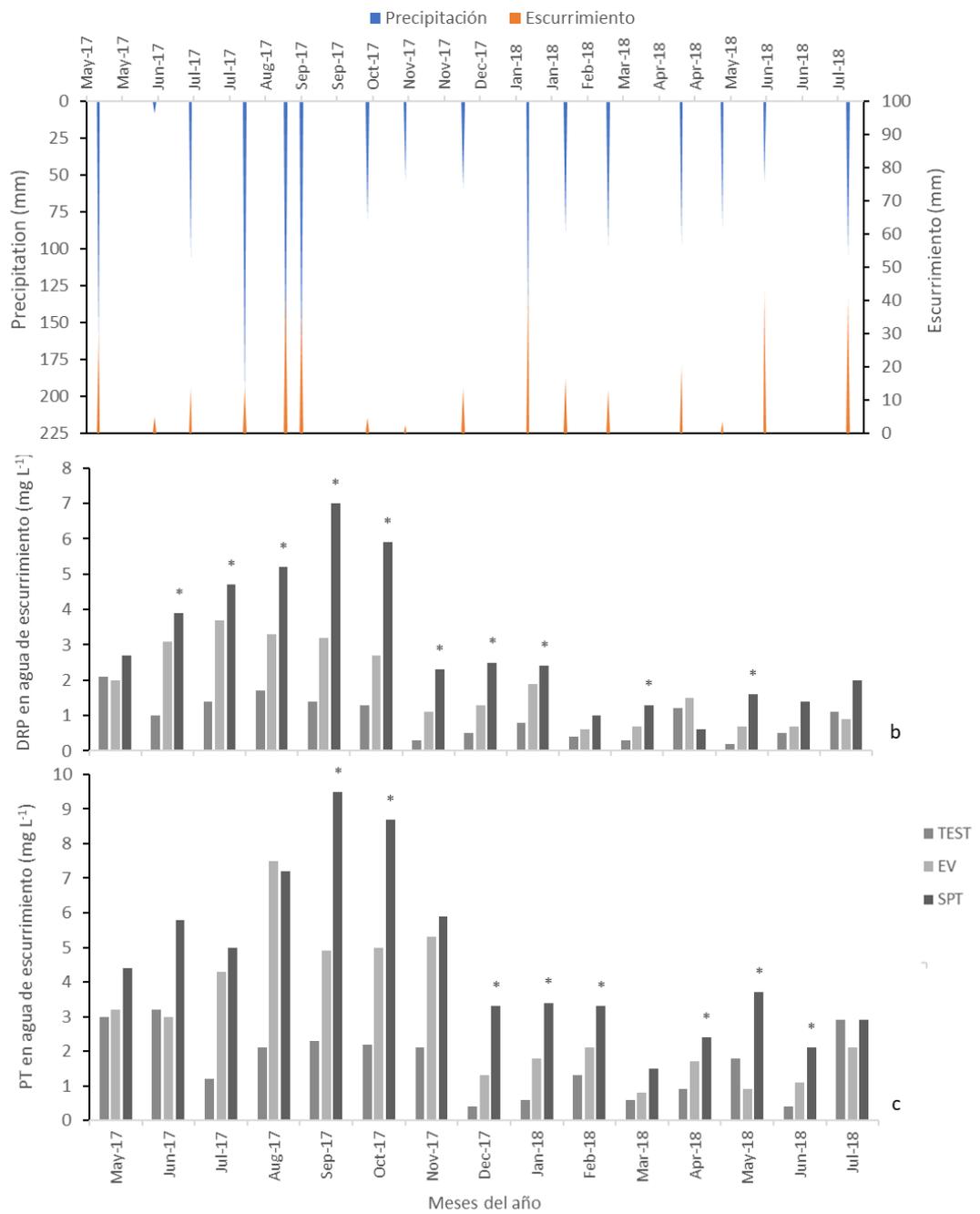


Figura 4. Distribución de los eventos de precipitación y escurrimiento ( $\text{mm mes}^{-1}$ ) (a), y de la concentración media de Fósforo Disuelto Reactivo  $\text{mg L}^{-1}$  (DRP) (b) y Fósforo Total  $\text{mg L}^{-1}$  (PT) (c) en el agua de escurrimiento durante el período del experimento, para el tratamiento control (TEST), Estiércol de vaca (EV) y Superfosfato triple (SPT). Los datos de DRP y P representan el promedio de las tres repeticiones. (\*) diferencias significativas entre los tres tratamientos.

Las muestras de agua de escurrimiento de las parcelas del tratamiento TEST evidenciaron alta concentración de P en forma de PT y DRP a pesar de no haber recibido fertilizante fosfatado durante todo el período del experimento. La aplicación de EV generó sin embargo un aumento adicional de esta concentración en el escurrimiento con respecto a TEST, tanto en forma de DRP como PT, debido que a la dosis de P aplicada fue elevada. Pero las mayores concentraciones de P en el escurrimiento se observaron en SPT dado que en esta fuente todo el P se encuentra en forma soluble. El incremento de las pérdidas de P en el escurrimiento en SPT y EV se debió en mayor medida a un aumento de las pérdidas de DRP en comparación a las de PP (Fig. 5).

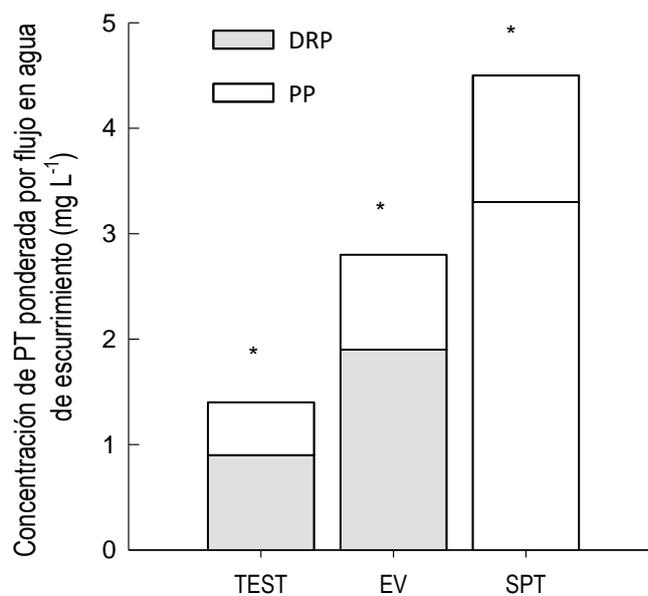


Figura 5. Concentración de fósforo total (PT) en el agua de escurrimiento ponderada por flujo como Fósforo soluble reactivo (DRP) y Fósforo particulado (PP). \* Las diferencias entre tratamientos en DRP y PT fueron todas estadísticamente significativas ( $p < 0,05$ ), mientras que para PP las diferencias solamente fueron significativas entre TEST y SPT.

#### 2.4.3.1 Exportación de Fósforo

A partir de los datos de escurrimiento y de las concentraciones de PT ( $\text{mg L}^{-1}$ ) en el agua de escurrimiento, se determinó la masa de P ( $\text{kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ) o carga que salió del predio para todos los tratamientos (Cuadro 2). Como se utilizó el valor promedio del escurrimiento de todos los tratamientos para estimar la carga, las diferencias entre tratamientos fueron debidas solamente a las diferencias de concentración, las que ya fueron analizadas estadísticamente (Fig. 5). Los resultados revelaron que todos los tratamientos, incluso el testigo, presentaron valores de carga situados en el rango superior de las estimaciones realizadas por Perdomo et al. (2015) para unidades de manejo bajo producción animal intensiva en la CRSL. Esto podría deberse a que los valores de  $\text{PBray}_{10-2,5}$  del testigo de este ensayo estuvieron también en el rango superior de los encontrados por Perdomo et al. (2015) en los sitios relevados, y a que la dosis aplicada en los tratamientos fertilizados fue mayor a las normalmente utilizadas por los productores. Además, se realizaron estimaciones de carga utilizando los valores de escurrimiento obtenidas con el Coeficiente de Escurrimiento y con el NC. Se observó que los valores de carga estimados con el NC fueron muy similares a los primeros, pero los obtenidos a partir del Coeficiente de Escurrimiento casi duplicaron en algunos casos las dos estimaciones previas (Cuadro 2). Esta diferencia se puede deber quizás a que como el Coeficiente de Escurrimiento se mide en el curso de agua, se incluye tanto el escurrimiento superficial como subsuperficial. Por lo tanto, este estimador no resulta adecuado para el presente estudio, ya que solamente se determinó el escurrimiento superficial.

Por otra parte, aun en la situación del tratamiento TEST, donde no se agregó fertilizante, la pérdida de DRP igualmente fue elevada, superando el valor umbral de  $1 \text{ kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$  (Smith et al., 2015). Si se observa la partición de la salida de PT, como DRP y PP, para todos los tratamientos, la mayor proporción se dio en forma soluble (DRP) (Cuadro 2).

La fracción de exportación de P de ambas fuentes aplicadas, calculada como el cociente entre la carga de P acumulada durante el período del ensayo que se perdió con el agua de escurrimiento con respecto al P agregado con las respectivas fuentes, fue en SPT del orden de 5%, el cual fue mayor al encontrado por Perdomo et al. (2015) en un ensayo realizado en la CRSL. Esto podría deberse a los altos contenidos de P que fueron aplicados al suelo en este

experimento; mientras que para EV este valor fue de 3%, el cual fue menor al reportado por Salas & Martino (1991) para estimar pérdidas de estiércol depositado durante el pastoreo en escurrimiento en suelos tropicales.

Cuadro 2. Pérdida de fósforo total anual como fósforo disuelto reactivo (DRP) y fósforo total (PT) por tratamiento. EV: estiércol de vaca, SPT: superfosfato triple; según método de determinación de escurrimiento.

Tratamiento	Metodología estimación escurrimiento	DRP	PP	PT
		kg ha <sup>-1</sup> año <sup>-1</sup>		
TEST	Parcelas	2,3	1,0	3,6
	NC	2,8	1,5	4,3
	Coef. de escurrimiento	4,6	3,4	7,2
EV	Parcelas	4,9	2,1	7,0
	NC	5,8	3,0	8,6
	Coef. de escurrimiento	9,7	4,6	14,3
SPT	Parcelas	8,6	3,1	11,7
	NC	10,1	3,7	13,8
	Coef. de escurrimiento	10,9	6,1	17,0

#### **2.4.4. Estimación de la concentración de Fósforo Disuelto Reactivo en el agua de escurrimiento mediante indicadores de P disponible del suelo**

Durante los 7 meses iniciales del experimento, la concentración de P en la esorrentía, tanto en forma de PT o DRP, se relacionó positivamente con PBray<sub>10-2,5</sub>. Pero en ambos casos, esta relación a pesar de que fue significativa, mostró mucha dispersión. En cambio, en los últimos 5 meses, los valores de concentración de P en la esorrentía descendieron, y esta relación se debilitó. En ambos casos (PT y DRP), se utilizó un modelo segmentado Lineal-Plateau para representar esta relación (Fig. 6a y 6b).

El valor crítico o *punto de quiebre* de PBray<sub>10-2,5</sub> que separó ambos segmentos fue 71,7 y 98,7 mg P kg<sup>-1</sup>. La intersección entre los dos segmentos de este modelo es considerado por algunos autores como un valor “crítico” de P del suelo para el riesgo de P ambiental (McDowell, et al.,

2003 ; McDowell & Sharpley , 2001). Por encima de este *punto de quiebre*, la concentración de PBray<sub>10-2,5</sub> presentó una correlación débil pero significativa con la concentración de DRP y PT en el agua de escurrimiento ( $R^2=0,35$ ). Se encontró que para PT este segundo segmento del modelo se relacionó con los primeros 8 meses de la evaluación del experimento luego de efectuada la fertilización, mientras que para DRP con los 10 primeros meses del ensayo. Sin embargo, cuando la concentración de PBray<sub>10-2,5</sub> estuvo por debajo del *punto de quiebre*, esa correlación se perdió, coincidiendo con los últimos meses finales de la evaluación de campo (6 y 4 meses para PT y DRP, respectivamente). Estos resultados parecen sugerir que PBray<sub>10-2,5</sub> no fue en este caso un buen estimador de la concentración de DRP en el agua de escurrimiento.

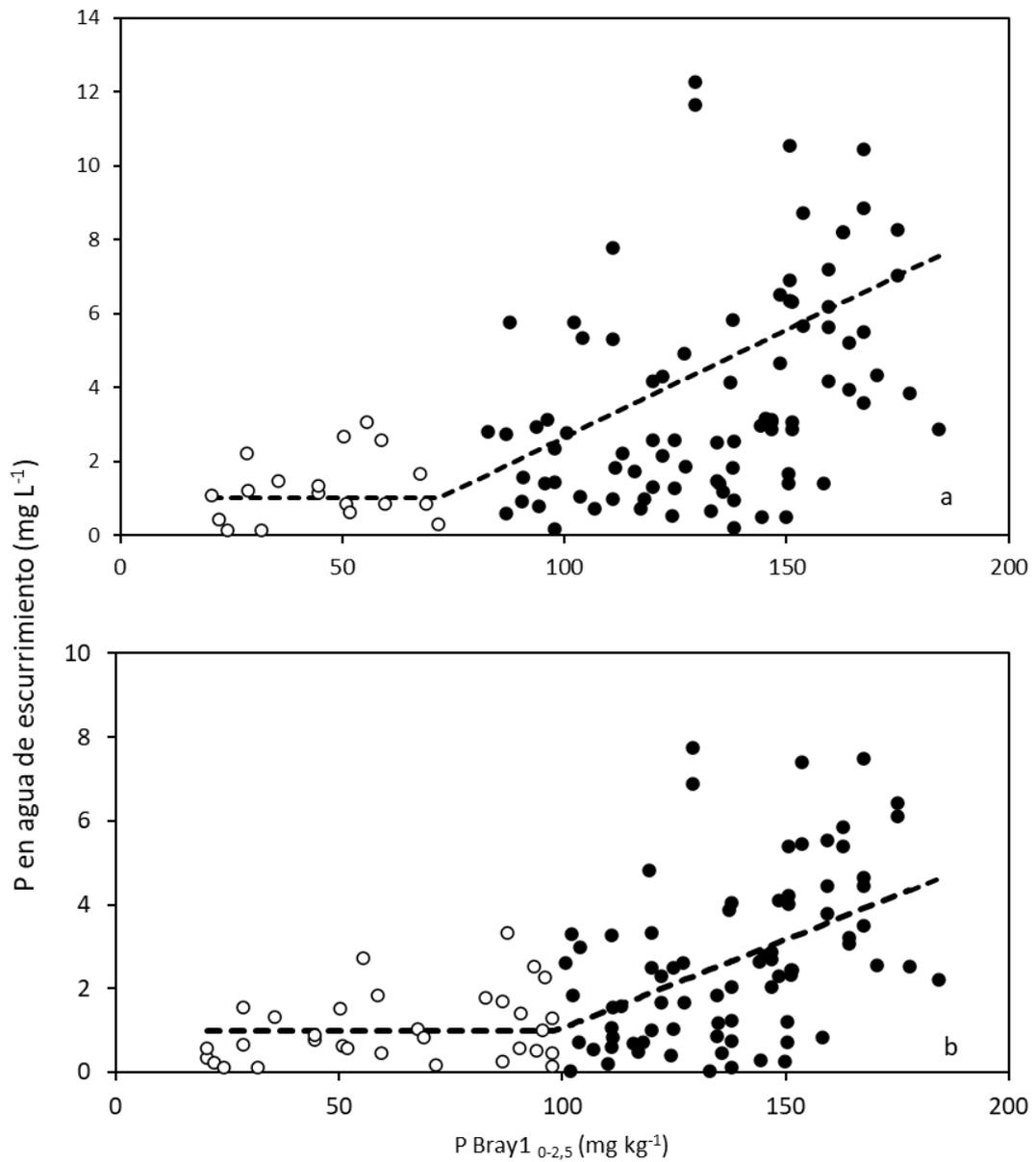


Figura 6. Relación entre la concentración de fósforo total (PT) en el agua de escurrimiento y los niveles de PBray1 de 0-2,5 cm, para todos los tratamientos (a), y relación entre la concentración de fósforo soluble reactivo (DRP) en el agua de escurrimiento y los niveles de PBray1 de 0-2,5 cm, para todos los tratamientos (b). Círculos negros representan los primeros 8 meses de evaluación, círculos blancos representan los últimos 6 meses de evaluación para DRP. PT:  $\text{Bray1}_{0-2,5} \leq 71.7$ ,  $y = 1,0$ ;  $\text{Bray1}_{0-2,5} > 71.7$ ,  $y = -3,17 + 0,0582 \text{ Bray1}_{0-2,5}$ ,  $R^2 = 0,32$ . DRP:  $\text{Bray1}_{0-2,5} \leq 98,7$ ,  $y = 1,0$ ;  $\text{Bray1}_{0-2,5} > 98,7$   $y = -3,17 + 0,042 \text{ Bray1}_{0-2,5}$ ,  $R^2 = 0,35$ .

El P extraíble con agua ( $WEP_{0-2,5}$ ), en cambio, presentó una relación más fuerte y estadísticamente significativa con la concentración de DRP en el agua de escurrimiento (Fig. 7) durante todo el ensayo, no mostrando un rango de valores sin relación entre ambas variables. Para todos los tratamientos integrados, el valor de  $R^2$  de esta relación fue 0,73. Estos resultados concuerdan con lo expuesto por Wang et al., (2010), McDowell & Condon (2004), y Pote et al. (1999), entre otros, quienes reportaron que presenta relaciones consistentemente mayores con la concentración de DRP en el escurrimiento superficial respecto a otros análisis de P disponible del suelo  $WEP_{0-2,5}$ .

La estimación de DRP a partir de  $WEP_{0-2,5}$  subestimó la concentración de DRP en el agua de escurrimiento, por lo que para su cálculo se debe utilizar un coeficiente de extracción obtenido a partir de la pendiente de la regresión entre estas dos variables.

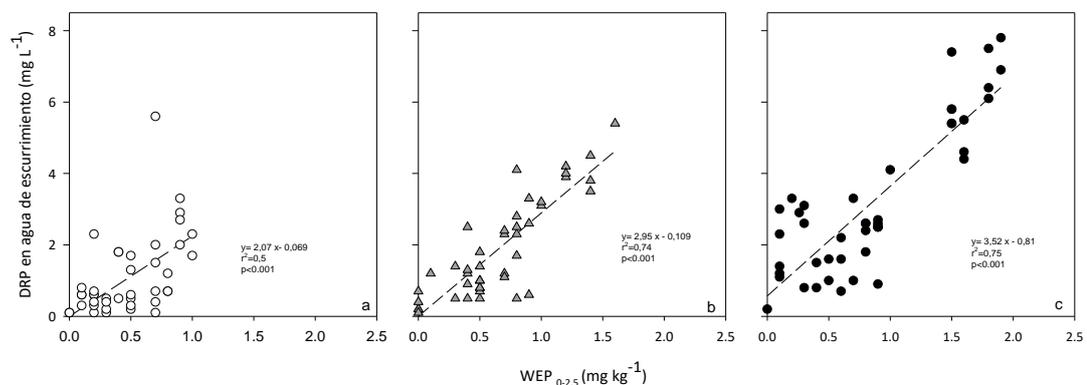


Figura 7. Relación entre la concentración de fósforo disuelto reactivo (DRP) en agua de escurrimiento y el fósforo extraíble en agua ( $WEP$ ) determinado en 0-2,5 cm de suelo para cada tratamiento. Testigo (TEST) (a), Estiércol de vaca (EV) (b) y Superfosfato triple (SPT) (c). Promedio de las repeticiones para todo el período del experimento.

#### **2.4.5. Evaluación de métodos de análisis de fósforo del suelo como estimadores ambientales de DRP en escurrimiento**

En el modelo IP, la concentración de DRP de unidades de manejo comerciales normalmente se estima a partir del dato de  $PBray_{10-2,5}$  y del coeficiente de extracción (CE), que representa la relación promedio entre DRP y  $PBray_{10-2,5}$ , que es obtenida a partir de los relevamientos

de suelos de similar textura y representativos de una región agropecuaria (Mallarino et al., 2002; Sharpley et al., 2002; National Research Council, 1993). Se ha observado que este parámetro es relativamente constante para suelos de textura media (Fang et al., 2002; Cox and Hendricks, 2000; Sharpley, 1995), pero puede variar, siendo menores los valores en suelos calcáreos (Torbert et al., 2002).

Pese a que, en términos cuantitativos,  $WEP_{0-2,5}$  solo representó una fracción de  $P_{Bray1_{0-2,5}}$ , ambos indicadores de P disponible del suelo se relacionaron en forma significativa (Fig.9) entre sí, aunque existió una amplia variación.

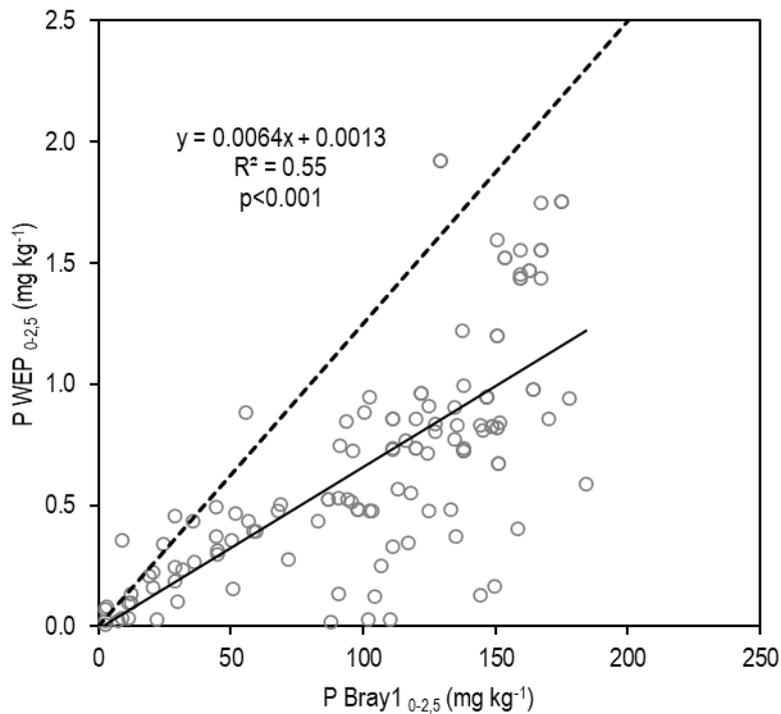


Figura 9. Relación entre fósforo  $P_{Bray1}$  y el fósforo extractable en agua (WEP) determinado en 0-2,5 cm de suelo, para todos los tratamientos. La línea entera representa la relación encontrada entre ambas variables. La línea discontinua representa la relación 1:1.

#### 2.4.5.1 Modelo descriptivo de la variación de Fósforo en el agua de escurrimiento en función de P disponible del suelo y otros factores

Además de variar con el nivel de P disponible, resulta ostensible que la variación de la concentración de DRP y PT también se asoció con los tratamientos y con el tiempo desde la aplicación de los mismos. Para cuantificar esta relación, se realizó tanto para DRP como para PT un análisis de regresión múltiple, donde las variables independientes consideradas inicialmente fueron:  $WEP_{0-2,5}$ ,  $WEP_{0-2,5}^2$ , días desde la aplicación de la fuente de P, días<sup>2</sup> desde la aplicación de la fuente de P, escurrimiento observado en parcelas, y tratamiento. La razón de incluir términos cuadráticos fue que visualmente se observó que los descensos de los valores de DRP relacionados tanto con el descenso de  $WEP_{0-2,5}$  como con el aumento de los días post aplicación de la fuente de P fueron del tipo exponencial decreciente (datos no mostrados). La selección de las variables independientes finalmente retenidas en el modelo se realizó por el método *Stepwise*. Cabe señalar que se utilizó un valor de  $p$  de 0,10 en lugar de la configuración defecto del software, la cual utiliza un  $p$  de 0,15 para entrar o retener una variable.

En el caso de DRP, el modelo final retuvo 6 variables de efecto significativo, eliminando solamente  $WEP_{0-2,5}$  (Cuadro 3 y Fig.8). Este modelo explicó el 81% de la variación observada en la concentración de DRP en el escurrimiento, siendo  $WEP_{0-2,5}^2$  la variable de mayor importancia, seguido por días desde la aplicación de la fuente de P, y en último lugar el escurrimiento. El efecto de  $WEP_{0-2,5}^2$  fue el mismo independientemente de la fuente de P aplicada (no existió interacción entre esta variable y tratamiento), pero ese resultado parece lógico si se considera que después de que el P del fertilizante y estiércol pasó a formas solubles, el efecto de WEP en el cambio de DRP fue el mismo. Un modelo similar se ajustó para la variable PT. En este caso el modelo retuvo 3 variables (Cuadro 3 y Fig. 8). En ambos modelos, la proporción de la variación explicada fue elevada, sobre todo considerando la naturaleza empírica de las relaciones involucradas. De todas maneras, en el caso de DRP, el valor de  $R^2$  del modelo fue superior al del PT (Cuadro 3 y Fig. 8).

Cuadro 3. Modelos lineales múltiples seleccionados a través del procedimiento *Stepwise* para explicar la variación de Fósforo Disuelto Reactivo (DRP) y Fósforo Total (PT) en función de diversas variables independientes. Los valores de  $R^2$  de los modelos fueron 0,81 para DRP y 0,67 para PT.

Variable Dependiente	Variables Predictoras*	Coficiente	p-valor
DRP	Constate	1,11867	0,0005
	WEP $_{0-2,5^2}$	1,78713	<0,0001
	Días	-0,01113	0,0020
	Días <sup>2</sup>	0,000028	<0,0001
	Escurrimiento	0,009521	0,0860
	Fertilizante	0,781206	0,0001
	Estiércol	0,321618	0,0732
PT	Constate	0,79152	0,0006
	WEP $_{0-2,5^2}$	0,23598	<0,0001
	Días	-0,00977	0,0020
	Días <sup>2</sup>	0,00003	0,0001

\*= Las letras entre paréntesis representan la simbología utilizada en el modelo.

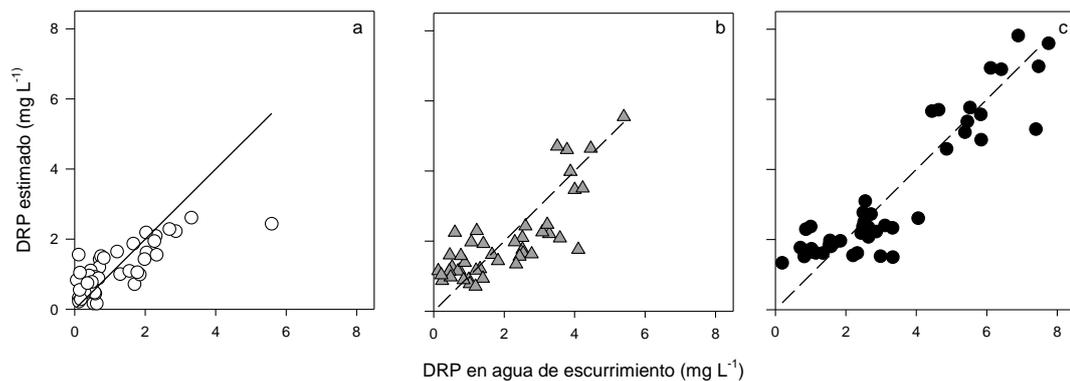


Figura 8. Relaciones entre los valores observados y estimados de Fósforo Disuelto Reactivo (DRP) según el modelo ajustado utilizando la metodología *Stepwise* para Testigo (TEST) (a), Estiércol de vaca (EV) (b) y Superfosfato triple (SPT) (c) en el agua de escurrimiento durante el período del experimento. Los coeficientes de las variables incluidas en el modelo, la probabilidad de las mismas, así como el  $R^2$ , se encuentran en la Cuadro 3. El valor de DRP observado más alto en TEST parecería ser un *outlier*, de todas maneras, fue incluido para estimar el modelo.

#### **2.4.6. Índice de enriquecimiento de P**

El valor de Índice de Enriquecimiento (EI) de las partículas del suelo estimado con la ecuación [2] fue mayor en los tratamientos con P agregado respecto al tratamiento de control. A su vez, el valor de EI fue mayor en el tratamiento SPT que en EV (2,4 y 1,8, respectivamente). Similares valores de EI para suelos que recibieron aplicaciones de fertilizantes solubles aplicados en superficie a una alta tasa fueron reportados por Sharpley (1980). A pesar de que en este experimento el suelo siempre estuvo cubierto por pasturas y que las principales pérdidas de P ocurrieron bajo la forma DRP (75%, promedio), las pérdidas como PP también fueron importantes.

## 2.5. DISCUSIÓN

El nivel de PBray1 inicial del predio del experimento en la capa superficial del suelo (0-2,5 cm) fue elevado, incrementándose aún más con el agregado de los tratamientos (67 a 137 y a 171 mg P kg<sup>-1</sup>, TEST, EV y SPT, respectivamente), respecto al resto del perfil. Se encontró que el P estaba estratificado en los primeros 0-2,5 cm del suelo, con valores de FE de 1,78, 2,96 y 3,59 para TEST, EV, SPT respectivamente. Sin embargo, estos valores de FE fueron relativamente bajos respecto a los encontrados en otros relevamientos realizados en predios de la CRSL (FE: desde 5,4 a 8,6) (Barreto et al., 2017; Perdomo et al., 2015), pero fueron coincidentes con los reportados por Perdomo et al. (2015) en los sitios de ese estudio con los valores más elevados PBray1<sub>0-2,5</sub> e historia de haber recibido altas cargas animales. El hecho de que en estos relevamientos previos se hayan encontrado sitios con niveles de PBray1<sub>0-2,5</sub> similares y superiores a los de TEST de este ensayo, indicaría que los resultados de este experimento no pueden ser considerados de excepción dentro de la CRSL.

Luego de la aplicación de las fuentes fosfatadas, el nivel de PBray1<sub>0-2,5</sub> y WEP<sub>0-2,5</sub>, aumentó en EV y en SPT con respecto a TEST. Este incremento fue mayor en SPT que en EV, lo que sería esperable, ya que se relacionó con el grado de solubilidad del P de estas fuentes (Kleinman et al., 2002). Durante el transcurso del experimento, PBray1<sub>0-2,5</sub> descendió en todos los tratamientos, a una tasa que varió entre 60% y 70% para el período evaluado, similar a las encontradas por Bracco & Hernández (2018). En contraste, el valor de WEP<sub>0-2,5</sub> mostro un comportamiento un tanto diferente, ya que se incrementó inmediatamente luego de la aplicación de EV y SPT, para luego también decrecer.

El rápido aumento inicial de la concentración de P disponible del suelo post-fertilización, tanto para EV como SPT, provocó un incremento significativo de la concentración de DRP en el agua de escurrimiento, principalmente durante los primeros eventos de precipitación (3 y 5 mg P L<sup>-1</sup>, EV y SPT respectivamente, promedio de los primeros 5 eventos de escurrimiento post-aplicación de las fuentes de P), coincidiendo con lo reportado por Wang et al. (2010), Allen & Mallarino (2006), y Fang et al. (2002). Pero aun cuando no se aplicó EV ni SPT, la concentración de DRP fue elevada (1,5 mg P L<sup>-1</sup>, promedio de todo el período del experimento).

Reid et al. (2019) y Haygarth & Jarvis (1999) clasifican a estas pérdidas iniciales desde fuentes químicas u orgánicas de P como “pérdidas incidentales”, las cuales son mayores cuando más altas son las dosis, y cuando estas se aplican en superficie y con fuentes de P fácilmente disponible, pero disminuyen rápidamente a medida que el P interactúa con el suelo. Estas primeras lluvias intensas inmediatamente después de aplicar altas tasas de una fuente de P en la superficie del suelo sin incorporación aumentan el riesgo de pérdida de DRP en el agua superficial (McDowell et al., 2009; Allen & Mallarino, 2008; Vadas et al., 2008; Sharpley & Syers, 1979).

Estos mismos autores señalan que, posteriormente, las concentraciones de P en agua de escurrimiento desde sitios “fertilizados” siguen siendo superiores respecto a aquellos sin aplicación previa, debido al incremento superficial del nivel de P Bray1 del suelo provocado por la acumulación de aplicaciones previas, lo que se conoce como “*P legacy*” (Sharpley et al., 2015), situación que aumenta el riesgo de pérdida del nutriente vía escorrentía, y contribuye a acelerar la eutrofización de las aguas. Este segundo incremento, si bien es de menor magnitud que el primero, perdura en el largo plazo, aún luego de haberse detenido las pérdidas directas. Por tanto, los sitios que han tenido balances positivos de P por historia de altas cargas de animales en pastoreo y fertilización excesiva van a mantener también mayores valores de exportación P. El aumento de concentración de P en el agua de escurrimiento también resultó en un incremento de las cargas de DRP y PT en escorrentía, las cuales dependen no solo de la concentración de P sino también del volumen de escurrimiento, pero la evolución de las cargas con el tiempo siguió el mismo patrón que el de las concentraciones.

Por otra parte, la concentración de PP en el agua de escurrimiento (1,5; 1,1 y 0,8 mg P L<sup>-1</sup>, SPT, EV y TEST) también aumentó en SPT y EV respecto a TEST, aunque en menor magnitud que en el caso de DRP. Este incremento de la pérdida de PP en los tratamientos con aplicación de P posiblemente se debió a que las partículas que se erosionaron incrementaron su concentración de este nutriente con respecto al testigo. Las pérdidas de PP por fertilización, en cambio, no habrían sido provocadas por una mayor erosión en los tratamientos con aplicaciones de P, lo que no sería esperable, ya que si la fertilización tuviera un efecto sobre la tasa de erosión este sería negativo, al aumentar la cobertura del suelo por un mayor crecimiento

de la pastura (Dodd & Sharpley, 2016). Por tanto, la fertilización en superficie no solo tendería a incrementar la pérdida de DRP, sino también la de PP, al incrementar la concentración de P de las partículas de P que se erosionan; siendo un balance entre el aumento del P de las partículas erosionadas y la reducción de la erosión del suelo (Gaynor & Findlay, 1995).

Los valores del Coeficiente de Extracción (CE) que se obtuvieron en este experimento estuvieron dentro del rango encontrado por otros autores en suelos similares y para concentraciones de DRP en escurrimiento comparables a las de este ensayo ( Vadas et al., 2005; Daverede et al., 2003). Similares resultados fueron encontrados por autores nacionales e internacionales (Pote et al. 1996; Sharpley, 1995; Mallarino et al., 2002; Wang et al. 2015; Bracco & Hernández, 2018), donde los valores de CE para suelos de textura media variaron desde 0,0047 a 0,0066 kg P L<sup>-1</sup>. Pero para la mayoría de los casos las estimaciones a partir de esta ecuación tendieron a subestimar en más del doble el valor observado de WEP<sub>0-2,5</sub>.

El método WEP<sub>0-2,5</sub> fue un mejor predictor de la concentración de DRP que PBray<sub>10-2,5</sub>, lo cual probablemente se debió a que en WEP<sub>0-2,5</sub> el extractante de P del suelo es agua, que replica mejor el proceso natural de extracción de P que ocurre en el campo entre el suelo y el agua de escurrimiento (Penn et al., 2006; Wang et al., 2010) con respecto a PBray<sub>10-2,5</sub>. Los extractantes de este indicador, en cambio, interactúan más fuertemente con componentes del suelo como la arcilla y la materia orgánica, generando mayor variabilidad en las reacciones de sorción y desorción de P entre sitios, y alterando las relaciones entre PBray<sub>10-2,5</sub> y WEP (Wang et al., 2010; Penn et al., 2006; Davis et al., 2005).

La selección de un método de análisis de suelo que permita predecir el riesgo de pérdida de P por escorrenría es un factor decisivo para la implementación de un modelo predictivo a escala de unidad de manejo, como el Índice de Fósforo. En este estudio, los resultados encontrados indican que la estimación de valores de WEP<sub>0-2,5</sub> a partir de PBray<sub>10-2,5</sub> para todos los tratamientos fue relativamente baja ( $R^2=0,55$ ), por lo cual sería preferible medir directamente WEP. Por tanto, y dado además que en este experimento WEP<sub>0-2,5</sub> y DRP se correlacionaron de buena manera ( $R^2= 0,73$ ), sería preferible estimar DRP directamente a partir de WEP<sub>0-2,5</sub>.

El coeficiente de exportación de DRP del EV fue inferior al de SPT (2,3 vs 4%), e inferior al reportado por Salas & Martino (1991) para suelos tropicales (12,5%). En el caso de SPT, en cambio, el coeficiente de exportación estuvo dentro del rango reportado por otros autores (2 a 5%; Sharpley et al., 2015). Teniendo en cuenta los coeficientes de exportación calculados para ambas fuentes, y sabiendo que en los sistemas pastoriles de Uruguay los vacunos estarían depositando anualmente al menos entre 7 a 12 kg P ha<sup>-1</sup> (Astigarraga, com. Pers., 2020); las pérdidas directas de P del estiércol en forma de DRP fluctuarían entre 0,2 y 0,3 kg P ha<sup>-1</sup>. Estas pérdidas por escorrentía pueden resultar ambientalmente importantes, ya que son cercanas al límite anual de 0,35 kg ha<sup>-1</sup> de PT por escorrentía establecido en otros países (Tunney, 2002). Incluso serían relevantes si se tomara como referencia el límite de 1 kg ha<sup>-1</sup> de EEUU (Smith et al., 2015), ya que en algunos predios sin fertilización ni presencia animal de la CRSL las pérdidas de PT ya están cercanos a este umbral (Lescano et al., 2017; Perdomo et al., 2015), y con este aporte extra este límite se superaría. Este impacto sería obviamente mayor en dormideros, comederos y otras zonas de acumulación de ganado. Además, en la mayoría de los predios bajo producción ganadera de Uruguay el animal tiene libre acceso a los cuerpos de agua, por lo cual habría otro aporte adicional por la deposición directa de estiércol en ellos.

La aplicación de ambas fuentes fosfatadas al suelo también incrementó la concentración de P en el sedimento. El mayor valor de EI se observó en el tratamiento SPT respecto a EV (2,4 y 1,8, respectivamente); similares resultados fueron presentados por Sharpley (1980) para fertilizantes solubles aplicados en superficie a una tasa similar a la utilizada en el presente experimento. Esta diferencia entre los valores de EI entre tratamientos pueden atribuirse a la solubilidad de la fuente, la cual determina la disponibilidad de P en formas factibles a ser retenidas por las fracciones más finas del suelo (arcilla), mientras que el P nativo del suelo está asociado a las partículas más gruesas (>2 µm) (Bhatnagar, et al., 1985; Sharpley, 1980; Williams, et al., 1971).

Por tanto, los altos valores superficiales de PBray<sub>10-2,5</sub> observados en este ensayo y característicos de suelos bajo siembra directa, indicarían un alto riesgo de exportación de P especialmente en forma soluble. En consecuencia, las ventajas de este sistema en cuanto a la

disminución de la erosión pueden verse contrarrestadas por esta acumulación superficial de P disponible. La mayor proporción de pérdida de P como DRP observado en este y otros ensayos bajo pastura pudo ser resultado de la menor erosión bajo siembra directa, dada la cobertura permanente del suelo por la pastura, sumado a que la aplicación superficial de P redujo el contacto entre el fertilizante y el suelo y limitó la adsorción de este nutriente en comparación a aquellos sistemas bajo laboreo convencional (Allen & Mallarino, 2008; Kleinman et al., 2004; Turtola & Kemppainen, 1998 ).

En sitios con alta estratificación superficial, la inversión periódica del suelo (por ejemplo, cada 10 años) con arado de reja y vertedera, podría disminuir los niveles de P disponible en superficie (Baker et al., 2017; Kleinman et al., 2015). Sin embargo, este laboreo debería realizarse en las épocas del año de menor riesgo de erosión (fin de primavera, verano) (Quincke et al., 2007; Smith et al., 2007), y seguidamente deberían aplicarse prácticas de manejo adicionales para disminuir el riesgo, como la siembra de pasturas anuales estivales, de rápido crecimiento.

La magnitud del impacto en la pérdida de DRP por escurrimiento también va a ser dependiente de la solubilidad y concentración de P de la fuente aplicada (Hart et al., 2004). En estiércoles, una proporción menor del P total está disponible a perderse en el escurrimiento en comparación con fertilizantes químicos, aunque esta proporción es variable, y está relacionada con el contenido de P extraíble en agua (WSP) de las mismas. Por tanto, a igual tasa y forma de aplicación el impacto de EV será menor. Cabe señalar que la fuente de EV aplicada en este ensayo había sido depositada recientemente en una zona aledaña al experimento, por lo cual la tasa de disponibilidad de P fue alta y similar a la del estiércol que se deposita por los animales durante el pastoreo.

Actualmente se han desarrollado suplementos alimenticios que reducen la disponibilidad de P en el estiércol. Es el caso de la adición de enzimas fitasas a las raciones, que aumenta la disponibilidad del P inorgánico para los animales, y disminuye por tanto el contenido de P de la excreta (Long et al., 2017; Kebreab et al., 2013). En el caso de los fertilizantes, además de reducir las dosis aplicadas, una de las alternativas para disminuir su impacto sería la aplicación

de fuentes fosfatadas de liberación lenta o controlada. Las fuentes de liberación lenta, como las rocas fosfóricas, se solubilizan lentamente con la acidez del suelo, pero una vez que el P es solubilizado está expuesto a reacciones similares al proveniente de los fertilizantes solubles (Hellal et al., 2019; Rajan et al., 1996). En el caso de las segundas, también reaccionan más lentamente con el suelo, pero como parte del P solubilizado no está como ortofosfato, mantienen a las mismas dosis, mayores concentraciones en solución que las de los fertilizantes solubles: Por tanto, las menores pérdidas de P con los fertilizantes de liberación controlada solo se logran cuando se aplican dosis de P menores que las agregadas con los fertilizantes convencionales (Pauly et al., 2002).

## 2.6. CONCLUSIÓN

La aplicación de P al suelo aumentó paulatinamente el nivel de PBray1, llegando a valores de más del doble en los tratamientos fertilizados respecto al testigo, sobre todo en la capa del suelo de 0-2,5-cm. Similar tendencia fue observada para WEP en la misma capa de suelo. Esto se explica dado que el mismo fue aplicado en superficie sin incorporar (Withers et al., 2001), práctica actual de fertilización predominante en la mayoría de los sistemas productivos país.

Las mayores pérdidas de P en el escurrimiento, tanto en forma de DRP como PP, se observaron en los primeros eventos de escurrimiento post-aplicación de las fuentes fosfatadas. Estas pérdidas que se clasifican como incidentales, se podrían reducir o incluso evitar si el fertilizante o el estiércol se incorporaran dentro del suelo por debajo de los primeros 2,5 cm o si se utilizaran fuentes poco solubles. A diferencia de otros países, en Uruguay no es posible evitarlas distanciando el tiempo entre la aplicación de la fuente de P y la ocurrencia de las precipitaciones, ya que en nuestro país las lluvias ocurren en forma impredecible durante todo el año. Por otro lado, pudo observarse una pérdida de DRP continua y de largo plazo en el tratamiento TEST por encima de los límites establecidos. Esta pérdida de P “background” está dada por acumulaciones previas de P, tanto por la aplicación sucesiva de fuentes fosfatadas en superficie, como por deposición directa de estiércol por parte del ganado.

La alta y significativa correlación encontrada en este trabajo entre  $WEP_{0-2,5}$  y DRP, sugiere que sería preferible utilizar  $WEP_{0-2,5}$  como indicador del riesgo de pérdida de DRP en el agua de escurrimiento, y no PBray1<sub>0-2,5</sub> como se ha hecho hasta el momento, sobre todo considerando que con  $WEP_{0-2,5}$  no es necesario estimar el CE que varía con el tipo de suelo. Estos resultados indicarían que no sería adecuado estimar  $WEP_{0-2,5}$  a partir de PBray1<sub>0-2,5</sub>, pues esto incrementaría el error, por lo cual sería ventajoso utilizar como índice ambiental  $WEP_{0-2,5}$ . De todos modos, como fue aclarado previamente, también sería necesario estimar un coeficiente de extracción para este índice.

El coeficiente de exportación de P del EV (3%) fue inferior al reportado por Salas & Martino (1991) para suelos tropicales (12,5%), y al obtenido para SPT (5%). Estos coeficientes podrían ser representativas de la pérdida directa desde la fuente. Las estimaciones realizadas a partir

del aporte de estiércol, para las dotaciones animales típicas en estos sistemas, sugieren que solo las pérdidas directas de DRP desde el estiércol ya estarían en el orden de magnitud de los umbrales admitidos en Irlanda (Tunney, 2002), y cuando se suman a las provenientes del suelo y del fertilizante, contribuyen también a superar los mayores umbrales admitidos en USA (Smith et al., 2015).

A partir de los valores de EI determinados se puede inferir que, a pesar de tratarse de sistemas bajo siembra directa, la continua aplicación de fuentes fosfatadas en superficie enriquece las partículas más finas del suelo, las cuales inevitablemente se pierden con el agua de escurrimiento, contribuyendo a aumentar la exportación de P de estos sistemas.

Por tanto, medidas de manejo que contemplen tanto la disminución de DRP como de PP son necesarias para reducir el aporte de P a los cuerpos de agua superficial. Estas medidas comprenderían la fertilización de cultivos y pasturas en base a análisis químico de suelos y requerimientos nutricionales de los mismos, la inversión de la capa superficial del suelo para romper la estratificación del P, el uso de fertilizantes fosfatados de liberación lenta o controlada, así como modificaciones de la dieta suministrada al ganado para disminuir el P de la excreta.

## 2.7 REFERENCIAS

- Aarts, H. F. M., Habekotté, B., & Van Keulen, H. (2000). Phosphorus (P) management in the 'De Marke' dairy farming system. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 56(3), 219-229.
- Achkar, M. (2017). El bioma pampa: un territorio en disputa. En: Olhares sobre o pampa: um território em disputa. Organizadoras Carmen Rejane Flores Wizniewsky, Eliane Maria Foletto. Porto Alegre: Evangraf, pp. 125-139.
- Allen, B. L., & Mallarino, A. P. (2006). Relationships between Extractable Soil Phosphorus and Phosphorus Saturation after Long-Term Fertilizer or Manure Application. *Soil Science Society of America Journal*, 70(2), 454-463.
- Allen, B. L., & Mallarino, A. P. (2008). Effect of Liquid Swine Manure Rate, Incorporation, and Timing of Rainfall on Phosphorus Loss with Surface Runoff. *Journal of Environmental Quality*, 37(1), 125-137.
- Arocena, R., Chalar, G., Fabián, D., De León, L., Brugnoli, E., Silva, M., ... & Rodó, E. (2008). Evaluación ecológica de cursos de agua y biomonitorio. *Ministerio de vivienda, ordenamiento territorial y medio ambiente y Facultad de Ciencias, Sección Limnología*. Retrieved from <http://limno.fcien.edu.uy/>
- Arocena, R., Chalar, G., Perdomo, C., Pacheco, J. P., González, M., Silva, ... M., García, P. (2013). Impacto de la producción lechera en la calidad de los cuerpos de agua. *Augmdomus*, 5(1), 42-63.
- Baker, D. B., Johnson, L. T., Confesor, R. B., & Crumrine, J. P. (2017). Vertical Stratification of Soil Phosphorus as a Concern for Dissolved Phosphorus Runoff in the Lake Erie Basin. *Journal of Environmental Quality*, 46(6), 1287-1295.
- Barreto, P., Dogliotti, S., Perdomo, C. (2017). Surface Water Quality of Intensive Farming Areas Within the Santa Lucia River Basin of Uruguay. *Air, Soil and Water Research*, 10, 1-8.
- Bhatnagar, V. K., Miller, M. H., & Ketcheson, J. W. (1985). Reaction of Fertilizer and Liquid Manure Phosphorus with Soil Aggregates and Sediment Phosphorus Enrichment. *Journal of Environmental Quality*, 14(2), 246-251.
- Bracco, G & Hernández, S. (2008). Relaciones entre diferentes métodos de estimación de P

lábil observadas en suelos de la Cuenca del Río Santa Lucía y su implicancia en las recomendaciones de fertilización (Tesis de Grado). Universidad de la República, Montevideo. Retrieved from [https://www.colibri.udelar.edu.uy/jspui/bitstream/20.500.12008/20700/1/](https://www.colibri.udelar.edu.uy/jspui/bitstream/20.500.12008/20700/1/BraccoBrescianoGast%C3%B3nAndr%C3%A9s.pdf)

BraccoBrescianoGast%C3%B3nAndr%C3%A9s.pdf

- Bray, R. H., & Kurtz, L. T. (1945). Determination of total, organic and available forms of phosphorus in soils. *Soil Science*, 59, 39–45.
- 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.
- Condron, L. M. (2004). Phosphorus—surplus and deficiency. In S. E. P. Schjørring, B. T. Christensen (Ed.), *Managing soil quality—Challenges in modern agriculture* (pp. 64–84). Wallingford.
- Daverede, I. C., Kravchenko, A. N., Hoefft, R. G., Nafziger, E. D., Bullock, D. G., Warren, J. J., & Gonzini, L. C. (2003). Phosphorus Runoff. *Journal of Environment Quality*, 32(4), 1436. Retrieved from <https://www.agronomy.org/publications/jeq/abstracts/32/4/1436>
- Davis, R. L., Zhang, H., Schroder, J. L., Wang, J. J., Payton, M. E., & Zazulak, A. (2005). Soil Characteristics and Phosphorus Level Effect on Phosphorus Loss in Runoff. *Journal of Environmental Quality*, 34(5), 1640–1650. Retrieved from <http://doi.wiley.com/10.2134/jeq2004.0480>
- Dirección Nacional de Estadística Agropecuaria. (2019). Anuario Estadístico de DIEA 2019. Retrieved from <https://www.gub.uy/ministerio-ganaderia-agricultura-pesca/comunicacion/publicaciones/anuario-estadistico-diea-2019>
- Dodd, R. J., & Sharpley, A. N. (2016). Conservation practice effectiveness and adoption: unintended consequences and implications for sustainable phosphorus management. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 104(3), 373–392. Retrieved from <http://link.springer.com/10.1007/s10705-015-9748-8>
- Gaynor, J. D., & Findlay, W. I. (1995). Soil and Phosphorus Loss from Conservation and

- Conventional Tillage in Corn Production. *Journal of Environmental Quality*, 24(4), 734–741. Retrieved from <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.2134/jeq1995.00472425002400040026x>
- Good, L. W., Vadas, P., Panuska, J. C., Bonilla, C. A., & Jokela, W. E. (2012). Testing the Wisconsin Phosphorus Index with Year-Round, Field-Scale Runoff Monitoring. *Journal of Environmental Quality*, 41(6), 1730–1740. Retrieved from <http://doi.wiley.com/10.2134/jeq2012.0001>
- Goyenola, G., Meerhoff, M., Teixeira-De Mello, F., González-Bergonzoni, I., Graeber, D., Fosalba, C., ... & Vidal, N. (2015). Monitoring strategies of stream phosphorus under contrasting climate-driven flow regimes. *Hydrology and Earth System Sciences*, 19(10), 4099–4111.
- Haan, M. M., Russell, J. R., Powers, W. J., Kovar, J. L., & Benning, J. L. (2006). Grazing management effects on sediment and phosphorus in surface runoff. *Rangeland Ecology and Management*, 59(6), 607–615.
- Hanrahan, G., Gledhill, M., House, W. A., & Worsfold, P. J. (2001). Phosphorus Loading in the Frome Catchment, UK: Seasonal Refinement of the Coefficient Modeling Approach. *Journal of Environmental Quality*, 30(5), 1738–1746. Retrieved from <http://doi.wiley.com/10.2134/jeq2001.3051738x>
- Hart, M. R., Quin, B. F., & Nguyen, M. L. (2004). Phosphorus Runoff from Agricultural Land and Direct Fertilizer Effects: A Review. *Journal of Environmental Quality*, 33(6), 1954–1972.
- Haygarth, P. M., & Jarvis, S. C. (1999). Transfer of Phosphorus from Agricultural Soil (pp. 195–249). Retrieved from <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0065211308604289>
- Hellal, F., El-Sayed, S., Zewainy, R., & Amer, A. (2019). Importance of phosphate pock application for sustaining agricultural production in Egypt. *Bulletin of the National Research Centre*, 43(1), 11. Retrieved from <https://bnrc.springeropen.com/articles/10.1186/s42269-019-0050-9>

- 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. Retrieved from <http://www.nrcresearchpress.com/doi/10.4141/cjss10005>
- Kebreab, E., Hansen, A. V., & Leytem, A. B. (2013). Feed management practices to reduce manure phosphorus excretion in dairy cattle. *Advances in Animal Biosciences*, 4(s1), 37–41. Retrieved from [https://www.cambridge.org/core/product/identifier/S2040470013000290/type/journal\\_article](https://www.cambridge.org/core/product/identifier/S2040470013000290/type/journal_article)
- Kleinman, P. J. A., Sharpley, A. N., Moyer, B. G., & Elwinger, G. F. (2002). Effect of Mineral and Manure Phosphorus Sources on Runoff Phosphorus. *Journal of Environmental Quality*, 31(6), 2026–2033. Retrieved from <http://doi.wiley.com/10.2134/jeq2002.2026>
- Kleinman, P. J., Sharpley, A. N., Veith, T. L., Maguire, R. O., & Vadas, P. A. (2004). Evaluation of phosphorus transport in surface runoff from packed soil boxes. *Journal of Environmental Quality*, 33(4), 1413-1423.
- Kleinman, P. J. A., Smith, D. R., Bolster, C. H., & Easton, Z. M. (2015). Phosphorus Fate, Management, and Modeling in Artificially Drained Systems. *Journal of Environmental Quality*, 44(2), 460–466. Retrieved from <http://doi.wiley.com/10.2134/jeq2015.02.0090>
- Lathrop, R. C., Carpenter, S. R., Stow, C. A., Soranno, P. A., & Panuska, J. C. (1998). Phosphorus loading reductions needed to control blue-green algal blooms in Lake Mendota. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55(5), 1169–1178. Retrieved from <http://www.nrcresearchpress.com/doi/10.1139/f97-317>
- Lemunyon, J. L., & 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., Lozola, J.P., Perdomo, C., Rodriguez-Gallego, L. (2017). Rol de los pastizales naturales en la retención de nutrientes provenientes de la agricultura. *Innotec*, 13(13), 78–91.
- Long, C. J., Kondratovich, L. B., Westphalen, M. F., Stein, H. H., & Felix, T. L. (2017). Effects

of exogenous phytase supplementation on phosphorus metabolism and digestibility of beef cattle. *Translational Animal Science*, 1(2), 168–178.

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.

McDowell, R. W., & Condron, L. M. (2000). Chemical nature and potential mobility of

phosphorus in fertilized grassland soils. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 57(3), 225–233.

McDowell, R. W., & Sharpley, A. N. (2001). Approximating Phosphorus Release from Soils to

Surface Runoff and Subsurface Drainage. *Journal of Environmental Quality*, 30(2), 508–520.

McDowell, R. W., Monaghan, R. M., & Morton, J. (2003). Soil phosphorus concentrations to

minimise potential p loss to surface waters in Southland. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 46(3), 239–253.

McDowell, R. W., & Condron, L. M. (2004). Estimating phosphorus loss from New Zealand

grassland soils. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 47(2), 137-145.

McDowell, R. W., Nash, D. M., & Robertson, F. (2007). Sources of phosphorus lost from a

grazed pasture receiving simulated rainfall. *Journal of Environmental Quality*, 36(5), 1281-1288.

McDowell, R. W., Larned, S. T., & Houlbrooke, D. J. (2009). Nitrogen and phosphorus in New

Zealand streams and rivers: control and impact of eutrophication and the influence of land management. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 43(4), 985-995.

Morse, D., Head, H. H., Wilcox, C. J., Van Horn, H. H., Hissem, C. D., & Harris, B. (1992).

Effects of Concentration of Dietary Phosphorus on Amount and Route of Excretion.

*Journal of Dairy Science*, 75(11), 3039–3049. Retrieved from

<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0022030292780679>

Miller, J. J., Owen, M. L., Drury, C. F., & Chanasyk, D. S. (2019). Short-term legacy effects of

feedlot manure amendments on earthworm abundance in a clay loam soil. *Canadian Journal of Soil Science*, 99(4), 447-457.

Ministerio de Vivienda Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente (2013). Plan de Acción para la Protección de la Calidad Ambiental y la Disponibilidad de las fuentes de Agua Potable en la cuenca del río Santa Lucía. Retrieved from [https://www.gub.uy/ministerio-ambiente/sites/ministerio-ambiente/files/documentos/publicaciones/santalucia\\_3.pdf](https://www.gub.uy/ministerio-ambiente/sites/ministerio-ambiente/files/documentos/publicaciones/santalucia_3.pdf)

National Research Council. (1993). *Soil and Water Quality*. Washington, D.C.: National Academies Press. Retrieved from <http://www.nap.edu/catalog/2132>

O'Rourke, S. M., Foy, R. H., Watson, C. J., Ferris, C. P., & Gordon, A. (2010). Effect of Varying the Phosphorus Content of Dairy Cow Diets on Losses of Phosphorus in Overland Flow Following Surface Applications of Manure. *Journal of Environmental Quality*, 39(6), 2138–2146. Retrieved from <http://doi.wiley.com/10.2134/jeq2010.0205>

Osmond, D., Bolster, C., Sharpley, A., Cabrera, M., Feagley, S., Forsberg, A., ... & Mitchell, C. (2017). Southern Phosphorus Indices, Water Quality Data, and Modeling (APEX, APLE, and TBET) Results: A Comparison. *Journal of Environmental Quality*, 46(6), 1296–1305.

Pauly, D. G., Nyborg, M., & Malhi, S. S. (2002). Controlled-release P fertilizer concept evaluation using growth and P uptake of barley from three soils in a greenhouse. *Canadian Journal of Soil Science*, 82(2), 201–210.

Perdomo, C.H., Barreto, P., Piñeiro, V. (2015). Pérdida de fósforo desde suelos agrícolas hacia aguas superficiales: resultados preliminares para Uruguay y posibles medidas de manejo para mitigar riesgos. In: IV Simposio Nacional de Agricultura, (2015, Estación Experimental Mario A. Cassinoni). Trabajos presentados. Paysandú, Uruguay. pp.77-94.

Pote, D. H., Daniel, T. C., Moore, 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. J., Moore, P. A., Miller, D. M., & Edwards, D. R. (1999). Seasonal and Soil-Drying Effects on Runoff Phosphorus Relationships to Soil

- Phosphorus. *Soil Science Society of America Journal*, 63(4), 1006–1012.
- Pote, D. H., & Daniel, T. C. (2000). Analyzing for dissolved reactive phosphorus in water samples. *Methods of phosphorus analysis for soils, sediments, residuals, and waters. Southern Cooperative Series Bulletin*, 396, 91-93.
- Poulsen, H. D. (2000). Phosphorus Utilization and Excretion in Pig Production. *Journal of Environmental Quality*, 29(1), 24–27. Retrieved from <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.2134/jeq2000.00472425002900010004x>
- Quincke, J. A., Wortmann, C. S., Mamo, M., Franti, T., Drijber, R. A., & García, J. P. (2007). One-Time Tillage of No-Till Systems: Soil Physical Properties, Phosphorus Runoff, and Crop Yield. *Agronomy Journal*, 99(4), 1104–1110. Retrieved from <http://doi.wiley.com/10.2134/agronj2006.0321>
- Rajan, S. S. S., Watkinson, J. H., & Sinclair, A. G. (1996). Phosphate Rocks for Direct Application to Soils. *Advances in Agronomy*, 57, 77–159. Retrieved from <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0065211308609232>
- 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. U. S. EPA, Washington, DC. EPA 440/5-80-011.
- Reid, K., Schneider, K., & Joosse, P. (2019). Addressing Imbalances in Phosphorus Accumulation in Canadian Agricultural Soils. *Journal of Environmental Quality*, 48(5), 1156–1166. Retrieved from <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.2134/jeq2019.05.0205>
- Salas, H., & Martino, P. (1991). A simplified phosphorus trophic state model for warm-water tropical lakes. *Water Research*, 25(3), 341–350. Retrieved from <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/0043135491900151>
- 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.
- Schepers, J. S., Hackes, B. L., & Francis, D. D. (1982). Chemical Water Quality of Runoff

- From Grazing Land in Nebraska: II. Contributing Factors. *Journal of Environmental Quality*, 11(3), 355–359.
- Self-Davis, M. L., Moore, P. A., Joern, B. C., & Pierzynski, G. M. (2000). Determination of water-and/or dilute salt-extractable phosphorus. Methods of phosphorus analysis for soils, sediments, residuals, and waters. *Southern Cooperative Series Bulletin*, 396, 24-26.
- Sharpley, A. N., & Syers, J. K. (1979). Effect of aerial topdressing with superphosphate on the loss of phosphate from a pasture catchment. *New Zealand Journal of Agricultural Research*, 22(2), 273-277.
- Sharpley, A. N. (1980). The Enrichment of Soil Phosphorus in Runoff Sediments. *Journal of Environmental Quality*, 9(3), 521–526. Retrieved from <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.2134/jeq1980.00472425000900030039x>
- Sharpley, A. N., Chapra, S. C., Wedepohl, R., Sims, J. T., Daniel, T. C., & Reddy, K. R. (1994). Managing Agricultural Phosphorus for Protection of Surface Waters: Issues and Options. *Journal of Environmental Quality*, 23(3), 437–451. Retrieved from <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.2134/jeq1994.00472425002300030006x>
- Sharpley, A. N. (1995). Dependence of runoff phosphorus on extractable soil phosphorus. *Journal of Environmental Quality*, 24(5), 920-926.
- Sharpley, Andrew N., McDowell, R. W., & Kleinman, P. J. A. (2001). Phosphorus loss from land to water: Integrating agricultural and environmental management. *Plant and Soil*, 237(2), 287–307.
- Sharpley, A. N., Kleinman, P. J., McDowell, R. W., Gitau, M., & Bryant, R. B. (2002). Modeling phosphorus transport in agricultural watersheds: Processes and possibilities. *Journal of soil and water conservation*, 57(6), 425-439.
- Sharpley, A. N., Weld, J. L., Beegle, D. B., Kleinman, P. J. A., Gburek, W. J., Moore, P. A., & Mullins, G. (2003). Development of phosphorus indices for nutrient management planning strategies in the United States. *Journal of Soil and Water Conservation*, 58(3),

137–152.

Sharpley, A. N., McDowell, R. W., & Kleinman, P. J. (2004). Amounts, forms, and solubility of phosphorus in soils receiving manure. *Soil science society of America journal*, 68(6), 2048-2057.

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. N., Bergström, L., Aronsson, H., Bechmann, M., Bolster, C. H., Börling, K., ... & Withers, P. J. (2015). Future agriculture with minimized phosphorus losses to waters: Research needs and direction. *Ambio*, 44(2), 163-179.

Shepherd, M. A., & Withers, P. J. (1999). Applications of poultry litter and triple superphosphate fertilizer to a sandy soil: effects on soil phosphorus status and profile distribution. *Nutrient cycling in Agroecosystems*, 54(3), 233-242.

Shipitalo, M. J., Owens, L. B., Bonta, J. V., & Edwards, W. M. (2013). Effect of No-Till and Extended Rotation on Nutrient Losses in Surface Runoff. *Soil Science Society of America Journal*, 77(4), 1329–1337.

Sims, J. T., Edwards, A. C., Schoumans, O. F., & Simard, R. R. (2000). Integrating Soil Phosphorus Testing into Environmentally Based Agricultural Management Practices. *Journal of Environmental Quality*, 29(1), 60–71.

Smith, D.R., Warnemuende, E. A., Huang, C., & Heathman, G. C. (2007). How does the first year tilling a long-term no-tillage field impact soluble nutrient losses in runoff? *Soil and Tillage Research*, 95(1–2), 11–18. Retrieved from <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0167198706000791>

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. Retrieved from <http://doi.wiley.com/10.2134/jeq2014.04.0176>

- 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.
- Tunney, H. (2002). Phosphorus needs of grassland soils and loss to water. *Agricultural Effects on Ground and Surface Waters: Research at the Edge of Science and Societ*, 273, 63–69.
- Turtola, E., & Kemppainen, E. (1998). Nitrogen and phosphorus losses in surface runoff and drainage water after application of slurry and mineral fertilizer to perennial grass ley. *Agricultural and Food Science*, 7(5–6), 569–581. Retrieved from <https://journal.fi/afs/article/view/5614>
- Vadas, P. A., Kleinman, P. J. A., Sharpley, A. N., & Turner, B. L. (2005). Relating Soil Phosphorus to Dissolved Phosphorus in Runoff: A Single Extraction Coefficient for Water Quality Modeling. *Journal of Environmental Quality*, 34(2), 572–580.
- Vadas, P. A., Owens, L. B., & Sharpley, A. N. (2008). An empirical model for dissolved phosphorus in runoff from surface-applied fertilizers. *Agriculture, ecosystems & environment*, 127(1-2), 59-65.
- Vadas, P. A., Good, L. W., Moore, P. A., & Widman, N. (2009). Estimating phosphorus loss in runoff from manure and fertilizer for a phosphorus loss quantification tool. *Journal of Environmental Quality*, 38(4), 1645-1653.
- Vadas, P. A., Jokela, W. E., Franklin, D. H., & Endale, D. M. (2011). The Effect of Rain and Runoff When Assessing Timing of Manure Application and Dissolved Phosphorus Loss in Runoff 1. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 47(4), 877-886.
- Vadas, P. A., Stock, M. N., Arriaga, F. J., Good, L. W., Karthikeyan, K. G., & Zopp, Z. P. (2019). Dynamics of measured and simulated dissolved phosphorus in runoff from winter-applied dairy manure. *Journal of environmental quality*, 48(4), 899-906.
- Wang, Y. T., Zhang, T. Q., Hu, Q. C., Tan, C. S., Halloran, I. P. O., Drury, C. F., ... & Reid, D. K.. (2010). Estimating Dissolved Reactive Phosphorus Concentration in Surface Runoff Water from Major Ontario Soils. *Journal of Environmental Quality*, 39(5), 1771–1781.

- Wang, Y. T., Zhang, T. Q., O'Halloran, I. P., Hu, Q. C., Tan, C. S., Speranzini, D., ... & Macdonald, I. (2015). Agronomic and environmental soil phosphorus tests for predicting potential phosphorus loss from Ontario soils. *Geoderma*, 241–242, 51–58.
- Williams, J. D. H., Syers, J. K., Shukla, S. S., Harris, R. F., & Armstrong, D. E. (1971). Levels of inorganic and total phosphorus in lake sediments as related to other sediment parameters. *Environmental Science & Technology*, 5(11), 1113–1120. Retrieved from <https://pubs.acs.org/doi/abs/10.1021/es60058a001>
- Withers, P. J. A., Clay, S. D., & Breeze, V. G. (2001). Phosphorus Transfer in Runoff Following Application of Fertilizer, Manure, and Sewage Sludge. *Journal of Environmental Quality*, 30(1), 180–188.

### **3. DISCUSIÓN GENERAL Y CONCLUSIONES GLOBALES**

La aplicación de altas tasas de P en la superficie del suelo generó su estratificación, independientemente de la fuente de nutriente aplicada. Por lo que en situaciones productivas donde existe alta carga animal en pastoreo, el aporte de estiércol puede transformar un área relativamente pequeña en un foco importante de contaminación difusa de aguas superficiales.

Las pérdidas de P en la escorrentía fueron de gran magnitud cuando la concentración de P en la superficie del suelo era elevada. Las concentraciones de DRP determinadas en el agua de escurrimiento presentaron valores muy por encima de los permitidos por las regulaciones nacionales. Por lo tanto, prácticas de manejo que incluyan fuente, tasa de aplicación, forma de la aplicación de las fuentes fosfatadas deberían ser consideradas, independientemente del buen manejo de la cobertura vegetal del suelo que se realice y la aplicación de prácticas de laboreo conservacionistas.

Para suelos de textura media de la Cuenca del río Santa Lucía es posible utilizar  $WEP_{0-2,5}$  como estimador ambiental de la concentración de DRP en el agua de escurrimiento. Este indicador puede ser utilizado para predecir la potencial pérdida de P desde los suelos.

La información generada en esta investigación contribuirá a la validación del modelo de IP para Uruguay, teniendo en cuenta además los datos locales generados de Coeficientes de Exportación de ambas fuentes fosfatadas, especialmente del estiércol vacuno. La implementación de índice permitirá identificar y priorizar el manejo en aquellos sitios de alto potencial de pérdida de P hacia los cuerpos de agua, y así poder implementar medidas de manejo adecuadas para disminuir los aportes externos de P y realizar un control más estricto.

Sin embargo, a partir de estos resultados, deben realizarse más experimentos de manera de confirmar si  $WEP_{0-2,5}$  es mejor estimador del DRP en el agua de escurrimiento que  $Bray1_{0-2,5}$  en otras situaciones productivas y en suelos de características contrastantes; así como también

determinar para esas situaciones los índices de enriquecimiento de las partículas del suelo, y CE con dosis más bajas de ambas fuentes de P.

#### **4. BIBLIOGRAFÍA**

- Achkar M. 2017. El bioma pampa: un territorio en disputa. En: Olhares sobre o pampa: um território em disputa. Organizadoras Carmen Rejane Flores Wizniewsky, Eliane Maria Foletto. Porto Alegre: Evangraf, pp. 125-139.
- 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.
- Carpenter SR, Caraco NF, Correll DL, Howarth RW, Sharpley AN, Smith VH. 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological applications*, 8(3): 559-568.
- 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 - Ecology and Management of Inland Waters*, 65: 76-84.
- Delbene Lezama L. 2018. Eutrofización, nutrientes, calidad del agua, floraciones algales, intensificación productiva, riesgo de floración. Tesis de Maestría. Montevideo, Uruguay. Facultad de Ciencias-PEDECIBA. 106p.
- DINAMA-JICA (Dirección Nacional de Medio Ambiente-Japan International Cooperation Agency). 2017. Project for technical cooperation on diagnosis of actual situation and action plan design for the remediation of coastal strip of La Plata River having an environmental burden of mercury sediments. Final Report. 161p. Consultado 4 de marzo 2020. Disponible en: <https://openjicareport.jica.go.jp/pdf/1000033338.pdf>
- Gorgoglione A, Gregorio J, Ríos A, Alonso J, Chreties C, Fossati M. 2020. Influence of Land Use/Land Cover on Surface-Water Quality of Santa Lucía River, Uruguay. *Sustainability*, 12 (11) 4692.
- 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. Montevideo, Uruguay. Facultad de Ciencias-PEDECIBA. 143p.
- Goyenola G, Meerhoff M, Teixeira-De Mello F, González-Bergonzoni I, Graeber D, Fosalba C, Vidal N, Mazzeo N, Ovesen NB, Jeppesen E, Kronvag B. 2015. Monitoring strategies of stream phosphorus under contrasting climate-driven flow regimes. *Hydrology and Earth System Sciences*, 19(10): 4099–4111.
- Haygarth PM, Jarvis SC. 1999. Transfer of phosphorus from agricultural soil. *Advances in agronomy*, 66: 195-249.
- Jarvie HP, Neal C, Withers PJA. 2006. Sewage-effluent phosphorus: A greater risk to river eutrophication than agricultural phosphorus? *Science of The Total Environment*, 360(1–3): 246–253.
- Jarvie HP, Sharpley AN, Withers PJA, Scott JT, Haggard BE, Neal C. 2013. Phosphorus Mitigation to Control River Eutrophication: Murky Waters, Inconvenient Truths, and “Postnormal” Science. *Journal of Environmental Quality*, 42(2): 295–304.
- Johnes PJ, Heathwaite AL. 1997. Modelling the impact of land use change on water quality in agricultural catchments. *Hydrological processes*, 11(3): 269-286.
- Reid K, Schneider K, Joosse, P. 2019. Addressing Imbalances in Phosphorus Accumulation in Canadian Agricultural Soils. *Journal of Environmental Quality*, 48(5): 1156–1166
- Sharpley AN, Chapra SC, Wedepohl R., Sims JT, Daniel TC, Reddy KR. 1994. Managing Agricultural Phosphorus for Protection of Surface Waters: Issues and Options. *Journal of Environmental Quality*, 23(3): 437–451.
- Sharpley AN, McDowell RW, Kleinman PJA. 2001. Phosphorus loss from land to water: Integrating agricultural and environmental management. *Plant and Soil*, 237(2): 287–307.
- Smith VH, Schindler DW. 2009. Eutrophication science: where do we go from here?. *Trends in ecology & evolution*, 24(4): 201-207.

Udelar (Universidad de la República). 2013. Informe sobre la calidad del agua en la cuenca del Río Santa Lucía: estado de situación y recomendaciones. Consultado 11 agosto 2020.

Disponible en:  
file:///C:/Users/fdelu/Downloads/informe\_universitario\_sobre\_calidad\_del\_agua\_en\_cuenca\_del\_rA%CC%83\_o\_santa\_lucA%CC%83\_a%20(1).pdf

Withers PJA, Jarvie HP. 2008. Delivery and cycling of phosphorus in rivers: a review. *Science of Total Environment*, 400(1-3):379-95.