

UNIVERSIDAD DE LA REPÚBLICA
FACULTAD DE AGRONOMÍA

ESTIMACIÓN DE LA TASA DE EXTRACCIÓN DE P DEL SUELO POR EL AGUA
DE ESCURRIMIENTO A TRAVÉS DE WEP Y SIMULADOR DE LLUVIA

por

Valentina ROEL REZK

TESIS presentada como uno de
los requisitos para obtener el
título de Ingeniero Agrónomo

MONTEVIDEO
URUGUAY
2021

Tesis aprobada por:

Director: _____

PhD. Ing. Agr. Carlos H. Perdomo

MSc. Ing. Agr. Florencia De Lucca

PhD. Ing. Agr. Verónica S. Ciganda

Fecha: 7 de mayo de 2021

Autora: _____

Valentina Roel Rezk

AGRADECIMIENTOS

A mi tutor Carlos Perdomo, por su aporte y acompañamiento para la realización de este trabajo.

A Florencia y Nicola, así como a todo el personal del laboratorio de suelos por su disposición y ayuda en las diferentes tareas realizadas.

A los productores, por su disposición en el aporte de sus campos e información para la realización de este trabajo.

A mi familia, compañeros de Facultad y amigos por su apoyo durante toda la carrera.

TABLA DE CONTENIDO

	Página
PÁGINA DE APROBACIÓN	II
AGRADECIMIENTOS	III
LISTA DE CUADROS E ILUSTRACIONES	V
1. <u>INTRODUCCIÓN</u>	1
2. <u>REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA</u>	3
2.1. INTRODUCCIÓN	3
2.2. FORMAS DE FÓSFORO EN EL SUELO	4
2.3. ANÁLISIS DE SUELO	5
2.4. ÍNDICE DE FÓSFORO	6
2.4.1. <u>Coeficiente de extracción para el modelo de índice de P</u>	7
3. <u>MATERIALES Y MÉTODOS</u>	9
3.1. <u>ÁREA DE ESTUDIO</u>	9
3.1.1. <u>Caracterización de sitios</u>	9
3.1.1.1. <u>Ubicación de los sitios</u>	12
3.1.1.2. <u>Indicadores físicos y químicos para la clasificación del suelo en los sitios</u>	14
3.1.1.3. <u>Factor de estratificación</u>	18
3.2. <u>SIMULACIÓN DE LLUVIA</u>	18
3.3. <u>MÉTODOS DE Determinación de P EN SUELO</u>	19
3.3.1. <u>Método PBray I</u>	19
3.3.2. <u>Método WEP</u>	19
3.4. <u>MÉTODO DE Determinación de P EN AGUA DE ESCORRENTIA</u>	20
3.4.1. <u>Método para estimar PS</u>	20
4. <u>RESULTADOS Y DISCUSIÓN</u>	21
4.1. <u>DETERMINACIÓN DE PARÁMETROS</u>	21
4.2. <u>ESTIMACIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE P SOLUBLE EN EL AGUA DE ESCURRIMIENTO</u>	24
4.2.1. <u>Relación entre PBray I y WEP</u>	25
4.2.2. <u>Relación entre PBray I y PS</u>	26
4.2.3. <u>Relación entre WEP y PS</u>	28
5. <u>CONCLUSIONES</u>	30
6. <u>RESUMEN</u>	31
7. <u>SUMMARY</u>	32
8. <u>BIBLIOGRAFÍA</u>	33
9. <u>ANEXOS</u>	39

LISTA DE CUADROS E ILUSTRACIONES

Cuadro No.	Página
1. Formación de suelo, tipo de suelo dominante y asociado para cada sitio.....	10
2. Uso de suelo y fecha de muestreo de los sitios.....	12
3. Caracterización físico - química de los suelos.....	14
Figura No.	
1. Ubicación de sitios de muestreo.....	13
2. Boxplot con las concentraciones de PBray I (ppm) para diferentes profundidades de muestreo.....	21
3. Distribución de la concentración de P en diferentes rangos para la profundidad de 0-15 cm.....	22
4. Relación entre FE y PBray I en suelo para la profundidad de 0-15 cm.....	23
5. Relación entre PBray I a 0-2,5 cm y PBray I a 0-15 cm	24
6. Relación entre el método de estimación WEP y PBray I en suelo para la profundidad de 0-2,5 cm.....	25
7. Relación entre el método de estimación WEP y PBray I en suelo para la profundidad de 0-2,5 cm con datos obtenidos por Perdomo y colaboradores en el 2015.....	26
8. Relación entre PS en agua de escurrimiento y PBray I en suelo para la profundidad de 0-2,5 cm.....	27
9. Relación entre PS en agua de escurrimiento y WEP en suelo para la profundidad de 0-2,5 cm.....	28

1. INTRODUCCIÓN

La intensificación del sistema productivo que viene ocurriendo en Uruguay en los últimos años ha sido acompañada por la fertilización fosfatada necesaria para mantener o aumentar los niveles de fósforo (P) en suelo y así alcanzar los rendimientos óptimos del cultivo. Sin embargo, la aplicación excesiva o inapropiada ha promovido el ingreso de P a los cuerpos de agua, que junto con el nitrógeno (N), el cual se puede obtener directamente de la atmósfera; generan un fenómeno conocido como eutrofización, ocurriendo la proliferación de cianobacterias, también conocidas como algas cianófitas o algas verde-azuladas; afectando la calidad del agua y sus usos.

Estas proliferaciones de cianobacterias pueden causar cambios de olor y sabor en el agua pudiendo ocasionar serios problemas de salud en la población y el ganado que la consume, ya que algunas especies (ejemplo, *Microcystis aeruginosa*) producen sustancias químicas con efectos neurotóxicos y hepatotóxicos. El aumento paulatino de P también puede incrementar la población de plantas acuáticas y reducir los niveles de oxígeno del agua, resultando en la muerte de peces y otros componentes de la comunidad acuática.

La pérdida de P desde suelos que son intensamente cultivados es la principal causa de reducción de la calidad de agua a nivel mundial. El estudio de la Cuenca del Río Santa Lucía (CRSL) es de suma importancia para la sociedad uruguaya ya que abastece de agua potable al 60% de la población del país.

El P puede perderse por dos vías principalmente, fuentes puntuales o difusas. Las fuentes puntuales se localizan en un punto concreto y suelen ser descargas industriales y efluentes de ciudades. Por otro lado, las fuentes difusas, como lo indica su nombre, no se localizan en un sitio concreto, sino que provienen de un área extensa y llegan a los cursos por escurrimiento superficial, por lo que son más difíciles de identificar y cuantificar. Bibliografía nacional e internacional indican que las mayores pérdidas de P hacia el agua ocurren por fuentes difusas dificultando la solución del problema.

El P del suelo se puede perder en forma particulado (PP) o soluble (PS). El PS es de mayor biodisponibilidad que el PP, por lo cual pequeñas pérdidas de PS pueden provocar aumentos importantes de P en el agua. Según Aubriot et al. (2017), existe una correlación altamente significativa entre el PS y fósforo total (PT) en esta cuenca, por lo que se puede concluir que el fósforo en los cursos de agua se encuentra mayoritariamente como fosfato inorgánico disuelto, biodisponible, y en menor medida asociado a las partículas en suspensión.

Esto demuestra la importancia de tratar el problema de sustentabilidad ambiental que se encuentra relacionado con los sistemas de producción agropecuarios, por lo tanto, es imprescindible implementar medidas de manejo que logren reducir dichos aportes.

Según Perdomo et al. (2015), el control de la erosión no sería suficiente por si solo para resolver los aportes difusos de P a los recursos hídricos. Por lo tanto, se debería controlar además la fertilización fosfatada excesiva e incorporar el fertilizante fosfatado, para así disminuir la estratificación de P en las primeras capas del suelo.

Algunas de las medidas propuestas en la bibliografía para mejorar la calidad del agua y mejorar la eficacia de retención de nutrientes son: el uso regular de análisis de suelo para selección de la dosis, el método y el momento de aplicación, la incorporación de los fertilizantes fosfatados, la realización de un laboreo esporádico, o el uso de zonas buffer. A su vez existen otras alternativas poco estudiadas hasta el momento, como el uso de productos químicos agregados al suelo, como pueden ser el AlSO_4 o FeCl_3 .

Trabajos previos en Uruguay indican que el agua de escurrimiento extrae el 0,6% del valor de P Bray I, lo cual coincide con evaluaciones realizadas en EE. UU en suelos de textura media. Esta información se obtuvo sólo en suelos de la CRSL de texturas medias, y utilizando el método de fósforo extraíble en agua (WEP), que consiste en cuantificar la concentración de P del agua de escurrimiento diluyendo 100 veces la masa de la muestra de suelo en agua. Si bien esta metodología es usada en EEUU, un trabajo reciente realizado en Uruguay sugiere que la concentración del agua de escurrimiento es más elevada que la predicha por WEP.

El objetivo general de esta investigación fue validar el uso de la muestra de suelo a 0-2,5 cm como un indicador ambiental del riesgo de pérdida de PS por escorrentía para la CRSL. Esta validación se realizará a través de tres objetivos específicos:

- a) Evaluar la robustez temporal y espacial del valor de Coeficiente de Extracción de P (CEP), comparando dos estimaciones realizadas con dos sets independientes de suelo de distintos años.
- b) Comprobar que el valor estimado de CEP sea un proxy cuantitativamente correcto del valor de concentración de PS del agua de escorrentía, comparando las magnitudes del valor estimado de CEP con la concentración de PS obtenida con simulación de lluvia.
- c) Cuantificar el grado de estratificación de los suelos bajo producción ganadera intensiva en la CRSL

Dicha información permitirá realizar estimaciones más robustas de pérdida de P por escorrentía de suelos bajo uso agropecuario en Uruguay.

2. REVISIÓN BIBLIOGRÁFICA

2.1. INTRODUCCIÓN

El sentido común indica que si se detiene el movimiento del sedimento con el escurrimiento mediante el control de la erosión se detienen las pérdidas de P, esto ha sido refutado. Según Smith et al. (2015), el no laboreo disminuye las pérdidas de PT pero aumenta las pérdidas de PS. Sharpley (2003b) a su vez indica, que esta práctica produce una estratificación del P producto de las aplicaciones de fertilizantes y enmiendas en superficie, acompañadas por ausencia de laboreo. La estratificación vertical de P en el suelo puede subestimarse a través del muestreo de suelo a 15 cm de profundidad, ya que mezcla el suelo saturado de P en superficie con el subsuelo que amortigua las concentraciones de P en la superficie. Aún en ausencia de fertilización el no laboreo también contribuye a la estratificación ya que la descomposición de los residuos quedan en cobertura, debido a que los cultivos toman P desde perfiles de suelo más bajos y son depositados en la superficie (Smith et al., 2015). A su vez, la alta solubilidad en agua de algunas fuentes de P y las prácticas que conducen a la estratificación del suelo aumentan el riesgo de pérdida de PS (Baker et al., 2017). Evidencia de estratificación superficial ya había sido reportada para Argentina (Scheiner y Lavado 1998, Díaz- Zorita y Grove 2002).

Según Paruelo (2019), la intensificación agrícola opera de dos maneras. Por un lado, mediante la sustitución de la cobertura natural (montes y pastizales nativos dedicados, en general, a la ganadería) por cultivos anuales o perennes (en general plantaciones de soja o pino y eucaliptus). Por otro lado, la intensificación está asociada con el uso creciente de insumos y/o la implementación de prácticas de manejo que aumentan la producción por unidad de área.

A nivel nacional resultados similares a los internacionales han sido reportados por Perdomo et al. (2015) en la CRSL, quienes registraron aumentos en la pérdida de PT y PS debido a que durante la fertilización asociada a la siembra directa se enriquece el suelo más superficial, el cual es más susceptible a la erosión, y no se incorpora el fósforo al suelo en mayor profundidad. Además, indican que la pérdida de PS no sería afectada por la introducción de medidas de manejo que disminuyan la tasa de erosión, sino solo por aquellas que reduzcan los niveles de P lábil y la estratificación superficial del suelo.

A su vez, reportan que estas estimaciones de altas exportaciones de PP y PS desde predios bajo producción lechera coinciden además con la situación de alta concentración de PT y PS en los cursos de agua superficial.

Estudios en la CRSL por Chalar et al. (2017), encontraron que los principales componentes que explican la degradación de la calidad del agua fueron la intensidad del cultivo y la densidad de vacas lecheras en establecimientos sin tratamiento de efluentes, ya que fueron los responsables de las mayores tasas de exportación de nutrientes y sólidos

en suspensión. La carga de vacas lecheras y de carne también aparece como una causa importante del deterioro de la calidad del agua de los arroyos. Las cuencas con baja intensidad ganadera y lechera y dominadas por campo natural exhibieron bajos coeficientes de exportación y buena calidad del agua, de acuerdo con los estándares de la región.

Estos datos son consistentes con los reportados por bibliografía internacional, obtenidos en cuencas dominadas por cultivos forrajeros integrados y actividades ganaderas. Por lo tanto, es importante que agrónomos y conservacionistas comprendan el papel potencial de la estratificación de P inducida por la siembra directa en las pérdidas de PS (Good et al. 2010, Kleinman et al. 2011, Smith et al. 2015).

Estudios realizados en el Departamento de Canelones por Díaz et al. (2015), concluyen que la expansión agrícola generará un incremento significativo de las concentraciones de PT en agua. Cabe destacar que dichos impactos serán espacialmente heterogéneos, siendo mayores en cuencas con bajas concentraciones de PT en agua y en cuencas con baja superficie de agricultura actual, y menores en cuencas agrícolas y en cuencas con elevados aportes puntuales.

Buenas prácticas agrícolas que promueven la retención de suelo erosionado, sedimentos, agua y nutrientes dentro del paisaje, como zonas buffer y humedales han tenido éxito en el almacenamiento de P y reducción de los picos de entrega de P a las aguas receptoras más abajo (Reddy, UusiKamppa et al., citados por Sharpley, 2013). Estas buenas prácticas agrícolas protegen de altas cargas y concentraciones de P aguas abajo, sin ellas los impactos de las pérdidas agrícolas de P en el agua serían más graves. Sin embargo, al concentrar el almacenamiento de P en lugares específicos del paisaje, estas prácticas pueden crear fuentes continuas y a largo plazo de P. Esto podría deberse a que si bien normalmente las zonas buffer funcionan como sumidero de nutrientes, frente a eventos extremos cambian las condiciones y pasan a ser fuente de nutrientes por la fuerte escorrentía. Cabe destacar que la pérdida de PS no sería afectada por la introducción de medidas de manejo que disminuyan la tasa de erosión, sino solo por aquellas que reduzcan los niveles de P lábil y la estratificación de este nutriente en la capa superior del suelo (Kleinman et al., 2011).

2.2. FORMAS DE FÓSFORO EN EL SUELO

El P es un elemento esencial para todas las formas de vida y se conserva principalmente en suelos y sedimentos. El desarrollo de prácticas de manejo sustentables requiere comprender los procesos químicos, biológicos y físicos que ocurren en el suelo.

Debido al rol que cumple este nutriente en la eutrofización, es importante tener conocimiento de los procesos que controlan el transporte de P desde el suelo a los cuerpos

de agua superficiales, y la posterior disponibilidad para la biota acuática, de allí radica su importancia ecológica.

Según Hernández (2010), el P del suelo se puede separar en tres pools: el P presente en la solución del suelo, el P presente bajo forma de compuestos inorgánicos y el P presente en materiales orgánicos y humus del suelo.

Los contenidos de P en la solución son extremadamente bajos debido a la baja solubilidad de los compuestos fosfatados de los suelos.

En la fracción inorgánica del suelo el P se encuentra formando parte de compuestos muy diversos, que podrían agruparse genéricamente bajo forma de fosfatos de hierro, aluminio y calcio. Los minerales más comúnmente encontrados en los suelos ácidos son los fosfatos de hierro y aluminio, en tanto que los fosfatos de calcio predominan en suelos neutros y calcáreos. El P inorgánico del suelo va aumentando relativamente de importancia con relación al total del P en el suelo en la medida que un suelo es cultivado y existe el agregado de fertilizantes fosfatados (Hernández, 2010).

El P orgánico se origina a partir de restos de animales y plantas, y es sintetizado por los organismos del suelo. Las plantas y los microorganismos absorben el ortofosfato de la solución del suelo, que posteriormente se une al C por fosforilación, mediante una serie de vías bioquímicas (Condrón et al., 2005). Es posible separarlo en tres fracciones de características claramente diferentes: el P presente en el humus del suelo; el P presente en los restos vegetales y excreciones animales; y el P presente en la biomasa microbiana.

Desde el punto de vista agronómico, las plantas absorben el P de la fracción soluble, la que a su vez es reabastecida por una fracción lábil orgánica e inorgánica que está en equilibrio con fracciones moderadamente lábiles y de muy baja labilidad (Rabuffetti, 2017). Los extractantes que se utilizan para los análisis de suelo procuran cuantificar esta fracción lábil y la fracción soluble (Ciampitti, 2009). De aquí surge una consecuencia práctica desde el punto de vista de las metodologías analíticas para evaluar la disponibilidad de los nutrientes para las plantas a través de la estimación de estas fracciones, ya que, al absorber el P de la fracción soluble del suelo, el contenido de P total no es un buen indicador de P disponible para las plantas (Hernández, 2010).

2.3. ANÁLISIS DE SUELO

El análisis de suelo es una de las herramientas utilizada para estimar la disponibilidad del P para las plantas. Se han desarrollado diferentes métodos de análisis con el objetivo de disponer de indicadores confiables de su disponibilidad en el suelo, lo cual permite tomar decisiones acerca de la necesidad de fertilización de los cultivos. Dichos métodos han sido desarrollados en diferentes países de acuerdo a las condiciones

de suelo específicas de cada región. Generalmente están basados en la estimación del P presente en la fracción inorgánica lábil. Dicha fracción del suelo está constituida por compuestos insolubles de fósforo, pero de alta reactividad química, que pueden solubilizarse una vez que las concentraciones de P en la solución del suelo bajan por la absorción de las plantas (Hernández, 2004).

Los diferentes métodos que procuran estimar el P del suelo, realmente realizan una “estimación” de cuánto P hay presente en la fracción lábil, dando por lo general resultados diferentes, ya que los mecanismos de extracción difieren entre ellos (Hernández, 2004).

El método Bray I fue desarrollado para determinar el P asimilable de suelos débilmente ácidos. Es el método más utilizado para evaluar el P disponible en Uruguay por evaluar aceptablemente la disponibilidad de dicho nutriente para las plantas en la mayoría de los suelos. Se basa en el uso de una solución extractiva compuesta de NH_4F 0.03M y HCl 0.025M, donde el F del NH_4F forma complejos junto al Fe y Al de los compuestos fosfatados de tipo P-Fe y P-Al, mientras que el HCl disuelve los P-Ca, determinando como consecuencia la solubilización del P de compuestos metaestables con estos cationes (Hernández, 2010).

WEP permite analizar la acumulación excesiva de P en el suelo y sus consecuentes concentraciones excesivas de dicho nutriente en la escorrentía de tierras agrícolas. El uso de agua desionizada permite superar la crítica que enfrentan los otros extractores que son más ácidos o alcalinos que el suelo al extraer una fracción que en realidad es de baja disponibilidad (Self-Davis et al., 2009). Hartikainen (1982); postuló que el P extraíble en agua es una fracción fácilmente disponible del P del suelo que también puede usarse para estimar la cantidad transportada desde un campo por la escorrentía superficial.

2.4. ÍNDICE DE FÓSFORO

El Índice de P (IP) es una herramienta cuyo objetivo es crear un modelo de riesgo de pérdida de P por escorrentía superficial que pueda usarse para guiar eficazmente el manejo de nutrientes y comparar y clasificar las unidades de manejo según su riesgo de pérdida (Lemunyon y Gilbert, 1993).

El IP cuantifica la escorrentía anual de P para un determinado campo como la suma de P unido a sedimentos, conocido como PP, y PS. El PP se encuentra asociado a la pérdida de suelo, mientras que el PS está disuelto en el agua de escurrimiento superficial y es considerado el más importante para la calidad del agua por encontrarse inmediatamente biodisponible (Bundy et al., 2008).

Este Índice utiliza las características del sitio: tasa de erosión del suelo, escorrentía, niveles de P en el suelo disponibles y las tasas y métodos de aplicación de

fertilizantes y otras fuentes orgánicas. A partir de esto se puede evaluar el grado de vulnerabilidad del movimiento de P desde el sitio (Lemunyon y Gilbert, 1993). A su vez, incluye factores de transporte como la ubicación relativa del campo en la cuenca, las prácticas de conservación del suelo, precipitaciones y escorrentía (Sharpley et al., 2003a). Cada característica esta ponderada para incluir la contribución que puede tener cada una en el sitio.

Es una herramienta que permite identificar áreas sensibles y recomendar alternativas de manejo apropiadas que reduzcan las altas pérdidas de P y que contribuyan a conservar el suelo y la calidad del agua. Este Índice utiliza un enfoque integrado que considera las características del suelo y el paisaje, así como la conservación del suelo y las prácticas de manejo del nutriente (Lemunyon y Gilbert 1993, NRCS 2004).

Al analizar los parámetros del Índice, se podrá determinar cuáles son los que están influyendo más. La identificación de dichos parámetros puede ser la base para la planificación de prácticas que permitan la conservación del suelo y el agua.

Según Sharpley et al. (2012), debido a esto los IP son una herramienta superior en comparación con los valores de análisis de P agronómicos o umbrales de estos cuando se usan solos para identificar campos con un alto potencial de pérdida de P. Esta recomendación se basa en el supuesto de que los IP identifican los campos que tienen un alto potencial de pérdida de P.

Como alternativa al uso simple del análisis de P en el suelo, se podrían usar otras características del sitio en combinación con él como una herramienta de selección para llevar a cabo la evaluación más completa del IP, como la clase de drenaje del suelo o la textura del suelo, que normalmente están disponibles en los manuales de levantamiento de suelos (Sharpley et al., 2003a).

Esto lleva a la conclusión de que el análisis de P por sí solo es un indicador útil del potencial de pérdida de P, pero otras herramientas de pérdida de P, como el IP, que incorporan otros factores como el transporte, la gestión y la conectividad a un cuerpo de agua, hará un mejor trabajo al estimar el potencial de pérdidas de P.

2.4.1. Coeficiente de extracción para el modelo de índice de P

El coeficiente de extracción de fósforo (CEP) es la pendiente de la regresión lineal que establece el incremento promedio de PS determinado como WEP por cada unidad de P lábil del suelo (PBray I). Estima la posible pérdida de P en el agua de escurrimiento. Dicha relación entre el PBray I y PS extraído con agua es importante para el IP.

Klatt et al., Mallarino et al., Sharpley, Pote et al., citados por Mallarino et al. (2002), obtuvieron para los suelos de Iowa y otras regiones un valor de CEP de 0,005 mg

L⁻¹ de P disuelto por cada ppm de PBray I o Mehlich 3, el valor de fósforo fue obtenido en muestras a 0-15 cm de profundidad. Estudios realizados en Wisconsin por Good et al. (2010), citan para esa zona un coeficiente de 0,006. Similares valores fueron obtenidos para la CRSL utilizando muestras colectadas a 0-7,5 cm de profundidad por Bracco y Hernández (2018) los cuales obtuvieron un CEP de 0,0055. Mientras que De Lucca (2020) obtuvo un CEP de 0,0064 utilizando muestras a 0-2,5 cm.

3. MATERIALES Y MÉTODOS

3.1. ÁREA DE ESTUDIO

La CRSL está localizada al sur del Uruguay y abarca una extensión total de 13.432 Km². Su importancia estratégica para la sociedad uruguaya radica en que es una de las principales fuentes de abastecimiento hídrico, dado que suministra agua potable al 60% de la población de todo el país (Achkar et al., 2013).

El principal uso del suelo en la cuenca es la ganadería, que ocupa el 71,3%, seguido por la agricultura con el 16,2%. La forestación ocupa el 4,2% y los bosques nativos un 4,5%. El restante está bajo cuerpos de agua, afloramientos rocosos, humedales usos urbanos, industriales, etc. (Achkar et al., 2013).

Con el objetivo de estudiar la variabilidad en los niveles de P de los suelos de la CRSL se realizaron muestreos en las siguientes profundidades: 0-2,5 cm, 0-7,5 cm, 7,5-15 y 0-15 cm en 34 unidades de muestreo. A su vez, se determinó la concentración de P de escurrimiento utilizando el simulador de lluvia Cornell Sprinkle. Cabe aclarar, que no fue posible obtener muestras de suelo de todas las profundidades de muestreo en la totalidad de los sitios.

3.1.1. Caracterización de sitios

En el Cuadro 1 se presentan los tipos de suelo dominante y asociado relevado en cada sitio según la Carta de reconocimiento de suelos del Uruguay (Altamirano et al., 1976).

Cuadro 1. Formación de suelo, tipo de suelo dominante y asociado para cada sitio

Sitio	Formacion de suelos en 1:1.000.000.000	Tipo de suelo dominante	Tipo de suelo asociado
Aguas corrientes	Ecilda Paullier- Las Brujas	Brunosoles Éútricos Típicos	Brunosoles Subéútricos Típicos/Lúvicos
Berti	Tala-Rodríguez	Brunosoles Éútricos Típicos/Lúvicos Vertisoles Lúvicos Rúpticos	Brunosoles Subéútricos Típicos/Lúvicos Argisoles Subéútricos/Éútricos Melánicos Abrúpticos Planosoles Subéútricos Melánicos
CRS	Tala-Rodríguez	Brunosoles Éútricos Típicos/Lúvicos Vertisoles Lúvicos Rúpticos	Brunosoles Subéútricos Típicos/Lúvicos Argisoles Subéútricos/Éútricos Melánicos Abrúpticos Planosoles Subéútricos Melánicos
De Armas			
De luca	San Gabriel- Guaycurú	Brunosoles Subéútricos (Éútricos) Háplicos	Brunosoles Subéútricos Típicos/Lúvicos
Gesto	Tala-Rodríguez	Brunosoles Éútricos Típicos/Lúvicos Vertisoles Rúpticos Lúvicos	Brunosoles Subéútricos Típicos/Lúvicos Argisoles Subéútricos/Éútricos Melánicos Abrúpticos Planosoles Subéútricos Melánicos
Guerra			
López	Trinidad	Brunosoles Éútricos Típicos Vertisoles Rúpticos Lúvicos	Brunosoles Subéútricos Lúvicos (Típicos) Vertisoles Rúpticos Lúvicos
Marione	San Ramón	Planosoles Éútricos Melánicos	Brunosoles Éútricos Lúvicos

Scalabrino	Tala-Rodríguez	Brunosoles Éútricos Típicos/Lúvicos Vertisoles Rúpticos Lúvicos	Brunosoles Subéútricos Típicos/Lúvicos Argisoles Subéútricos/Éútricos Melánicos Abrúpticos Planosoles Subéútricos Melánicos
Vera	San Gabriel- Guaycurú	Brunosoles Subéútricos (Éútricos) Háplicos	Brunosoles Subéútricos Típicos/Lúvicos

3.1.1.1. Ubicación de los sitios

El uso de suelo y fecha de muestreo para cada sitio se presenta en el Cuadro 2, mientras que la ubicación se observa en la Figura 1.

Cuadro 2. Uso de suelo y fecha de muestreo de los sitios

Sitio	Uso de suelo	Fecha muestreo
Aguas corr. (Alto)	Campo Sucio	16/7/20
Aguas corr. (Bajo)	Campo Sucio	16/7/20
Aznárez	Sitio 3	11/9/20
Berti	Alfalfa	15/7/20
Berti	Avena	15/7/20
Berti	Raigrás	15/7/20
Berti	RG-MZ	21/9/20
CRS	Soja	30/10/20
CRS	Sudangrás	30/10/20
De Armas	Dormidero (sin cobertura)	21/9/20
De Armas	Maíz	11/9/20
De Armas	Sorgo	11/9/20
De Lucca	Avena	28/9/20
De Lucca	Raigrás	28/9/20
Gesto	Barbecho	21/9/20
Gesto	Barbecho 2	21/9/20
Gesto	Raigrás	21/9/20
Guerra	Sorgo	21/9/20
Guerra	Sorgo grano	11/9/20
López	Alfalfa-RG	18/8/20
Marione	Alfalfa vieja	31/7/20
Marione	Avena	27/7/20
Marione	Avena 2	31/7/20
Marione	C.N.	27/7/20
Marione	C.N.2	31/7/20
Marione	Raigrás	18/8/20
Scalabrino	Potrero 1	22/9/20
Scalabrino	Potrero 2	22/9/20

Scalabrino	Potrero 3	22/9/20
Vera	Pradera	27/7/20
Vera	Previo 1 ^a . arada	7/10/20
Vera	Raigrás 1	27/7/20
Vera	Raigrás 2	27/7/20
Vera	Tambo	7/10/20

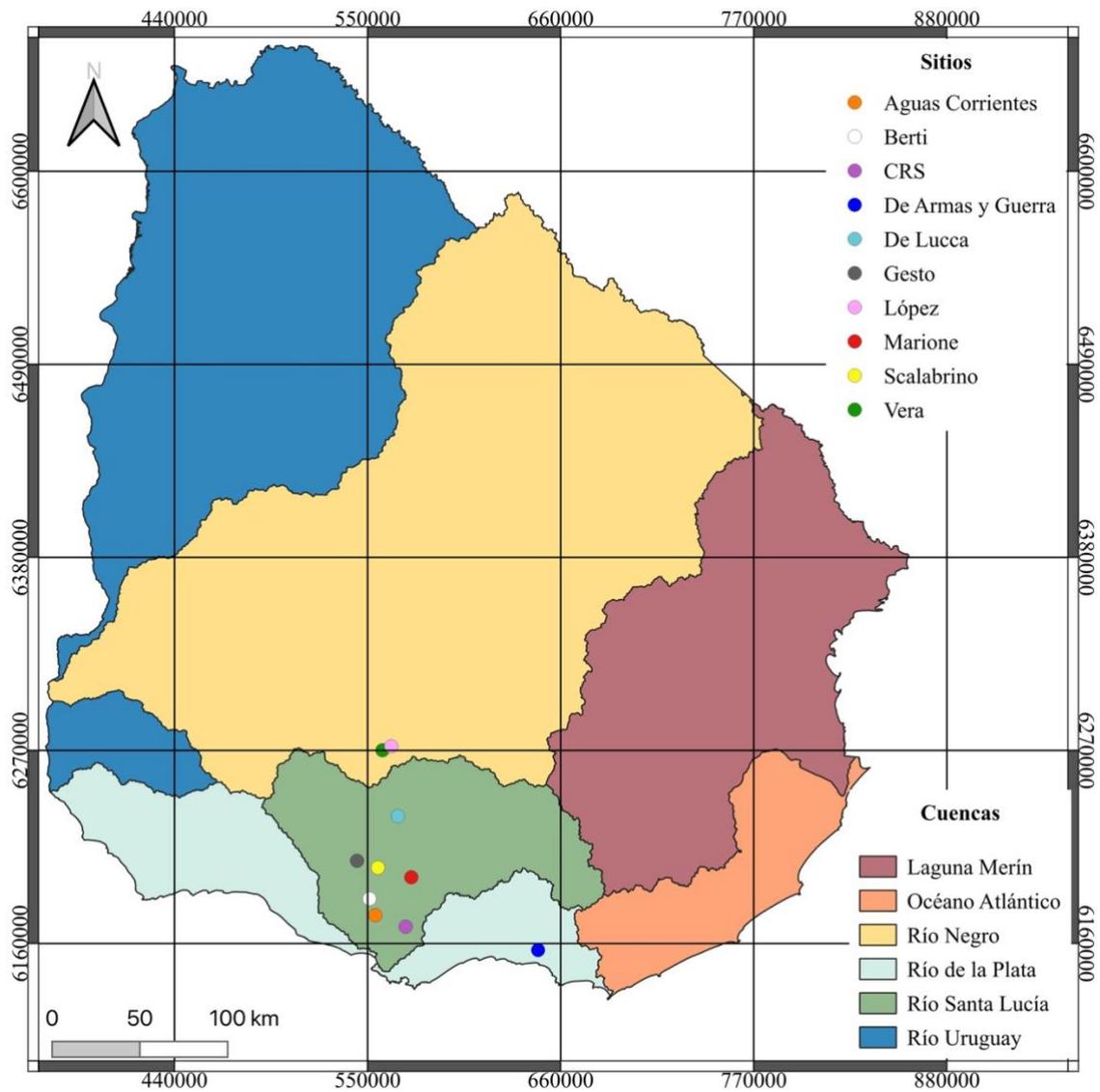


Figura 1. Ubicación de sitios de muestreo

3.1.1.2. Indicadores físicos y químicos para la clasificación del suelo en los sitios

Para la caracterización se realizaron los análisis de: materia orgánica (MO), pH y bases totales (BT). El método utilizado en la determinación de la MO fue el de Walkley y Black (1934), para las BT el de Thomas (1982) y pH en agua van Lierop (1990)

En el Cuadro 3 se presentan los datos analíticos que se consideraron más importantes a efecto de caracterizar los sitios.

Cuadro 3. Caracterización físico - química de los suelos

Sitio	Potrero	Prof.	pH	C	MO	Bases (cmc kg-1 de suelo)			
						Ca	Mg	K	Na
Aguas Corrientes	Alto	0-2,5	5,89			9,36	3,61	0,84	0,19
Aguas Corrientes	Alto	0-7,5	5,62			8,78	2,93	0,60	0,12
Aguas Corrientes	Alto	7,5-15	5,72			8,65	2,87	0,29	0,11
Aguas Corrientes	Alto	0-15	5,9	2,30	3,97	8,85	2,34	0,39	0,14
Aguas Corrientes	Bajo	0-2,5	5,99			7,09	3,16	1,47	0,21
Aguas Corrientes	Bajo	0-7,5	5,44			6,53	3,15	0,67	0,33
Aguas Corrientes	Bajo	7,5-15	5,64			6,42	3,05	0,89	0,19
Aguas Corrientes	Bajo	0-15	5,65	1,82	3,14	7,87	3,10	1,05	0,21
Aznárez	Sitio 3	0-2,5	5,82			11,38	3,39	1,21	0,25
Aznárez	Sitio 3	0-15	6,36			11,34	2,77	0,57	0,27
Berti	Alfalfa	0-2,5	5,51			9,57	4,98	0,82	0,19
Berti	Alfalfa	0-7,5	5,46			8,59	4,50	0,56	0,25
Berti	Alfalfa	7,5-15	5,49			8,51	4,05	0,42	0,21
Berti	Alfalfa	0-15	5,47	2,01	3,46	8,71	4,22	0,46	0,26

Berti	Avena	0-2,5	5,49			5,70	3,11	0,73	0,34
Berti	Avena	0-7,5	5,12			5,25	2,73	0,51	0,25
Berti	Avena	7,5-15	5,51			6,15	2,83	0,26	0,47
Berti	Avena	0-15	5,42	1,91	3,29	6,48	2,78	0,36	0,27
Berti	Raigrás	0-2,5	5,62			7,60	4,05	0,67	0,41
Berti	Raigrás	0-7,5	5,29			6,30	2,79	0,38	0,24
Berti	Raigrás	7,5-15	5,62			6,54	2,54	0,32	0,35
Berti	Raigrás	0-15	5,12	2,22	3,83	6,88	2,61	0,37	0,51
Berti	RG-MZ	0-2,5	5,42			9,52	2,99	0,69	0,27
Berti	RG-MZ	0-7,5	5,41			7,88	2,90	0,56	0,23
Berti	RG-MZ	7,5-15	5,35			7,94	2,22	0,58	0,24
Berti	RG-MZ	0-15	5,64	2,55	4,40	7,42	2,33	0,41	0,26
De Armas	Dormidero	0-2,5	6,17			7,01	4,90	3,76	0,61
De Armas	Dormidero	0-15	5,51			8,05	5,58	1,01	0,73
De Armas	Maíz	0-2,5	5,33			5,95	3,13	0,89	0,29
De Armas	Maíz	0-15	5,69			5,42	2,94	0,46	0,34
De Armas	Sorgo	0-2,5	5,41			6,67	3,48	0,93	0,26
De Armas	Sorgo	0-15	5,35			5,61	2,71	0,48	0,34
De Lucca	Avena	0-2,5	5,94			8,16	4,32	0,95	0,24
De Lucca	Avena	0-7,5	5,72			8,03	3,48	0,59	0,15
De Lucca	Avena	7,5-15	5,72			8,02	2,82	0,34	0,16
De Lucca	Avena	0-15	5,76			6,46	2,96	0,43	0,17
De Lucca	Potrero 1	0-2,5	6,15			9,08	4,09	0,80	0,26
De Lucca	Potrero 1	0-7,5	5,55			6,77	3,09	0,37	0,18
De Lucca	Potrero 1	7,5-15	5,54			6,42	2,78	0,21	0,17
De Lucca	Potrero 1	0-15	5,36			6,70	3,14	0,36	0,18
Gesto	Barbecho	0-2,5	6,73			18,94	5,88	0,95	0,25
Gesto	Barbecho	0-7,5	6,66			19,63	4,47	0,58	0,25
Gesto	Barbecho	7,5-15	6,98			24,78	5,05	0,56	0,32
Gesto	Barbecho	0-15	6,71			19,12	5,37	0,56	0,35
Gesto	Barbecho 2	0-2,5	6,23			25,45	6,48	0,83	0,36

Gesto	Barbecho 2	0-7,5	6,36			26,77	6,56	0,74	0,38
Gesto	Barbecho 2	7,5- 15	6,58			28,33	6,65	0,73	0,36
Gesto	Barbecho 2	0-15	6,68			30,35	5,86	0,73	0,31
Gesto	Raigrás	0-2,5	5,74			10,15	4,77	0,54	0,32
Gesto	Raigrás	0-7,5	5,55			10,38	4,20	0,50	0,34
Gesto	Raigrás	7,5- 15	5,87			10,53	3,72	0,38	0,23
Gesto	Raigrás	0-15	5,58			10,53	3,83	0,45	0,24
Guerra	Sorgo	0-2,5	5,44			8,49	4,75	0,86	0,39
Guerra	Sorgo	0-15	6,04			9,73	5,15	0,70	0,47
Guerra	Sorgo grano	0-2,5	5,97			21,86	4,47	0,66	0,23
Guerra	Sorgo grano	0-15	6,63			15,26	4,76	1,06	0,29
López	Alfalfa- RG	0-2,5	6,54			27,48	5,10	2,37	0,46
López	Alfalfa- RG	0-7,5	6,54			27,06	4,08	0,89	0,28
López	Alfalfa- RG	7,5- 15	7,37			34,10	2,96	0,63	0,31
López	Alfalfa- RG	0-15	6,07	2,92	5,03	36,56	3,55	0,72	0,35
Marione	Alfalfa vieja	0-2,5	5,52			6,75	3,07	0,72	0,38
Marione	Alfalfa vieja	0-15	6,52	1,84	3,17	6,45	2,44	0,34	0,35
Marione	Avena	0-2,5	5,6			13,35	3,73	0,96	0,28
Marione	Avena	0-7,5	6,35			13,78	4,05	0,67	0,17
Marione	Avena	0-15	6,12	2,73	4,71	15,80	3,56	0,63	0,24
Marione	Avena 2	0-2,5	5,45			7,79	3,06	0,44	0,35
Marione	Avena 2	7,5- 15	5,58			7,66	2,66	0,26	0,38
Marione	Avena 2	0-15	6,18	2,71	4,67	7,16	2,78	0,31	0,27
Marione	Avena 2	0-7,5	5,36			8,24	2,66	0,38	0,32
Marione	C.N.	0-2,5	6,03			13,77	3,91	0,87	0,25
Marione	C.N.	0-15	6,16	3,59	6,19	16,15	3,38	0,78	0,28
Marione	C.N.	0-7,5	7,06			33,80	4,04	1,06	0,26

Marione	C.N.2	0-2,5	5,7			4,21	1,95	0,60	0,17
Marione	C.N.2	0-7,5	5,36			1,36	0,62	0,23	0,06
Marione	C.N.2	0-15	6,42	1,64	2,82	3,32	1,26	0,20	0,19
Marione	Raigrás	0-2,5	5,87			15,47	4,23	1,45	0,19
Marione	Raigrás	0-7,5	5,8			16,16	3,91	0,97	0,14
Marione	Raigrás	7,5-15	6,05			18,38	4,19	0,74	0,17
Marione	Raigrás	0-15	6,07	2,91	5,01	17,60	3,66	0,95	0,19
Scalabrino	Potrero 1	0-2,5	6,08			13,78	5,43	0,92	0,38
Scalabrino	Potrero 1	0-7,5	5,81			13,46	4,64	0,61	0,35
Scalabrino	Potrero 1	7,5-15	6			13,06	3,32	0,38	0,58
Scalabrino	Potrero 1	0-15	5,77			13,31	3,80	0,49	0,54
Scalabrino	Potrero 2	0-2,5	6,12			13,34	5,37	0,99	0,50
Scalabrino	Potrero 2	0-7,5	6,45			11,98	4,52	0,79	0,79
Scalabrino	Potrero 2	7,5-15	6,11			11,10	4,06	0,51	0,81
Scalabrino	Potrero 2	0-15	6,46			11,92	3,77	0,57	0,94
Scalabrino	Potrero 3	0-2,5	6,16			11,77	4,24	0,57	0,40
Scalabrino	Potrero 3	0-7,5	5,61			10,29	3,21	0,33	0,26
Scalabrino	Potrero 3	7,5-15	5,52			9,71	2,38	0,29	0,27
Scalabrino	Potrero 3	0-15	5,68			9,89	2,79	0,28	0,26
Vera	Pradera	0-2,5	5,51			13,38	6,02	1,04	0,28
Vera	Pradera	0-7,5	5,38			11,18	4,52	0,54	0,22
Vera	Pradera	7,5-15	5,54			11,25	4,22	0,41	0,19
Vera	Pradera	0-15	5,5	2,76	4,75	11,79	4,01	0,46	0,22
Vera	Previo 1ª arada	0-2,5	5,38			12,60	5,43	0,63	0,34
Vera	Previo 1ª arada	0-7,5	5,59			12,89	5,19	0,55	0,30
Vera	Previo 1ª arada	7,5-15	5,84			14,25	5,33	0,47	0,21
Vera	Previo 1ª arada	0-15	5,52			14,00	5,12	0,48	0,24
Vera	Raigrás 1	0-2,5	5,35			14,35	5,54	1,58	0,31
Vera	Raigrás 1	0-7,5	5,23			15,12	6,16	1,12	0,20

Vera	Raigrás 1	7,5-15	6,08			15,01	6,26	1,03	0,18
Vera	Raigrás 1	0-15	5,47	3,10	5,35	17,28	5,17	0,87	0,21
Vera	Raigrás 2	0-2,5	5,22			12,73	5,25	0,87	0,40
Vera	Raigrás 2	0-7,5	5,33			9,68	3,36	0,48	0,19
Vera	Raigrás 2	7,5-15	5,53			12,89	3,87	0,36	0,15
Vera	Raigrás 2	0-15	5,5	2,92	5,03	10,26	2,97	0,46	0,18
Vera	Tambo	0-2,5	6,9			11,21	6,06	2,51	0,20
Vera	Tambo	0-15	6,96			13,69	8,13	2,84	0,36

3.1.1.3. Factor de Estratificación

El Factor de Estratificación (FE) es calculado a partir de la concentración de PBray I de las profundidades 0-2,5 cm y 0-15 cm.

$$FE = \frac{\text{PBray I (0-2,5 cm)}}{\text{PBray I (0-15 cm)}}$$

3.2. SIMULACIÓN DE LLUVIA

Para la simulación de lluvia se utilizó el sistema Cornell Sprinkle. Su utilización permite entender los efectos de la lluvia en las propiedades del suelo bajo diversas condiciones.

En estudios de erosión, escorrentía e infiltración y/o alta variabilidad del suelo se exigen muchas mediciones repetidas, rápidas y económicas. Estos simuladores de lluvia son económicos, resistentes, fáciles de operar y de transportar y requieren mantenimiento mínimo (Ogden et al., 1997).

El infiltrómetro Cornell Sprinkle consiste en un cilindro de 20 L que se llena con agua deionizada, en su base presenta tubos capilares, y en la parte superior se inserta un tubo de entrada de aire. Este cilindro se coloca sobre un anillo de infiltración de 24,1 cm de diámetro interno, el cual se inserta previamente en el suelo, a una profundidad de 7,5 cm. Este anillo presenta una perforación, la cual debe quedar al ras del suelo y por la que se conecta una manguera que permite colectar el agua de escurrimiento superficial.

Antes de comenzar con cada simulación se debe medir la altura del nivel de agua de la columna (H1). Luego, se abre la abrazadera de presión en el tubo de entrada de aire y al mismo tiempo se empieza a cronometrar el tiempo.

Cuando el agua comience a salir del tubo, se registra el tiempo (T_{RO} , tiempo de escurrimiento en minutos). El agua de escorrentía debería fluir ahora hacia el vaso colocado a la salida del tubo.

Se mide el volumen de escorrentía (V_t) en una probeta (en ml). Al final del período de medición, se determina el nivel del agua de la columna (H_2) y el tiempo final (T_f).

El agua colectada de cada simulación realizada es conservada en frío a una temperatura inferior a 4 °C hasta ser transportada al laboratorio para su posterior análisis.

3.3. MÉTODOS DE DETERMINACIÓN DE P EN SUELO

El primer paso después de la recolección de muestras es el secado a estufa por 48 horas a 40 °C, ya que esto detiene la actividad biológica y química que puede alterar las formas de los nutrientes en los suelos. A continuación, las muestras de suelo se muelen y se pasan a través de un tamiz de 2 mm mezclándose, de modo que las submuestras tomadas para el análisis sean representativas de la muestra.

3.3.1. Método PBray I

Para la extracción de P se pesan 2,5 g de suelo seco y molido de cada muestra y se colocan en tubos Falcon de 50 ml. Luego se agregan 17,5 ml de solución Bray (Bray y Kurtz, 1945) mediante pipeta graduada, se agita durante 2 minutos en agitador y se filtra en tiras con papel de filtro Whatman No. 2. La concentración de P se determinó colorimétricamente según Murphy y Riley (1962).

3.3.2. Método WEP

Se realizaron modificaciones al método de Self-Davis et al. (2009).

Se pesa 3 g de suelo y se coloca en botellas plásticas de 500 ml. Se le agrega 300 ml de agua desionizada. Se coloca 1 prueba en blanco (botella de 500 ml con 300 ml de agua). Se agitan los frascos por 60 minutos y de cada frasco se toman dos alícuotas en tubos de centrifuga de 50 ml, aproximadamente las 2/3 partes del volumen del tubo. Posteriormente, se centrifugan los tubos a 1500 rpm por 10 min.

Luego de centrifugados los tubos se toman 20 ml del sobrenadante de cada uno y se colocan en tubos de ensayo de vidrio. La concentración de P se determinó colorimétricamente según Murphy y Riley (1962).

3.4. MÉTODO DE DETERMINACIÓN DE P EN AGUA DE ESCORRENTÍA

3.4.1. Método para estimar PS

Se mezcla la muestra. Luego se toma una alícuota de 30 ml y se coloca en tubos de 50 ml. Se filtran las muestras con filtros 0,45 micras de diámetro de poro.

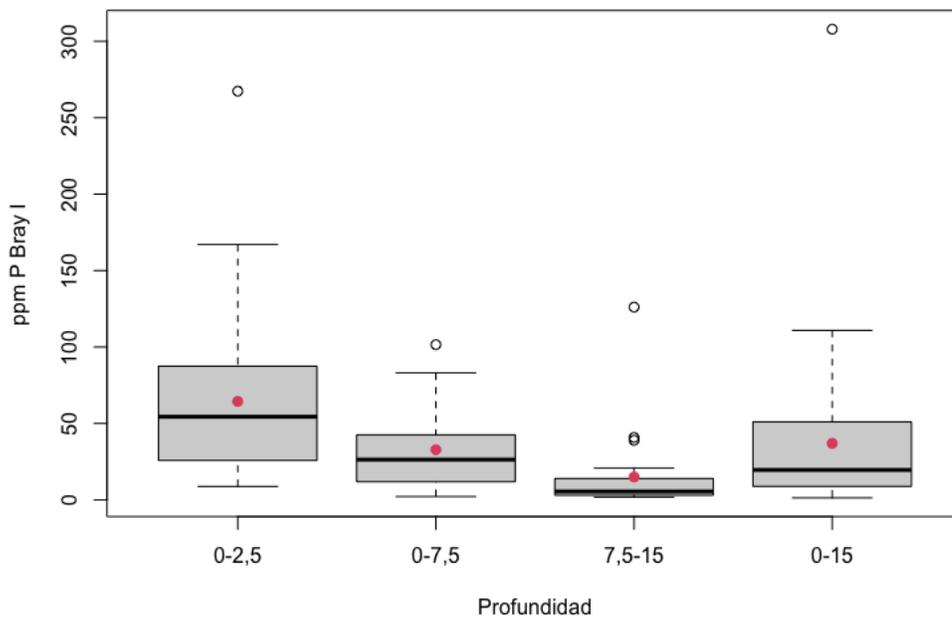
Se agrega 8 ml de solución B (misma que Bray I).

Luego se lee absorbancia en espectrofotómetro a 880 nm luego de 10 minutos y no más allá de 30 minutos.

4. RESULTADOS Y DISCUSIÓN

4.1. DETERMINACIÓN DE PARÁMETROS

La concentración de PBray I se puede expresar en ppm o mg/kg. El promedio del total de los sitios para la profundidad de 0-2,5 cm fue de 56 para 0-7,5 cm de 33 para 7,5-15 cm de 15 y para 0-15 cm de 30. Los valores mínimos y máximos para la profundidad de 0-2,5 cm fueron de 9 y 267 para 0-7,5 cm de 2 y 102 para 7,5-15 cm de 2 y 126 y para 0-15 cm de 4 y 308 respectivamente (Figura 2).



Los puntos rojos y blancos representan las medias y outliers respectivamente, las cajas corresponden a los cuartiles 1 y 3 y las líneas son las medianas.

Figura 2. Boxplot con las concentraciones de PBray I (ppm) para diferentes profundidades de muestreo

La capa de suelo que interacciona efectivamente con el agua de escurrimiento es 0-2,5 cm, pudiendo por lo tanto liberar PS, a su vez es la que tiene mayor riesgo de erosión, aunque en el caso de PS la profundidad efectiva puede ser aún menor (Zhang et al., 1997). La profundidad 0-7,5 cm fue incluida ya que es utilizada en algunos países como Nueva Zelanda con la finalidad de indicador agronómico (Mackay y Lambert 2011, Simmonds et al. 2013). La profundidad de 7,5- 15 cm es importante debido a que aporta información sobre la profundidad hasta la que ha llegado el fertilizante, mientras que la de 0-15 cm es la utilizada como indicador agronómico en Uruguay.

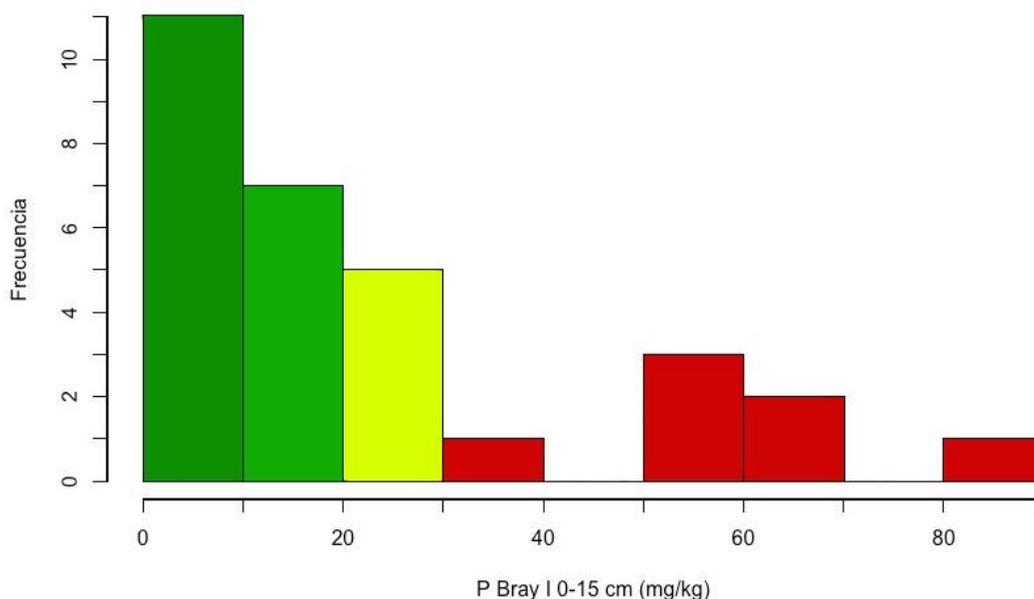


Figura 3. Distribución de la concentración de PBray I en diferentes rangos para la profundidad de 0-15 cm

Se observó que el 23% de los sitios relevados se encontraron por encima del umbral ambiental de 31 mg/kg de PBray I citado en MVOTMA (2013, Figura 3). En cuanto a los umbrales agronómicos, los mismos dependen del género y especie. En las gramíneas 8 a 10 ppm de P asimilable son suficientes, mientras que para las leguminosas se requiere de mayores niveles, siendo la alfalfa la de mayores requerimientos con 20 a 25 ppm (Bordoli, 1998). Por lo tanto, dado que el indicador agronómico usado actualmente es PBray I en 0-15 cm, en la mayoría de los casos se estaría por encima de los niveles críticos y este umbral ambiental cubriría los requerimientos de las especies productivas cultivadas en los sistemas lecheros de Uruguay, incluso para las más exigentes.

A su vez, los valores de PBray I mostraron una importante estratificación en superficie. En la Figura 4 se puede observar que los mayores FE se correspondieron con valores de PBray I bajos. En promedio los suelos relevados presentan un FE de 3,1 con un mínimo de 0,4 y máximo de 8,3. Este resultado se puede deber a la práctica extendida de aplicar el fertilizante fosfatado en superficie y sin incorporar, la cual prevalece en los predios lecheros y agrícolas de esta zona y en general en todo el país, debido a la fuerte adopción de la siembra directa sin la incorporación del fertilizante (Rabuffetti, 2017). Además, el pastoreo con altas cargas animales que implica la deposición de estiércol en superficie, y la refertilización de las pasturas son prácticas comunes en predios lecheros que favorecen dicha situación.

Por ende, además de evaluar el umbral ambiental se debería integrar a la normativa el FE, ya que, son diferentes las medidas a adoptar según la estratificación de

cada sitio. Asimismo, existen situaciones que se encuentran por debajo del umbral ambiental y con valores de FE altos pudiendo generar un mayor riesgo de pérdida de P en el agua de escorrentía que otros que si se encuentran por encima de este umbral y la estratificación es baja.

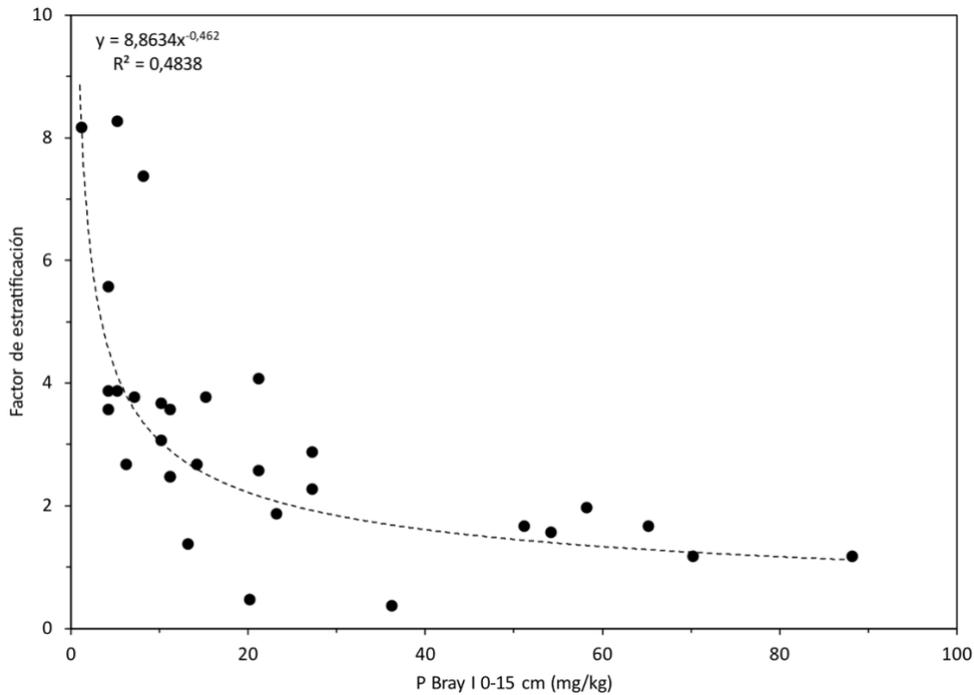


Figura 4. Relación entre FE y PBray I en suelo para la profundidad de 0-15 cm

La tendencia muestra que en general las concentraciones bajas en la profundidad de 0-2,5 cm se correlacionaron con valores bajos en 0-15 cm, y de igual manera las concentraciones altas en superficie se correlacionaron con valores altos en 0-15 cm, aunque existieron desviaciones en algunos sitios (Figura 5). En los niveles bajos se destacan dos observaciones que no cumplen con la tendencia, ya que tuvieron valores medios a altos en profundidad y bajos en superficie. Ambos valores no esperados corresponden al sitio Marione, esto podría ser consecuencia de que el único ingreso de P al suelo es por reciclaje de P del estiércol de los animales, y como el P orgánico tiende a migrar hacia la profundidad del perfil, se puede encontrar mayor cantidad de P en profundidad que en la superficie. También ocurrió lo contrario, en donde sitios con concentraciones medias en los primeros 0-2,5 cm cuentan con valores bajos en 0-15 cm, los cuales se correspondieron con los valores de FE máximos. Esos sitios pertenecen a los predios lecheros de Berti y Gesto, los cuales tienen un uso de suelo intensivo. Para estos niveles de estratificación laboreos esporádicos en el tiempo con arado de reja y vertedera podrían potencialmente reducir las pérdidas de PS en la escorrentía, siempre

que al mismo tiempo la erosión producida por el mismo sea minimizada (Sharpley, 2003b).

Este resultado indicaría que usar la muestra de suelo de 0-15 cm para estimar PBray I a 0-2,5 cm no sería recomendable porque incrementaría el error, por lo tanto, sería mejor tomar muestras directamente a 0-2,5 cm para no producirlo.

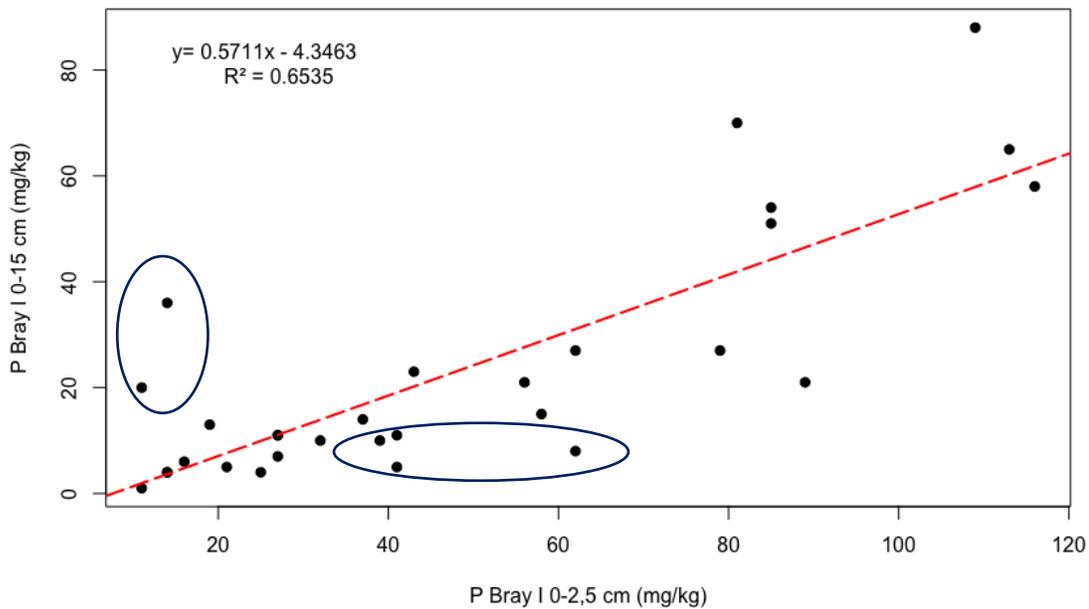


Figura 5. Relación entre PBray I a 0-2,5 cm y PBray I a 0-15 cm

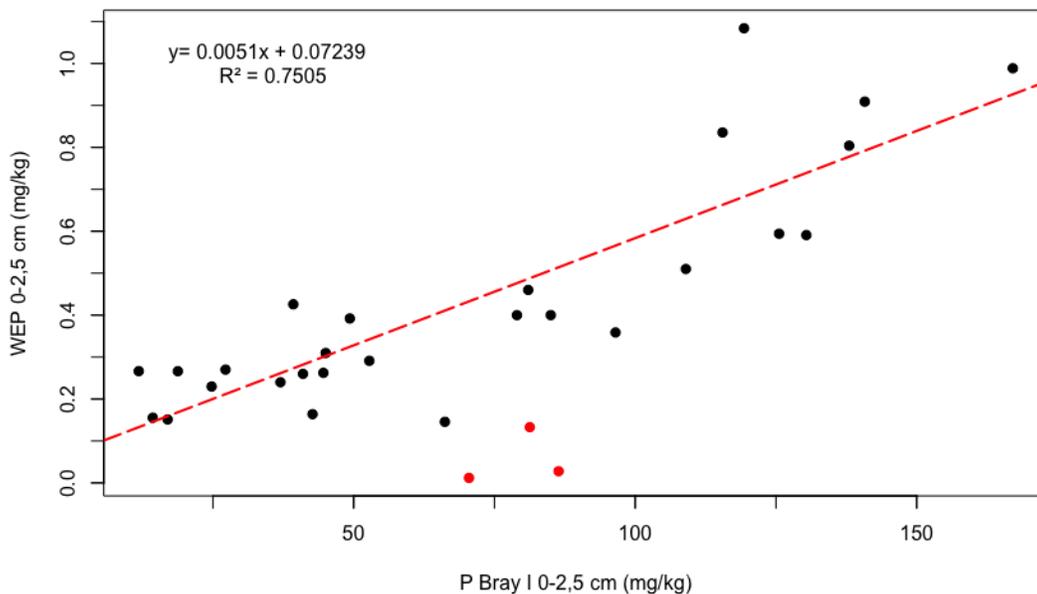
4.2. ESTIMACIÓN DE LA CONCENTRACIÓN DE P SOLUBLE EN EL AGUA DE ESCURRIMIENTO

La concentración de PS en agua de la muestra de suelo mediante WEP a 0-2,5 cm de profundidad es utilizada como indicador ambiental, ya que tiene la misma unidad que la concentración de P soluble del agua de escurrimiento y de los cuerpos de agua, por lo tanto, se puede utilizar para hacer comparaciones directas con los límites ambientales (Sharpley et al., 2003a).

Para WEP el promedio del total de los sitios fue de 0,40 mg/kg, mientras que el promedio para PS fue de 0,35 mg/L, siendo similares entre dichos análisis.

4.2.1. Relación entre PBray I y WEP

En la pendiente del gráfico (Figura 6) se observó que el CEP (relación entre WEP y PBray I) para estos sitios fue de 0,0051, de modo que los valores obtenidos en este estudio son muy similares a los nacionales e internacionales. Los resultados muestran que a mayor concentración de PBray I se incrementa WEP, esto se produce debido al equilibrio químico entre el agua y el suelo, por lo tanto, la concentración de P en agua es mayor cuanto mayor es la concentración de P en esa capa de suelo. Los resultados encontrados indicarían que la estimación de WEP a partir de PBray I a 0-2,5 cm fue alta ($R^2=0,75$). Los valores fuera de rango no son los mismos de la Figura 5, en este caso pertenecen al sitio de Aguas Corrientes (Bajo) y podría deberse a que se trate de un suelo con alta capacidad de retención de P y debido a esto se obtengan valores medios a altos de PBray I y bajos en WEP por la naturaleza de la solución extractante.



Los puntos en rojo marcan valores fuera de rango, los cuales no fueron tomados en cuenta para realizar la regresión lineal. Dichos valores son tres repeticiones que pertenecen al sitio de Aguas Corrientes (Bajo).

Figura 6. Relación entre el método de estimación WEP y PBray I en suelo para la profundidad de 0-2,5 cm

Al integrar el trabajo previo realizado por Perdomo et al. (2015) se obtiene la siguiente regresión (Figura 7).

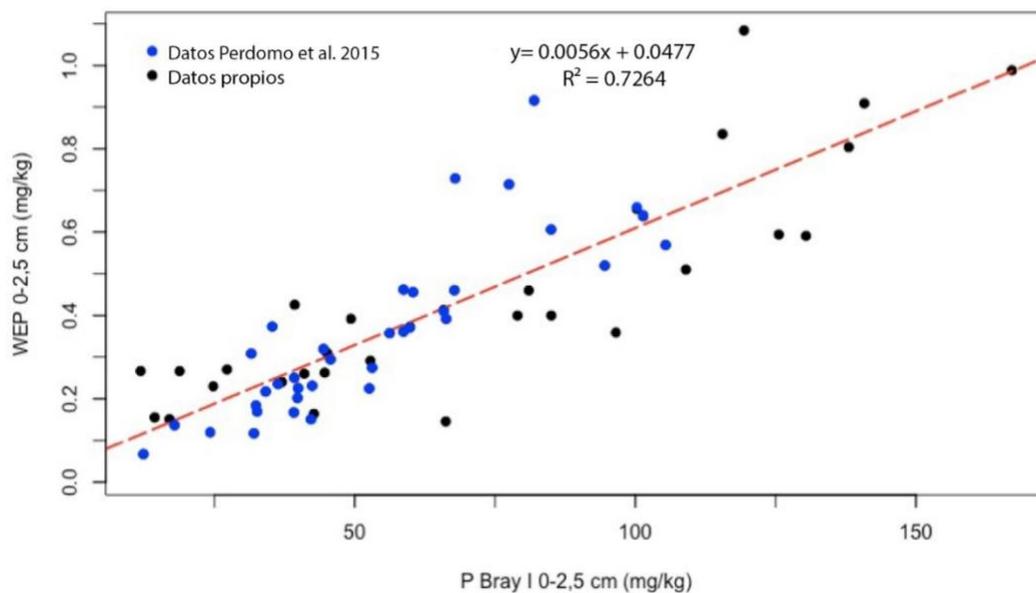


Figura 7. Relación entre el método de estimación WEP y PBray I en suelo para la profundidad de 0-2,5 cm con datos obtenidos por Perdomo y colaboradores en el 2015. Al integrar la serie de datos mencionada la relación entre PBray I y WEP se vuelve más robusta, no hay diferencias significativas entre la pendiente propia y la de Perdomo et al. (2015) ($p = 0,812$). En los datos propios se encontraron valores mayores que en la serie de Perdomo et al. (2015). Esto se puede deber a que los predios seleccionados en esta nueva investigación cuentan con valores más elevados, mientras que otra hipótesis planteada sería que con el paso de los años los niveles de P en suelo se han ido incrementando.

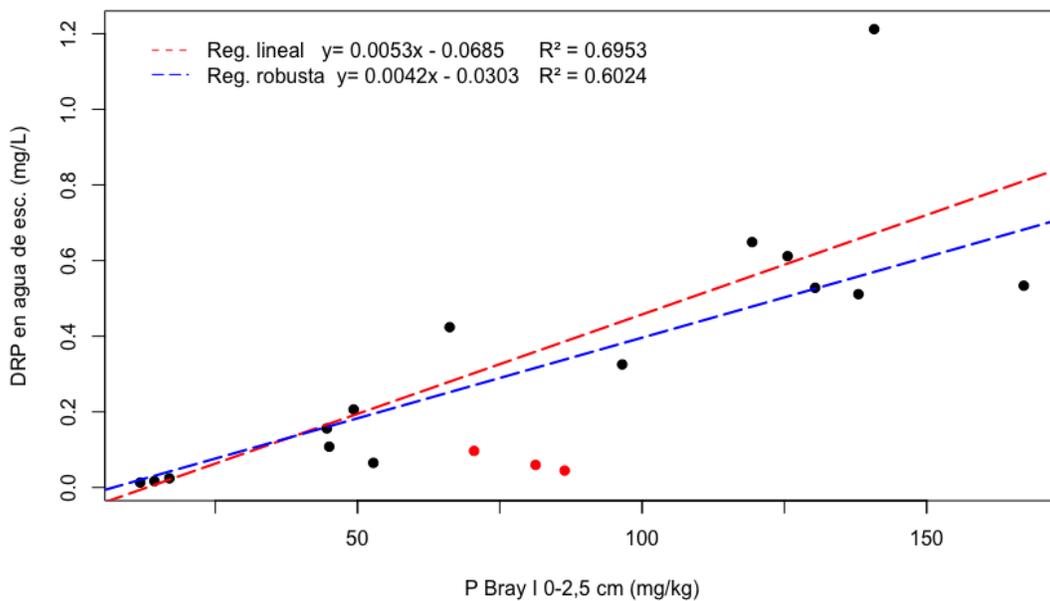
Como el agua de escurrimiento solo se lleva el P que se encuentra en superficie, el cual se asume que se encuentra en los primeros 0-2,5 cm de suelo, se estaría llevando el 0,56%. La aplicación superficial de fertilizante fosfatado en siembra directa incrementa las pérdidas de PS y PP. Cuanto mayor es la cantidad de P en suelo mayor es la pérdida en agua de escurrimiento. Según Smith et al. (2015), con la incorporación del no laboreo las pérdidas de PT se logran disminuir pero el PS se duplica.

4.2.2. Relación entre PBray I y PS

Se observó que la pendiente entre PS y PBray I (Figura 8), para estos sitios fue estadísticamente igual a la obtenida entre WEP y PBray I ($p = 0.152$), por lo tanto, se puede concluir que WEP es buen estimador de PS. Teniendo esto en cuenta y considerando que cada muestra de suelo a la cual se le realiza el análisis de WEP está

integrada por 15-20 sub-muestras por cada repetición (de las cuales se realizan tres por sitio), mientras que para realizar PS se hacen solamente tres repeticiones por sitio, se puede concluir que WEP es un buen estimador de PS y tiene mayor representatividad del área. Se encontraron tres valores fuera de rango, los cuales al igual que en la Figura 6 corresponden al sitio de Aguas Corrientes (Bajo), lo cual brinda mayor evidencia a la hipótesis de que se trate de un suelo con alta capacidad de retención de P (Hernández, 2010).

Si se va a utilizar un análisis de suelo como PBray I con un propósito ambiental, es importante que esté bien correlacionado con las formas de P en suelo más susceptibles a pérdidas en la escorrentía superficial, como lo es el caso el cual cuenta con un $R^2 = 0,69$. Investigaciones internacionales hallaron correlaciones entre PBray I y PS con $R^2 > 0,9$ (Pote et al., 1999). Por lo tanto se puede concluir que suelos que contienen altos niveles de P en suelo pueden convertirse en una fuente primaria de PS en agua de escorrentía, contribuyendo así a la eutrofización acelerada del agua superficial.



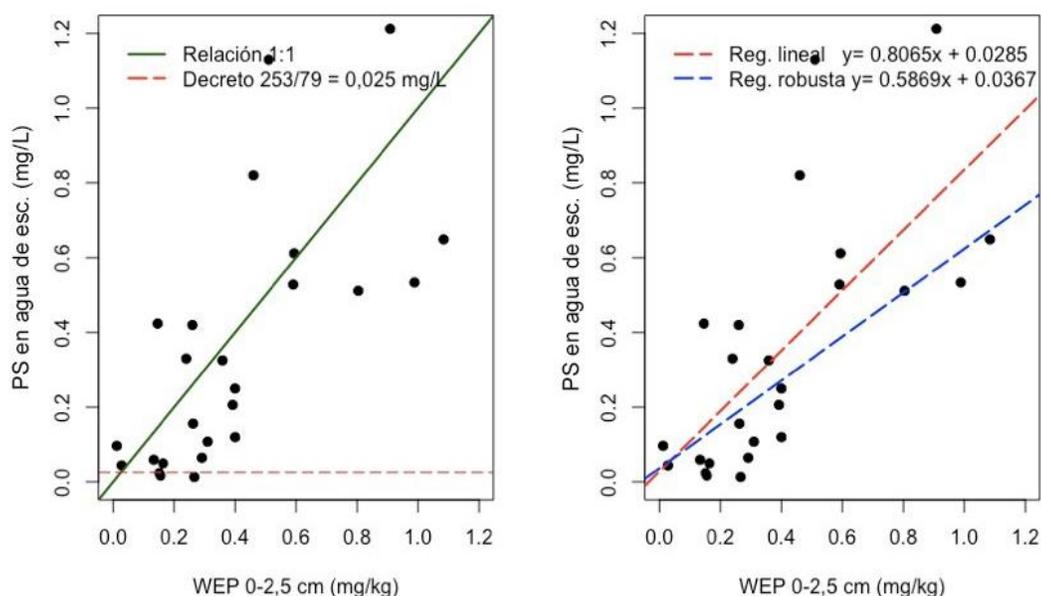
Los puntos en rojo marcan valores fuera de rango, los cuales no fueron tomados en cuenta para realizar la regresión lineal. Dichos valores son tres repeticiones que pertenecen al sitio de Aguas Corrientes (Bajo).

Figura 8. Relación entre PS en agua de escurrimiento y PBray I en suelo para la profundidad de 0-2,5 cm

4.2.3. Relación entre WEP y PS

Los valores de concentración de P de agua de escorrentía de los sitios pueden ser comparados con los estándares legales de calidad de agua (MTO, 1979). Sin embargo, las concentraciones de nutrientes registrados utilizando técnicas de simulación de lluvia no representan necesariamente las concentraciones reales de nutrientes en el agua de escorrentía que ingresa a los cursos de agua. Además, el traslado de nutrientes hacia una vía fluvial no depende únicamente de la concentración del agua de escorrentía, sino también de procesos hidrológicos entre el sitio y el curso de agua (Robertson y Nash, 2008)

Según el MTO (1979), el máximo permitido de PT es 0,025 mg/L, sabiendo que el PT está compuesto por PS y PP posiblemente ningún sitio se encontraría por debajo del umbral (Figura 9), ya que como se puede observar al contabilizar únicamente el PS solamente dos sitios se encuentran por debajo de este.



Los valores de R^2 fueron iguales a 0.4797 y 0.4079 para regresión lineal y robusta respectivamente.

Figura 9. Relación entre PS en agua de escurrimiento y WEP en suelo para la profundidad de 0-2,5 cm

PS y WEP son aproximados de la concentración de P en agua de escurrimiento, siendo su relación cercana a 1:1. PS sería un mejor indicador ambiental puesto que la

concentración de P se obtiene directamente a partir de la muestra de agua de escurrimiento pero requiere de mayor esfuerzo y es difícil representar el promedio del campo, ya que, por más que se realicen tres repeticiones no es asemejable a WEP que por repetición contiene 15-20 sub-muestras de suelo. Por lo tanto, como se mencionó anteriormente estimar la concentración de PS del agua de escurrimiento a partir de WEP sería sencillo.

5. CONCLUSIONES

Los resultados indican que los aportes difusos de P a los cursos de agua provenientes de la actividad agropecuaria de la cuenca lechera serían importantes. Por lo tanto, medidas de manejo que contemplen tanto la disminución de PS como PP son necesarias para reducir el aporte de P a los cuerpos de agua superficial. Estas medidas propuestas para mejorar la calidad del agua y la eficiencia de retención de nutrientes comprenderían la fertilización de cultivos y pasturas en base a análisis de suelos para selección de la dosis, el método y el momento de aplicación, la inversión de la capa superficial del suelo para romper la estratificación del P o laboreo esporádico, el uso de fertilizantes fosfatados de liberación lenta o controlada, zonas buffer y el agregado de químicos al suelo como $AlSO_4$ o $FeCl_3$.

Respecto a la estratificación, los valores de PBray I mostraron una importante estratificación en superficie, siendo el promedio de FE de 3,1. La correlación entre la estratificación y los valores del análisis agronómico de suelo PBray I a 0-15 cm fue media a baja ($R^2= 0,48$), como consecuencia, la evaluación de cada sitio para evaluar las pérdidas de PS se beneficiaría de un muestreo de suelo por profundidades.

La alta estratificación agrava la problemática de que el 23% de los sitios se encontraba por encima del umbral ambiental de 31 ppm de PBray I fijado para muestras tomadas a 0-15 cm de profundidad, ya que el riesgo de pérdida de PS ocurre en los primeros centímetros de suelo. Por lo tanto, se deberían considerar ajustar la normativa teniendo también en cuenta los niveles de P en la muestra obtenida a 0-2,5 cm de profundidad, lo que además permitiría aplicar medidas más ajustadas a cada sitio.

La selección de un método para estimar el CEP es un factor crucial para la implementación de un modelo predictivo a escala de unidad de manejo, como es el IP. Ya que con dicha herramienta se podría guiar de manera eficaz en el uso de las unidades de manejo. El CEP encontrado utilizando únicamente los datos propios fue de 0,0051, mientras que al integrar la serie Perdomo et al. (2015) el valor asciende a 0,0056 siendo similar al hallado en investigaciones nacionales e internacionales previas. Al comparar ambos CEP las pendientes no cuentan con diferencias significativas, lo cual comprueba la robustez temporal y espacial de dicho coeficiente.

Los resultados encontrados estarían indicando que la correlación entre WEP y PBray I fue relativamente alta ($R^2=0,75$). La correlación en este estudio entre WEP y PS fue media a baja ($R^2= 0,47$) y entre PBray I y PS fue media ($R^2= 0,69$), dicha correlación encontrada en este trabajo entre PBray I y PS indica que se podría seguir utilizando PBray I como indicador del riesgo de pérdida de PS en el agua de escurrimiento al tomar las muestras de suelo a 0-2,5 cm.

6. RESUMEN

La intensificación del sistema productivo que viene ocurriendo en Uruguay en los últimos años ha sido acompañada por la fertilización fosfatada necesaria para mantener o aumentar los niveles de fósforo (P) en suelo y así alcanzar los rendimientos óptimos del cultivo. Se han reportado varios eventos de eutrofización en la Cuenca del Río Santa Lucía (CRSL) la cual es de gran importancia, ya que, suministra agua potable al 60% de la población de todo el país. Por lo tanto, resulta relevante validar el uso de la muestra de suelo a 0-2,5 cm como un indicador ambiental del riesgo de pérdida de PS por escorrentía para dicha cuenca. Para esto, se tomaron muestras de suelo y agua de escorrentía generada con un simulador de lluvia en 32 sitios. En las muestras de suelo se determinó PBray I y WEP, mientras que en el agua de escurimiento se determinó PS. Se encontró una alta estratificación en superficie, agravada por el alto contenido de PBray I de los sitios. El Coeficiente de Extracción de P (CEP) encontrado utilizando los datos propios fue de 0,0051 y de 0,0056 al integrar la serie realizada por Perdomo y colaboradores en el 2015. Se encontró una la correlación relativamente alta ($R^2=0,75$) entre WEP y PBray. La correlación en este estudio entre PBray I y PS fue media ($R^2=0,69$) y entre WEP y PS fue media a baja ($R^2=0,47$).

Palabras clave: Eutrofización; Siembra directa; Coeficiente de extracción.

7. SUMMARY

The intensification of the productive system that has been occurring in Uruguay in recent years has been followed by the phosphate fertilization necessary to maintain or increase the levels of phosphorus (P) in the soil in order to achieve optimal crop yields. Several eutrophication events have been reported in the Santa Lucía River Basin (CRSL) which is of great importance, since it supplies drinking water to 60% of the population of the entire country. Therefore, it is relevant to validate the use of the soil sample at 0-2,5 cm as an environmental indicator of the risk of PS loss due to runoff generated in the basin. For this, soil samples and runoff water generated with a rain simulator were taken at 32 sites. In soil samples, PBray I and WEP were determined, while PS was determined in runoff water. High surface stratification was found, aggravated by the high content of PBray I of the sites. The P Extraction Coefficient (CEP) found using the own data was 0.0051 and 0.0056 when integrating the series done by Perdomo and other authors in 2015. A relatively high correlation ($R^2 = 0,75$) was found between WEP and PBray. The correlation in this study between PBray I and PS was medium ($R^2 = 0,69$) and between WEP and PS it was medium to low ($R^2 = 0,47$).

Keywords: Eutrophication; No-till; Extraction coefficient.

8. BIBLIOGRAFÍA

1. Achkar, M.; Domínguez, A.; Pesce, F. 2013. Cuencas hidrográficas del Uruguay: situación y perspectivas ambientales y territoriales. (en línea). Montevideo, Redes Amigos de la Tierra. 164 p. Consultado 29 may. 2020. Disponible en https://www.redes.org.uy/wpcontent/uploads/2017/05/cuencas_hidrograficas_uruguay.pdf
2. Altamirano, A.; Da Silva, H.; Durán, A.; Echeverría, A.; Panario, D.; Puentes, R. 1976. Carta de reconocimiento de suelos del Uruguay: clasificación de suelos. Montevideo, MAP. DSF. t. 1, 96 p.
3. 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. (en línea). INNOTECH. no. 14:7-16. Consultado 20 may. 2020. Disponible en <https://doi.org/10.26461/14.04>
4. 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. (en línea). Journal of Environmental Quality. 46(6):1287-1295. Consultado 30 abr. 2020. Disponible en <https://doi.org/10.2134/jeq2016.09.0337>
5. Bordoli, J. M. 1998. Fertilización de pasturas de leguminosas y mezclas de gramíneas y leguminosas. *In*: Manejo de la Fertilidad de Suelos en Sistemas Extensivos: cultivos y Pasturas (1998, Bañado Medina, Cerro Largo). Memorias. s.n.t. pp.71-79.
6. 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. (en línea). Tesis Ing. Agr. Montevideo, Uruguay. Universidad de la República. Facultad de Agronomía. 109 p. Consultado 10 may. 2020. Disponible en <https://www.colibri.udelar.edu.uy/jspui/bitstream/20.500.12008/20700/1/BraccoBrescianoGast%C3%B3nAndr%C3%A9s.pdf>
7. Bundy, L.; Mallarino, A.; Ward Good, L. 2008. Field-Scale Tools for Reducing Nutrient Losses to Water Resources. (en línea). *In*: Gulf Hypoxia and Local Water Quality Concerns Workshop (2005, St. Joseph, Michigan).

Final report. St. Joseph, Michigan, American Society of Agricultural and Biological Engineers. pp. 159-170. Consultado 14 mar. 2021. Disponible en <https://doi.org/10.13031/2013.2425>

8. 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. (en línea). *Limnologica*. 65: 76-84. Consultado 12 nov. 2020. Disponible en <https://doi.org/10.1016/j.limno.2017.06.002>
9. Ciampitti, I. Dinámica del fósforo del suelo en rotaciones agrícolas en ensayos de nutrición a largo plazo. (en línea). Tesis MSc. Buenos Aires, Argentina. Universidad de Buenos Aires. Facultad de Agronomía. 116 p. Consultado 13 mar. 2021. Disponible en [http://lacs.ipni.net/ipniweb/region/lacs.nsf/e0f085ed5f091b1b852579000057902e/7310afb32c62918a032579030053e4a5/\\$FILE/Ciampitti2009-MasterScience.pdf](http://lacs.ipni.net/ipniweb/region/lacs.nsf/e0f085ed5f091b1b852579000057902e/7310afb32c62918a032579030053e4a5/$FILE/Ciampitti2009-MasterScience.pdf)
10. Condrón, L. M.; Sims, J. T.; Sharpley, A. N.; Turner, B. L.; Cade-Menun, B. J. 2005. Chemistry and Dynamics of Soil Organic Phosphorus. (en línea). *Phosphorus: Agriculture and the Environment*. 46:87-121. Consultado 12 nov. 2020. Disponible en <https://doi.org/10.2134/agronmonogr46.c4>
11. De Lucca, F. 2020. Pérdidas de fósforo por escorrentía desde el suelo, fertilizante y estiércol: cuantificación y distribución en el tiempo. Tesis MSc. en Ciencias Agrarias. Montevideo, Uruguay. Universidad de la República. Facultad de Agronomía. 61 p.
12. Díaz, I.; Achkar, M.; Crisci, C.; Goyenola, G.; Mazzeo, N. 2015. Impacto esperado de la intensificación agraria en la calidad del agua. Escenarios agrícolas 2009-2030, Canelones-Uruguay. (en línea). *In: Encuentro de Geógrafos de América Latina (15º., 2015, La Habana)*. Trabajos presentados. s.n.t. p. irr. Consultado 17 nov. 2020 Disponible en https://www.researchgate.net/profile/Guillermo_Goyenola/publication/330741623_Impacto_esperado_de_la_intensificacion_agraria_en_la_calidad_del_agua_Escenarios_agricolas_2009-2030_Canelones-Uruguay_2015/links/5c520540a6fdccd6b5d4f7e9/Impacto-esperado-de-la-intensificacion-agraria-en-la-calidad-del-agua-Escenarios-agricolas-2009-2030-Canelones-Uruguay-2015.pdf
13. Díaz-Zorita, M.; Grove, J. 2002 Duration of tillage management affects carbon and phosphorus stratification in phosphatic Paleudalfs. (en línea). *Soil*

and Tillage Research. 66(2):165-174. Consultado 5 ene. 2020.
Disponible en [https://doi.org/10.1016/S0167-1987\(02\)00024-7](https://doi.org/10.1016/S0167-1987(02)00024-7)

14. Good, L. W.; Panuska, J. C.; Vadas, P. A. 2010. Current calculations in the Wisconsin P Index. (en línea). Madison, WI, University of Wisconsin. p. irr. Consultado 23 nov. 2020. Disponible en <https://wpindex.soils.wisc.edu/wp-content/uploads/sites/206/2011/10/PIndexdocumentforwebNov-182010final.pdf>
15. Hartikainen, H. 1982. Water soluble phosphorus in Finnish mineral soils and its dependence on soil properties. (en línea). Agricultural and Food Science. 54(2):89-98. Consultado 12 nov. 2020. Disponible en <https://doi.org/10.23986/afsci.72093>
16. Hernández, J. 2004. Métodos para estimar la disponibilidad de fósforo en los suelos. In: Seminario de Actualización Técnica sobre Fertilización Fosfatada de Pasturas en la Región Este (2004, Treinta y Tres) Trabajos presentados. Montevideo, INIA. pp. 7-15 (Actividades de Difusión no. 356). Consultado 14 mar. 2021. Disponible en <http://www.ainfo.inia.uy/digital/bitstream/item/3616/1/Ad-356.pdf>
17. _____. 2010. Fósforo. Montevideo, Facultad de Agronomía. 89 p.
18. Kleinman, P. J. A.; Sharpley, A. N.; McDowell, R. W.; Flaten, D. N.; Buda, A. R.; Tao, L.; Bergstrom, L.; Zhu, Q. 2011. Managing agricultural phosphorus for water quality protection: principles for progress. (en línea). Plant and Soil. 349(1-2):169-182. Consultado 20 dic. 2020. Disponible en <https://doi.org/10.1007/s11104-011-0832-9>
19. Lemunyon, J. L.; Gilbert, R. G. 1993. The Concept and Need for a Phosphorus Assessment Tool. (en línea). Journal of Production Agriculture. 6(4):483-486. Consultado 13 nov. 2020. Disponible en <https://doi.org/10.2134/jpa1993.0483>
20. Mackay, A. D.; Lambert, M. G. 2011. Long-term changes in soil fertility and pasture production under no, low and high phosphorus fertiliser inputs. (en línea). Proceedings of the New Zealand Grassland Association. 73:7-42. Consultado 21 feb. 2021. Disponible en <https://doi.org/10.33584/jnzg.2011.73.2848>
21. 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.

22. MTOP (Ministerio de Transporte y Obras Públicas, UY). 1979. Preservación del medio ambiente: decreto reglamentario No. 253/979. (en línea). Montevideo, IMPO. pp. 1473-1487. Consultado 20 oct. 2020. Disponible en <https://www.impo.com.uy/bases/decretos/253-1979>
23. MVOTMA (Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente, UY). 2013. Resolución MVOTMA No. 1479/013. (en línea). Montevideo. 5 p. Consultado 20 dic. 2020. Disponible en https://www.gub.uy/ministerio-ambiente/sites/ministerio-ambiente/files/2020-07/RM_1479-2013-Fuentes_de_agua_potable_Cuenca_del_Rio_Santa_Lucia.pdf
24. Murphy, J.; Riley, J. P. 1962. A modified single solution methods for determination of phosphate in natural waters. (en línea). *Analytica Chimica Acta*. 27:31-36. Consultado 23 feb. 2021. Disponible en [https://doi.org/10.1016/S0003-2670\(00\)88444-5](https://doi.org/10.1016/S0003-2670(00)88444-5)
25. NRCS (Natural Resources Conservation Service, US). 2004. The Phosphorus Index. (en línea). Des Moines, Iowa. s.p. Consultado 26 may. 2020. Disponible en https://www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/stelprdb1077262.pdf
26. Ogden, C. B.; van Es, H. M.; Schindelbeck, R. R. 1997. Miniature Rain Simulator for Field Measurement of Soil Infiltration. (en línea). *Soil Science Society of America Journal*. 61(4):1041-1043. Consultado 22 nov. 2020. Disponible en <https://dx.doi.org/10.2136/sssaj1997.03615995006100040008x>
27. Paruelo, J. 2019. The Challenge of Making the Idea of Sustainable Intensification Operational. (en línea). *Agrociencia (Uruguay)*. 23(2):1-3. Consultado 18 nov. 2020. Disponible en <https://doi.org/10.31285/AGRO.23.140>
28. 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: *Simposio Nacional de Agricultura (4º., 2015, Paysandú, Uruguay)*. Trabajos presentados. Paysandú, Uruguay, s.e. pp. 77-94.

29. Pote, D. H.; Daniel, T. C.; Nichols, D. J.; Sharpley, A. N.; Moore, P. A.; Miller, D. M.; Edwards, D. R. 1999. Relationship between Phosphorus Levels in Three Ultisols and Phosphorus Concentrations in Runoff. (en línea). *Journal of Environmental Quality*. 28(1):170-175. Consultado 17 mar. 2021. Disponible en <https://doi.org/10.2134/jeq1999.00472425002800010020x>
30. Rabuffetti, A. 2017. La fertilidad del suelo y su manejo. Montevideo, Hemisferio Sur. 502 p.
31. Robertson, F. A.; Nash, D. M. 2008. Phosphorus and nitrogen in soil, plants, and overland flow from sheep-grazed pastures fertilized with different rates of superphosphate. (en línea). *Agriculture, Ecosystems and Environment*. 126(3-4):195-208. Consultado 10 oct. 2020. Disponible en <https://doi.org/10.1016/j.agee.2008.01.023>
32. Scheiner, J. D.; Lavado, R. S. 1998. The role of fertilization on phosphorus stratification in no-till soils. (en línea). *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. 29(17-18):2705-2711. Consultado 3 nov. 2020. Disponible en <https://doi.org/10.1080/00103629809370145>
33. Self-Davis, M. L.; Moore, P. A. Jr; Joern, B. C. 2009. Water- or dilute salt-extractable phosphorus in soil. (en línea). In: Kovar, J. L.; Pierzynski, G. M. eds. *Methods for phosphorus analysis for soils, sediments, residuals, and water*. 2nd. ed. Blacksburg, VA, Virginia Tech. pp. 22- 24. Consultado 14 mar. 2021. Disponible en <http://citeseerx.ist.psu.edu/viewdoc/download?doi=10.1.1.606.5702&rep=rep1&type=pdf>
34. Sharpley, A. N.; Weld, J. L.; Beegle, D. B.; Kleinman, P. J. A.; Gburek, W. L.; Moore, P. A. Jr.; Mullins, G. 2003a. Development of phosphorus indices for nutrient management planning strategies in the U.S. *Journal of Soil and Water Conservation*. 58:137-152.
35. _____. 2003b. Soil Mixing to Decrease Surface Stratification of Phosphorus in Manured Soils. (en línea). *Journal of Environment Quality*. 32(4):1375-1384. Consultado 25 may. 2020. Disponible en <https://doi.org/10.2134/jeq2003.1375>
36. _____.; Beegle, D.; Bolster, C.; Good, L.; Joern, B.; Ketterings, Q.; Lory, J.; Mikkelsen, R.; Osmond, D.; Vadas, P. 2012. Phosphorus Indices: why we need to take stock of how we are doing. (en línea). *Journal of*

Environmental Quality. 41(6):1711-1719. Consultado 12 nov. 2020.
Disponible en <http://doi.org/10.2134/jeq2012.0040>

37. _____.; Jarvie, H. P.; Buda, A.; May, L.; Spears, B.; Kleinman, P. 2013. Phosphorus Legacy: Overcoming the Effects of Past Management Practices to Mitigate Future Water Quality Impairment. (en línea). Journal of Environment Quality. 42(5):1308-1326. Consultado 17 ago. 2020. Disponible en <https://doi.org/10.2134/jeq2013.03.0098>
38. Simmonds, B.; McDowell, R.; Condon, L. 2013. Preliminary study of the potential for phosphorus loss with the development of organic soils. (en línea). In: Currie, L. D.; Christensen, C. L. eds. Accurate and efficient use of nutrients on farms. Palmerston North, Massey University. New Zealand Fertilizer and Lime Research Centre. pp. 1-6 (Occasional Report no. 26). Consultado 21 feb. 2021. Disponible en https://www.massey.ac.nz/~flrc/workshops/13/Manuscripts/Paper_Simmonds_2013.pdf
39. Smith, D. R.; Francesconi, W.; Livingston, S. J.; Huang, C. 2015. Phosphorus losses from monitored fields with conservation practices in the Lake Erie Basin, USA. (en línea). AMBIO. 44(2):319-331. Consultado 25 abr. 2020. Disponible en <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0624-6>
40. Thomas, G. W. 1982. Exchangeable Cations. In: Page, A. ed. Methods of soil analysis. Madison, WI, ASA/SSSA. pp.159-165.
41. Van Lierop, W. 1990. Soil pH and lime requirement determinations. In: Westerman, R. L. ed. Soil Testing and Plant Analysis. Madison, WI, Soil Science Society of America. pp. 73-126 (SSSA Book Series no. 3).
42. Walkley, A.; Black, I. A. 1934. An examination of Degtjareff method for determining soil organic matter, and proposed modification of the chromic acid titration method. Soil Science. 37:29-38.
43. Zhang, X.; Norton, D.; Nearing, M. 1997. Chemical transfer from soil solution to surface runoff. (en línea). Water Resources Research. 33(4):809-815. Consultado 18 nov. 2020. Disponible en <https://doi.org/10.1029/96WR03908>

9. ANEXOS

Cuadro 1. Concentración de P según diferentes métodos según sitio

Sitio	Potrero	Prof.	Bray (ppm)	F.E.	WEP	PS
Aguas corrientes	Alto	0-2,5	43	1,9	0,16	0,05
Aguas corrientes	Alto	0-7,5	28			
Aguas corrientes	Alto	7,5-15	8			
Aguas corrientes	Alto	0-15	23			
Aguas corrientes R.	Alto	0-2,5	53	N.C	0,29	0,07
Aguas corrientes R.	Alto	0-2,5	45	N.C	0,31	0,11
Aguas corrientes R.	Alto	0-2,5	49	N.C	0,39	0,21
Aguas corrientes	Bajo	0-2,5	85	1,6	0,40	0,12
Aguas corrientes	Bajo	0-7,5	53			
Aguas corrientes	Bajo	7,5-15	14			
Aguas corrientes	Bajo	0-15	54			
Aguas corrientes R.	Bajo	0-2,5	86	N.C	0,03	0,04

Aguas corrientes R.	Bajo	0-2,5	81	N.C	0,13	0,06
Aguas corrientes R.	Bajo	0-2,5	70	N.C	0,01	0,10
Aznárez	Sitio 3	0-2,5	41	3,6	0,31	
Aznárez	Sitio 3	0-15	11			
Berti	Alfalfa	0-2,5	79	2,9	0,40	0,25
Berti	Alfalfa	0-7,5	30			
Berti	Alfalfa	7,5-15	5			
Berti	Alfalfa	0-15	27			
Berti	Avena	0-2,5	41	8,3	0,26	0,42
Berti	Avena	0-7,5	19			
Berti	Avena	7,5-15	2			
Berti	Avena	0-15	5			
Berti	Raigrás	0-2,5	37	2,7	0,24	0,33
Berti	Raigrás	0-7,5	24			
Berti	Raigrás	7,5-15	2			
Berti	Raigrás	0-15	14			
Berti	RG.-MZ.	0-2,5	27	2,5	0,37	
Berti	RG.-MZ.	0-7,5	9			
Berti	RG.-MZ.	7,5-15	2			
Berti	RG.-MZ.	7,5-15	4			
Berti	RG.-MZ.	0-15	11			

De Armas	Dormidero	0-2,5	66		0,50	
De Armas	Maíz	0-2,5	14	3,9	0,18	
De Armas	Maíz	0-15	4			
De Armas	Sorgo	0-2,5	14	3,6	0,19	
De Armas	Sorgo	0-15	4			
De Luca	Avena	0-2,5	109	1,2	0,51	1,13
De Luca	Avena	0-7,5	102			
De Luca	Avena	7,5-15	39			
De Luca	Avena	0-15	88			
De Luca	Potrero 1	0-2,5	81	1,2	0,46	0,82
De Luca	Potrero 1	0-7,5	83			
De Luca	Potrero 1	7,5-15	41			
De Luca	Potrero 1	0-15	70			
De Luca R.	Potrero 1	0-2,5	130	N.C	0,59	0,53
De Luca R.	Potrero 1	0-2,5	126	N.C	0,59	0,61
De Luca R.	Potrero 1	0-2,5	138	N.C	0,80	0,51
De Luca R.	Potrero 2	0-2,5	141	N.C	0,91	1,21
De Luca R.	Potrero 2	0-2,5	167	N.C	0,99	0,53
De Luca R.	Potrero 2	0-2,5	97	N.C	0,36	0,33
Gesto	Barbecho	0-2,5	39	3,7	0,43	
Gesto	Barbecho	0-7,5	16			
Gesto	Barbecho	7,5-15	3			

Gesto	Barbecho	0-15	10			
Gesto	Barbecho 2	0-2,5	62	7,4	1,08	
Gesto	Barbecho 2	0-7,5	25			
Gesto	Barbecho 2	7,5-15	3			
Gesto	Barbecho 2	0-15	8			
Gesto	Raigrás	0-2,5	27		2,5	0,27
Gesto	Raigrás	0-7,5	29			
Gesto	Raigrás	7,5-15	4			
Gesto	Raigrás	0-15	11			
Guerra	Sorgo	0-2,5	19	1,4	0,27	
Guerra	Sorgo	0-15	13			
Guerra	Sorgo grano	0-2,5	25	5,6	0,23	
Guerra	Sorgo grano	0-15	4			
López	Alfalfa-RG.	0-2,5	116	2,0	0,84	
López	Alfalfa-RG.	0-7,5	43			
López	Alfalfa-RG.	7,5-15	21			
López	Alfalfa-RG.	0-15	58			
Marione	Alfalfa vieja	0-2,5	27	3,8	0,13	
Marione	Alfalfa vieja	0-15	7			
Marione	Avena	0-2,5	16	2,7	0,18	
Marione	Avena	0-7,5	6			

Marione	Avena	0-15	6			
Marione	Avena 2	0-2,5	14	0,4	0,05	
Marione	Avena 2	0-7,5	2			
Marione	Avena 2	7,5-15	2			
Marione	Avena 2	0-15	36			
Marione	C.N.	0-2,5	11		0,5	0,06
Marione	C.N.	0-7,5	2			
Marione	C.N.	0-15	20			
Marione R.	C.N.	0-2,5	12	N.C	0,27	0,01
Marione R.	C.N.	0-2,5	14	N.C	0,16	0,02
Marione R.	C.N.	0-2,5	17	N.C	0,15	0,02
Marione	C.N.2	0-2,5	11	8,2	0,09	
Marione	C.N.2	0-7,5	5			
Marione	C.N.2	0-15	1			
Marione	Raigrás	0-2,5	56	2,6	0,24	
Marione	Raigrás	0-7,5	20			
Marione	Raigrás	7,5-15	5			
Marione	Raigrás	0-15	21			
Marione R.	Raigrás	0-2,5	119	N.C	1,08	0,65
Marione R.	Raigrás	0-2,5	66	N.C	0,15	0,42
Marione R.	Raigrás	0-2,5	45	N.C	0,26	0,16
Scalabrino	Potrero 1	0-2,5	32	3,1	0,35	

Scalabrino	Potrero 1	0-7,5	19			
Scalabrino	Potrero 1	7,5-15	5			
Scalabrino	Potrero 1	0-15	10			
Scalabrino	Potrero 2	0-2,5	58	3,8	0,53	
Scalabrino	Potrero 2	0-7,5	36			
Scalabrino	Potrero 2	7,5-15	12			
Scalabrino	Potrero 2	0-15	15			
Scalabrino	Potrero 3	0-2,5	21	3,9	0,24	
Scalabrino	Potrero 3	0-7,5	8			
Scalabrino	Potrero 3	7,5-15	2			
Scalabrino	Potrero 3	0-15	5			
Vera	Pradera	0-2,5	62	2,3	0,36	
Vera	Pradera	0-7,5	29			
Vera	Pradera	7,5-15	14			
Vera	Pradera	0-15	27			
Vera	Previo 1 ^a . arada	0-2,5	89	4,1	0,40	
Vera	Previo 1 ^a . arada	0-7,5	41			
Vera	Previo 1 ^a . arada	7,5-15	6			
Vera	Previo 1 ^a . arada	0-15	21			
Vera	Raigrás 1	0-2,5	113	1,7	1,21	

Vera	Raigrás 1	0-7,5	81			
Vera	Raigrás 1	7,5-15	126			
Vera	Raigrás 1	0-15	65			
Vera	Raigrás 2	0-2,5	85	1,7	0,47	
Vera	Raigrás 2	0-7,5	61			
Vera	Raigrás 2	7,5-15	14			
Vera	Raigrás 2	0-15	51			
Vera	Tambo	0-2,5	267	0,9	1,65	
Vera	Tambo	0-15	308			

F.E.: factor de estratificación

R.: repetición

N.C: no corresponde