



UNIVERSIDAD  
DE LA REPÚBLICA  
URUGUAY

# **Un estudio sobre la viabilidad de aplicar cloruro férrico al suelo para disminuir las pérdidas de fósforo por escurrimiento**

María Paula CODINA ZUKOVICH

Magíster en Ciencias Agrarias  
opción Ciencias del suelo

Julio 2022

Tesis aprobada por el tribunal integrado por el Lic. en Biol. (Dr.) Luis Aubriot, el Lic. en Oceanografía (Dr.) Guillermo Chalar y el Ing. Agr. (MSc.) Marcelo Ferrando, el 26 de julio de 2022. Autora: Ing. Agr. María Paula Codina Zukovich. Director: Ing. Agr. (PhD.) Carlos H. Perdomo.

## AGRADECIMIENTOS

Al director de esta tesis, Carlos Perdomo, por su disposición, sugerencias, dedicación y aportes durante todo el proceso de trabajo.

A ANII y EFICE, por el apoyo financiero, el cual hizo posible la realización de esta investigación.

Al tribunal, Guillermo Chalar, Luis Aubriot y Marcelo Ferrando, por sus aportes y sugerencias que enriquecieron este trabajo.

A todos mis compañeros del Laboratorio de Suelos y Aguas, porque todos, en mayor o menor medida han contribuido en este trabajo.

A mamá, familia y amigos, por su confianza, apoyo y empuje constante.

A Mauro, por acompañarme en la vida.

## TABLA DE CONTENIDO

PÁGINA DE APROBACIÓN.....	II
AGRADECIMIENTOS.....	III
RESUMEN.....	VII
SUMMARY.....	VIII
1. <u>INTRODUCCIÓN</u> .....	1
1.1 OBJETIVOS E HIPÓTESIS .....	6
1.1.1 <u>Objetivo general</u> .....	6
1.1.2 <u>Objetivos específicos</u> .....	7
1.1.3 <u>Hipótesis</u> .....	7
1.2 ESTRUCTURA DE LA TESIS.....	7
2. <u>LA APLICACIÓN DE FECL<sub>3</sub> A SUELOS DE TEXTURA PESADA DISMINUYE LA LABILIDAD DE FÓSFORO</u> .....	9
2.1 RESUMEN.....	9
2.2 SUMMARY.....	10
2.3 INTRODUCCIÓN .....	10
2.4 MATERIALES Y MÉTODOS.....	20
2.4.1 <u>Características del área y procedimiento de colecta de suelo</u> .....	20
2.4.2 <u>Descripción de los ensayos</u> .....	21
2.4.3 <u>Procesamientos y análisis químicos de muestras de suelo y planta</u>	23
2.4.4 <u>Cálculos y análisis estadístico</u> .....	24
2.5 RESULTADOS.....	25
2.5.1 <u>Ensayo de incubación de suelo con amplio rango de dosis de Fe</u> ..	25
2.5.1.1 <u>Variaciones de P lábil según dosis de Fe y tiempo</u> .....	25
2.5.1.2 <u>Variación temporal de pH</u> .....	27
2.5.2 <u>Ensayo de invernáculo con suelo y planta con menor rango de dosis de Fe</u> .....	28
2.5.2.1 Variaciones de P lábil según dosis de Fe y tiempo .....	28

2.5.2.2	Variación temporal de pH .....	30
2.5.2.3	Efecto del Fe sobre la producción de biomasa y la concentración de P .....	31
2.5.3	<u>Relaciones entre las concentraciones de PBray1 con las dosis de Fe aplicadas en ambos ensayos</u> .....	33
2.6	DISCUSIÓN .....	34
2.6.1	<u>Ensayo de incubación de suelo con amplio rango de dosis de Fe</u> ..	34
2.6.1.1	Variaciones de P lábil según dosis de Fe y tiempo .....	34
2.6.1.2	Variación temporal de pH .....	36
2.6.2	<u>Ensayo de invernáculo con suelo y planta con menor rango de dosis de Fe</u> .....	36
2.6.2.1	Variaciones de P lábil según dosis de Fe y tiempo .....	36
2.6.2.2	Variación temporal de pH .....	38
2.6.2.3	Efecto del Fe sobre la producción de biomasa y la concentración de P en la biomasa de la pastura .....	38
2.6.3	<u>Relaciones entre las concentraciones de PBray1 con las dosis de Fe en ambos ensayos</u> .....	40
2.7	CONCLUSIONES .....	41
2.8	BIBLIOGRAFÍA .....	41
3.	<u>LA APLICACIÓN DE DOSIS BAJAS DE <math>FeCl_3</math> REDUCE LAS PÉRDIDAS DE FÓSFORO POR ESCURRIMIENTO EN SUELOS DE TEXTURA PESADA</u> .....	54
3.1	RESUMEN .....	54
3.2	SUMMARY .....	55
3.3	INTRODUCCIÓN .....	55
3.4	MATERIALES Y MÉTODOS .....	60
3.4.1	<u>Descripción de los sitios</u> .....	60
3.4.2	<u>Descripción de los ensayos en ambos sitios</u> .....	61
3.4.3	<u>Procedimiento de simulación de lluvia</u> .....	62

3.4.4 <u>Muestras de suelo y agua</u> .....	63
3.4.5 <u>Análisis químicos</u> .....	63
3.4.6 <u>Cálculos y análisis estadístico</u> .....	64
3.5 RESULTADOS.....	66
3.5.1 <u>Efecto del agregado de Fe en la concentración de diversas formas de P en el agua de escurrimiento</u> .....	66
3.5.2 <u>Efecto del agregado de Fe en el nivel de P lábil del suelo evaluado con dos metodologías</u> .....	68
3.5.3 <u>Relación entre el P en el agua de escurrimiento y el P lábil del suelo</u> .....	71
3.6 DISCUSIÓN .....	72
3.6.1 <u>Efecto del agregado de Fe en la concentración de diversas formas de P en el agua de escurrimiento</u> .....	72
3.6.2 <u>Efecto del agregado de Fe en la concentración de dos índices de P lábil del suelo</u> .....	75
3.6.3 <u>Relación entre el P en el agua de escurrimiento y el P lábil del suelo</u> .....	76
3.6.4 <u>Comparación entre las dosis evaluadas en este trabajo y las utilizadas por otros autores</u> .....	77
3.6.5 <u>Estimación del costo económico de la aplicación de FeCl<sub>3</sub></u> .....	79
3.7 CONCLUSIONES .....	80
3.8. BIBLIOGRAFÍA .....	81
4. <u>DISCUSIÓN GENERAL Y CONCLUSIONES</u> .....	91
5. <u>BIBLIOGRAFÍA</u> .....	94

## RESUMEN

En Uruguay la mayoría de los aportes de nutrientes a los cursos de agua serían de origen agropecuario y estarían asociados, en gran parte, a las pérdidas de fósforo (P) por escurrimiento. La cuenca de río Santa Lucía es una de las más afectadas y en ella se encuentran las fuentes de agua que abastecen al 60 % de la población de Uruguay. Una alternativa para reducir estas pérdidas sería la aplicación al suelo de cloruro férrico ( $\text{FeCl}_3$ ), ya que las reacciones que ocurren entre el  $\text{Fe}^{3+}$  y el P forman compuestos menos lábiles. En Uruguay, sin embargo, no existen reportes acerca del grado de reducción de los niveles de P lábil del suelo que se podrían lograr con la aplicación de este producto, especialmente en los suelos de textura pesada que predominan en esta cuenca. El objetivo de esta investigación fue evaluar la aplicación de  $\text{FeCl}_3$  al suelo, como alternativa para descender las exportaciones de P del suelo al agua en las zonas agropecuarias de esta cuenca. Para ello, en primera instancia se evaluaron diferentes rangos de dosis de  $\text{FeCl}_3$ , tanto en condiciones de laboratorio (0 a  $686 \text{ kg Fe ha}^{-1}$ ) como de invernáculo (0 a  $116 \text{ kg Fe ha}^{-1}$ ). Estas dosis, mezcladas con el suelo, provocaron fuertes y rápidas reducciones de P lábil con las primeras dosis, pero el efecto adicional de las posteriores fue decreciente. Posteriormente, en condiciones de campo y bajo lluvia simulada, se evaluó la aplicación de  $\text{FeCl}_3$  (0 a  $46,5 \text{ kg Fe ha}^{-1}$ ) en superficie en dos sitios. Los resultados indicaron que las disminuciones de P soluble en el agua de escurrimiento promediaron 37 y 60 %, mientras que las de P total fueron de 43 %, y 67 %, para las dosis mínimas y máximas, respectivamente. A su vez, las mayores tasas de descenso se lograron con las dosis más bajas. Por tanto, el  $\text{FeCl}_3$  tendría potencial para disminuir estas pérdidas de P, pero para recomendar su uso se requiere información acerca del período de permanencia de este efecto y del riesgo ambiental asociado con esta aplicación.

*Palabras clave: cloruro férrico, fósforo lábil, cuenca del río Santa Lucía*

A study on the feasibility of applying ferric chloride to the soil to reduce  
phosphorus losses by runoff

SUMMARY

In Uruguay, most of the phosphorus (P) inputs to water bodies are assumed to be of agricultural origin, and largely associated with overland flow. The Santa Lucía river basin is one of the zones with larger losses, and it contains the water sources that supply 60 % of the country's population needs. To reduce these losses, one possibility would be the soil application of ferric chloride ( $\text{FeCl}_3$ ), since the reactions that occur between  $\text{Fe}^{3+}$  and P form lesser labile compounds. In Uruguay, however, there are no reports about the degree of P reductions, both in labile soil forms and in runoff, which could be achieved by this application, especially in the heavy-textured soils that predominate in this basin. Thus, the objective was to evaluate this application as a way to effectively reduce P exports from soil to water in agricultural areas of this basin. For this, different doses of  $\text{FeCl}_3$  were evaluated, both under laboratory (0 to 686 kg Fe ha<sup>-1</sup>) and in greenhouse conditions (0 to 116 kg Fe ha<sup>-1</sup>). These doses, mixed with soil, caused strong and rapid reductions in labile P with the first doses, but the additional effect of the following ones was diminishing. Subsequently, in field conditions and under simulated rain, the application of  $\text{FeCl}_3$  (0 to 46.5 kg Fe ha<sup>-1</sup>) to the soil surface was evaluated in two sites. The results indicated that P soluble decreases averaged 37 and 60 %, while P total decreases were 43 % and 67% for the minimum and maximum doses, respectively. Again, the highest rates of decline were achieved with the lowest doses. Therefore, the  $\text{FeCl}_3$  application of relatively small doses would have the potential to reduce P losses, but to recommend its use, information is required about the permanence of this effect and the environmental risk associated with this application.

*Keywords: ferric chloride, labile phosphorus, Santa Lucía River basin*



## 1. INTRODUCCIÓN

La alteración de la dinámica de nutrientes como fósforo (P) y nitrógeno (N) ocasionado por las actividades humanas ha deteriorado a nivel mundial la calidad de los ecosistemas acuáticos (Smith et al., 2017, Sharpley, 2016, Carpenter et al., 2011). El aporte excesivo de P al agua es uno de los factores clave de este proceso, ya que, en condiciones prístinas, este nutriente generalmente limita el crecimiento de la biota en los cuerpos de agua dulce (Reid et al., 2019, Jarvie et al., 2013, Smith y Schindler, 2009, Sharpley et al., 1994).

Esta problemática tiene un origen multicausal, pudiendo ser consecuencia tanto de la intensificación de los sistemas de producción agropecuaria como del desarrollo urbano e industrial (Jarvie et al., 2006, Carpenter et al., 1998). En tal sentido, el origen del aporte de P al agua puede clasificarse como puntual o difuso (Withers y Jarvie, 2008). Las fuentes puntuales se caracterizan por presentar un flujo continuo y una concentración de nutrientes más o menos constante. Además, estas fuentes se encuentran espacialmente localizadas, con un punto de entrada definido (Bowes et al., 2008). Ejemplos de estas fuentes son las descargas directas de efluentes industriales y las plantas de tratamiento de líquidos cloacales (Withers y Jarvie, 2008). Está ampliamente documentado que estas entradas puntuales de P podrían reducirse con plantas de tratamiento de efluentes hasta llegar a niveles de descarga muy bajos o nulos (Díaz-Cuenca et al., 2012). Por su parte, las fuentes difusas no tienen un origen definido de aporte ni se localizan en un sitio concreto, sino que ingresan a los cuerpos de agua por escurrimiento superficial desde áreas extensas (Withers y Jarvie, 2008). Además, la magnitud del aporte difuso de P es variable y altamente dependiente de los eventos de precipitación, por lo cual son más difíciles de identificar, cuantificar y controlar (Smith et al., 1999). Los sistemas intensivos de producción agropecuaria se han identificado como la principal fuente de aporte difuso de

P (Sharpley et al., 2001). El aporte excesivo de P desde estos sistemas se origina de las aplicaciones de fertilizantes fosfatados o de las deyecciones sólidas y líquidas de animales. En el último caso, el estiércol fresco puede ser depositado sobre el suelo directamente por animales en pastoreo o por el productor en sistemas donde los animales permanecen estabulados (Haygarth y Jarvis, 1999, Johnes y Heathwaite, 1997).

La llegada de P de forma excesiva a los cuerpos de aguas superficiales estimula la productividad primaria y favorece el crecimiento de organismos acuáticos hasta niveles ecológicamente no deseados (Sharpley et al., 2003, Sims et al., 2002). Este proceso, que es conocido como eutrofización, tiene severos efectos negativos tanto en términos ecológicos como económicos, ya que afecta la salud humana y animal y limita los servicios ambientales que brindan estos ecosistemas (Schindler, 1977).

A nivel internacional, este proceso ha generado graves efectos en muchos cuerpos de agua del mundo, un ejemplo es el caso del lago Erie. Este lago se ha monitoreado desde el año 1960 dados sus problemas de calidad de agua como consecuencia del uso agrícola del suelo (Sharpley et al., 2013, Richards et al., 2002). Pero a partir del año 1975 se comenzaron a aplicar medidas de manejo para disminuir la erosión, como laboreo en contorno, rotaciones de cultivos y pasturas y fajas empastadas en los cultivos agrícolas (Sharpley et al., 2013, Reddy et al., 1999). Luego de la aplicación de estas medidas, las pérdidas de suelo y P particulado (PP) disminuyeron. Durante mucho tiempo se consideró este ejemplo como un caso de éxito, logrando reducir la carga de P total (PT) que entraba al lago entre 44 y 86 % (Smith et al., 2015, Sharpley et al., 2013). Pero a partir del año 1995 el manejo de esta cuenca cambió y se introdujo la siembra directa (SD) para reducir aún más la erosión. Sin embargo, a partir de 2006 se notó un constante incremento de las formas solubles de P que llegaban al lago y en 2014 se registró un importante evento de floración de algas (Smith et al., 2015). Diversos autores asociaron estos

cambios a los efectos de la aplicación de P en superficie bajo SD (Smith et al., 2015, Sharpley et al., 2012, Joose y Baker, 2011). El ejemplo anterior pone en evidencia que la exportación de nutrientes hacia los cursos de agua provenientes de agroecosistemas depende tanto de los usos de suelo históricos y actuales como de las prácticas específicas de manejo aplicadas (Moss, 2010, Young et al., 1996). Este ejemplo no es único: otros estudios recientes han reportado que la aparición de altos niveles de P en los cursos de agua superficiales ha coincidido con la incorporación de la SD (Sharpley, 2015, Sharpley, 2010, McDowell y Sharpley, 2001). Esta aplicación continuada de fertilizantes fosfatados en superficie ha derivado en un incremento de la estratificación vertical superficial de P en el suelo (Meyer y Barak, 2005) y, a su vez, en un aumento de las pérdidas de P soluble (PS) en el escurrimiento (Baker et al., 2017, Sharpley et al., 2015). Este aumento de la concentración de PS del agua de escurrimiento se origina tanto por el mayor transporte de partículas del fertilizante aún sin disolver, denominadas pérdidas incidentales (Reid et al., 2019, Haygarth y Jarvis, 1999), como por la mayor dilución de las formas solubles de P al entrar en contacto el agua de escurrimiento con la capa más superficial de suelo (Scheiner y Lavado, 1998, Tunney et al., 2007). Esto determina que en sistemas bajo SD la mayor proporción de las pérdidas de P ocurran de manera soluble, siendo esta la forma de P más inmediatamente disponible para su absorción por la biota acuática, mientras que el PP es una fuente secundaria, de más largo plazo y que tiende a precipitar en la columna de agua (Baker et al., 2017, Joosse y Baker, 2011, Elliot et al., 2005, McDowell y Sharpley, 2001).

Uruguay no escapa a esta problemática, ya que en los últimos años se ha detectado el deterioro progresivo de la calidad de sus aguas superficiales, evidenciado por un aumento en la frecuencia de eventos de floraciones de cianobacterias (Alonso et al. 2019, Bonilla et al., 2015, Vidal y Britos, 2012).

Esta situación es particularmente preocupante en la cuenca del río Santa Lucía (CRSL), ya que esta es la principal fuente de suministro de agua potable para el 60 % de la población del país (1,6 millones de habitantes) y, además, una de las zonas del país de mayor producción de alimentos (Achkar, 2017, Aubriot et al., 2017). Los resultados de varios relevamientos indican que los niveles de PT de la CRSL y otros afluentes superan ampliamente el estándar legal de PT para Uruguay de  $25 \mu\text{g P L}^{-1}$  (decreto 253/79, 1979), y los cursos de agua de esta cuenca 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). A su vez, las mayores concentraciones de PT en los cuerpos superficiales de esta cuenca se han detectado en zonas de uso agropecuario más intensivo (Barreto et al., 2017, Chalar et al., 2017).

En el año 2013 se 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). En este plan se propusieron 11 medidas, algunas de ellas tenían como objetivo reducir los aportes de P tanto de fuentes puntuales como difusas. La implementación de este plan ha avanzado en gran medida en el control de las fuentes puntuales, lo cual no ocurrió en el caso de las fuentes difusas. A su vez, diversos reportes han señalado que las causas del incremento de nutrientes en las aguas superficiales en Uruguay responden en mayor medida al aporte de nutrientes desde fuentes difusas. En el caso de la CRSL, se ha identificado que estas fuentes representan alrededor del 80 % de los nutrientes que llegan a los cursos de agua (DINAMA-JICA, 2017, Manta et al., 2013, Udelar, 2013), por lo cual sería de suma relevancia implementar medidas de control adicionales que logren disminuir estos aportes.

El control de las fuentes difusas de contaminación es un gran desafío. Con respecto al aporte por fertilización, se han planteado medidas que requieren el ajuste de dosis con base en análisis químicos de suelos y en los

requerimientos nutricionales de cultivos y pasturas (Sims et al., 2002). A su vez, en los últimos años se ha extendido el concepto de las 4R (Bruulsema et al., 2016), un enfoque sustentable que pretende incrementar la eficiencia en el uso de fertilizantes y disminuir la pérdida de nutrientes hacia los sistemas acuáticos (Vollmer-Sanders et al., 2016). Esta estrategia se basa en el agregado del fertilizante a la tasa correcta (*right rate*), es decir, según la necesidad del cultivo, utilizando la fuente correcta (*right source*) en el momento adecuado (*right time*) y en el lugar correcto (*right place*) (Bruulsema et al., 2016). En concordancia con el concepto de las 4R se ha extendido el interés por la aplicación de fuentes de fertilizante fosfatado más eficientes. Entre ellas, las fuentes de liberación controlada/lenta están formuladas para limitar el contacto físico del P con los componentes reactivos del suelo (Barrow, 2015). Esto se logra con el recubrimiento de los gránulos con coberturas de diferentes materiales, como, por ejemplo, proteínas, productos químicos u otros polímeros biodegradables (Calabi-Floody et al., 2018). Los materiales utilizados como coberturas responden a estímulos externos (pH, temperatura, contenido de agua del suelo), permitiendo la liberación del nutriente (Majeed et al., 2015). Otra alternativa es la incorporación del fertilizante dentro del suelo, en el caso de los fertilizantes fosfatados esta aplicación puede ser realizada previamente o al momento de la siembra del cultivo (Sharpley, 2010). Pero no sería posible aplicar esta medida para la refertilización de praderas, ya que esta incorporación destruiría parcialmente el tapiz vegetal, afectando su productividad (Tunney et al., 2007). También existe la posibilidad de realizar modificaciones en la dieta suministrada al ganado para disminuir o inmovilizar el P de la excreta, por ejemplo, mediante la adición de enzimas fitasas a las raciones, que aumenta la disponibilidad del P inorgánico para los animales (Long et al., 2017, Kebreab et al., 2013).

Más recientemente se ha evaluado la aplicación de productos químicos al suelo para inmovilizar o precipitar el P lábil en el perfil, lo cual también disminuiría las pérdidas de P, ya que una porción menor de este nutriente se

solubilizaría en el agua de escurrimiento (De Bolle, 2013, Schärer et al., 2007). La mayoría de estos productos químicos contienen hierro (Fe), calcio (Ca) o aluminio (Al), dado que se asocian fuertemente con los iones fosfatos ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) en solución y disminuyen las formas de P más disponibles, tanto del suelo como del agua (Doménech y Peral, 2006). Diversos autores han evaluado la aplicación al suelo de diferentes compuestos químicos como:  $\text{FeSO}_4$ ,  $\text{FeCl}_2$ ,  $\text{FeCl}_3$ ,  $\text{AlO}_3$ ,  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  y  $\text{Ca}(\text{OH})_2$ , los cuales han demostrado que presentan potencial para disminuir las pérdidas de P (Lizarralde et al., 2021, Zou et al., 2018, Uusitalo et al., 2015, De Bolle, 2013, McDowell y Norris, 2014, Brennan et al., 2011, Zvomuya et al., 2006). Pero antes de la aplicación de estos compuestos se deben tener en cuenta los posibles efectos negativos de su uso sobre la calidad del suelo, así como su posible toxicidad tanto para las plantas como para la biosfera acuática, ya que esto indicaría la idoneidad de su uso en sistemas agropecuarios (McDowell y Norris 2014, Zvomuya et al., 2006). Por ejemplo, la información previa indica que los compuestos que contienen Al y Fe decrecen el pH del suelo, mientras que aquellos que contienen Ca lo incrementan (Penn y Camberato, 2019, Lindsay, 1979).

## 1.1 OBJETIVOS E HIPÓTESIS

### 1.1.1 Objetivo general

Evaluar la aplicación al suelo de  $\text{FeCl}_3$  como alternativa para disminuir las exportaciones difusas de P del suelo al agua en zonas agropecuarias de la cuenca del río Santa Lucía con alto riesgo de exportación de P.

### 1.1.2 Objetivos específicos

1. Cuantificar la capacidad del  $\text{FeCl}_3$  de disminuir la concentración de P lábil del suelo.
2. Evaluar el efecto de la aplicación de  $\text{FeCl}_3$  en la concentración de PS y PP del agua de escurrimiento.
3. Evaluar el efecto de la aplicación de  $\text{FeCl}_3$  sobre el crecimiento vegetal.

### 1.1.3 Hipótesis

1. Existe una relación proporcional entre el agregado de  $\text{FeCl}_3$  y la disminución de la concentración de P lábil, ya que las reacciones que ocurren entre el ion férrico ( $\text{Fe}^{3+}$ ) y el ion fosfato ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) forman compuestos de baja labilidad.
2. Esta pérdida de labilidad del P disminuirá las pérdidas de P por escorrentía, tanto en forma particulada como soluble, debido a que disminuye el P presente en la solución del suelo.
3. Existe una dosis de Fe óptima por encima de la cual el crecimiento vegetal podría verse afectado, dado que aunque el  $\text{Fe}^{3+}$  no es tóxico para las plantas el  $\text{Fe}^{2+}$  si lo es, y la relación entre estas dos formas depende del potencial redox del suelo.

## 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. Luego se presentan dos artículos que serán enviados a la revista arbitrada International Soil and Water Conservation Research (ISWCR) para su eventual publicación. El primer artículo, que constituye el segundo capítulo de esta tesis, se titula "La aplicación de  $\text{FeCl}_3$  a suelos de textura pesada disminuye la labilidad de fósforo". El segundo artículo, que constituye el tercer capítulo de esta tesis, se

titula “La aplicación de dosis bajas de  $\text{FeCl}_3$  reduce las pérdidas de fósforo por escurrimiento en suelos de textura pesada”. El último capítulo comprende la discusión general y las conclusiones derivadas de los dos artículos presentados.



## 2. LA APLICACIÓN DE FeCl<sub>3</sub> A SUELOS DE TEXTURA PESADA DISMINUYE LA LABILIDAD DE FÓSFORO

### 2.1 RESUMEN

Las pérdidas de fósforo (P) con el agua de escurrimiento en suelos bajo uso agropecuario es una de las principales causas que conducen a la eutrofización de cuerpos de agua superficiales, y estas pérdidas se incrementan con el aumento del nivel de P lábil del suelo. Para reducirlas, existen múltiples medidas de manejo como, no sobre fertilizar con P o la implantación de cultivos extractivos, pero cuando estas medidas no dan resultados, una alternativa sería la aplicación al suelo de cloruro férrico (FeCl<sub>3</sub>). Dado que las reacciones que ocurren entre el ion férrico (Fe<sup>3+</sup>) y el ion fosfato (PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>) forman compuestos de baja labilidad. En Uruguay, sin embargo, no existen reportes del grado de reducción de P lábil que se podría lograr con la aplicación de este producto, especialmente en suelos de textura pesada, que predominan en la cuenca del río Santa Lucía (CRSL). Por tanto, los objetivos de esta investigación fueron: a) identificar para un suelo representativo de la CRSL una función que permita estimar la dosis de FeCl<sub>3</sub> a agregar a una masa de suelo equivalente a los primeros 20 cm de una hectárea, para disminuir el P lábil hasta cierto nivel objetivo y b) determinar el posible efecto de esta dosis sobre el crecimiento vegetal. Para ello, se realizó un ensayo de laboratorio utilizando únicamente suelo y, luego, otro ensayo de invernáculo con suelo y plantas. Los resultados evidenciaron que la caída del nivel de P lábil con la dosis de Fe fue rápida, siguiendo un modelo doble exponencial decreciente, y se lograron fuertes reducciones con las primeras dosis, pero luego el efecto fue cada vez menor. Con este modelo, se estimó que agregando 75,6 kg Fe ha<sup>-1</sup> sería posible reducir el nivel de P<sub>Bray1</sub> del suelo en 72 %, desde 107 (valor inicial) hasta 31 mg kg<sup>-1</sup>, umbral ambiental en esta cuenca. Sin embargo, la pastura que recibió esta dosis redujo su rendimiento entre 17 y 23 %.

Palabras clave: cloruro férrico, fósforo lábil, cuenca del río Santa Lucía

## 2.2 SUMMARY

Phosphorus (P) losses by surface runoff in soils under agricultural use is one of the main causes that lead to the eutrophication of surface water bodies, and these losses increase with the concentration increase of soil labile P. To reduce them, there are multiple management measures such as not overfertilizing with P or the implementation of extractive crops, but when these measures do not work, an alternative could be the application of ferric chloride to the soil, since the reactions that occur between the ferric ( $\text{Fe}^{3+}$ ) and the phosphate ion ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) form less labile compounds. In Uruguay, however, there are no reports on the degree of reduction of soil-labile P forms that could be achieved with this application, especially in heavy-textured soils, which predominate in the Santa Lucia River basin (SLRB). Therefore, the objectives of this research were: a) to identify in a representative soil of SLRB a function that allows estimating the  $\text{FeCl}_3$  dose to add to a certain soil mass to reduce soil labile-P up to a certain target level, and b) to determine the possible effect of this dose on plant growth. A laboratory experiment was first carried out using only soil, and then a greenhouse assay using soil and plants was performed. The decrease in labile P concentration with the Fe dose was rapid, and followed a double exponential decay function, achieving strong reductions with the first doses, but then the effect diminished. Using this model, it was estimated that by mixing  $75.6 \text{ kg Fe ha}^{-1}$  with the first 20 cm pf soil, PBray1 would be reduced by 72 %, from 107 to  $31 \text{ mg kg}^{-1}$ , which is the environmental threshold in this basin. However, the pasture that received this dose reduced its yield between 17 and 23 %.

Keywords: ferric chloride, labile phosphorus, Santa Lucía River basin

## 2.3 INTRODUCCIÓN

A nivel mundial se considera que las pérdidas difusas de fósforo (P) con el agua de escurrimiento desde suelos bajo uso agropecuario es una de las

principales causas que conducen a la eutrofización (Allen y Mallarino, 2006). En zonas bajo uso agropecuario intensivo es frecuente que los niveles de los test agronómicos de fósforo (TAP) de suelo superen ampliamente los niveles óptimos para maximizar la productividad (Sharpley 1995, Kingery et al., 1994). Esto puede originar que las aguas superficiales incrementen también sus niveles de P, dado que cuando los suelos se enriquecen en este nutriente transfieren por escurrimiento una fracción de ese P hacia las aguas superficiales (Withers et al., 2017, Sharpley et al., 2013, Tunney, 2007, Kleinman et al., 2002). Por tanto, los niveles excesivos de P en el suelo constituyen una amenaza para la calidad del agua (Amarawansa y Indraratne, 2010, Sharpley, 2010).

Cabe señalar que los diferentes TAPs varían en la formulación química de la solución extractiva utilizada para extraer el P lábil del suelo, pero todos utilizan soluciones débiles de ácidos o bases, tratando de simular la composición química de la solución del suelo en la zona radicular. Entre estos TAPs se destacan a nivel internacional PBray1 (Bray y Kurtz, 1945), Melich3 (Mehlich, 1984), P Olsen (Olsen et al., 1954), aunque en los últimos años también comenzó a utilizarse WEP (Wolf et al., 2009) que se diferencia de los anteriores métodos en que la solución extractiva es simplemente agua. En Uruguay el TAP más utilizado es PBray1 (PBray1-URU), aunque la metodología utilizada difiere de la original, dado que el tiempo de agitación es 2 min. vs. 1 min en el método original.

Uruguay no es ajeno a esta situación de elevados niveles de P lábil en suelos, por ejemplo, en la cuenca del río Santa Lucía (CRSL). Dado esto, Perdomo et al. (2015) realizaron un relevamiento de 32 unidades de manejo bajo producción lechera en esta cuenca y reportaron concentraciones de PBray1 desde 10 hasta 100 mg kg<sup>-1</sup> en la capa de 0-2,5 cm, lo que representó, en promedio, cuatro veces más que la concentración en la capa de 0-15 cm. Barreto et al. (2017) también reportaron elevadas concentraciones de PBray1

en los primeros 20 cm del perfil del suelo (variando desde 22 a 113 mg kg<sup>-1</sup>) en microcuencas de la CRSL, asociadas a la cría de cerdos, la horticultura y la lechería. Rodríguez-Gallego et al. (2020), trabajando también en esta cuenca, encontraron concentraciones de PBray1 en los primeros cm del suelo (0-2,5 cm) de 5 a 45 mg kg<sup>-1</sup> para zonas de cultivos agrícolas y de 5 a 25 mg kg<sup>-1</sup> para zonas de amortiguación con vegetación natural.

Waters et al. (2017), Vadas et al. (2005) y Pote et al. (1999) evaluaron la capacidad de varios TAPs (PBray1, Mehlich3 y P Olsen) de predecir el riesgo de contaminación de aguas superficiales. Estos autores concluyeron que, aunque estos test agronómicos fueron efectivos en predecir la magnitud de P liberado hacia el agua de escurrimiento, otros test ambientales más específicos presentaron relaciones superiores. La mayor relación de los test ambientales se debería a que estos representan mejor la interacción que ocurre en condiciones de campo entre el suelo y la lluvia (Vadas et al., 2005). Un ejemplo de estos test ambientales es el P extraíble en agua (WEP100), que consiste en usar como solución para extraer el P lábil simplemente agua destilada, en lugar de soluciones ácidas o básicas con mayor fuerza iónica (Wolf et al., 2009). Otro test similar al WEP100 es el P extraído con cloruro de calcio (CaCl<sub>2</sub>) (Hartz y Johnstone, 2006, Kuo et al., 1996). De todos modos, los TAP también pueden ser útiles, dado que los valores obtenidos con estos pueden ser más consistentes cuando se utilizan a través de una amplia gama de suelos y manejos (Vadas et., 2005).

Debido a la relación existente entre los valores de TAP del suelo y de P soluble (PS) del agua de escurrimiento, se han planteado diferentes formas de establecer umbrales de TAP que no deberían ser superados para mantener la calidad ambiental (Sims et al., 2002, Beegle et al., 1998). Una de estas propuestas ha sido establecer el umbral en un nivel de TAP que coincida con el punto de quiebre de la relación entre el nivel de TAP del suelo y de PS en el escurrimiento (Sims et al., 2002). El valor de este punto de quiebre

dependería tanto del tipo de suelo como del historial de manejo, habiéndose citado valores que varían desde 10 a 119 mg kg<sup>-1</sup> de P Olsen, aunque la mayoría se encuentran por encima de 60 mg kg<sup>-1</sup> de P Olsen (Hartz y Johnstone, 2006, McDowell y Sharpley 2001, Hesketh y Brookes 2000, Heckrath et al., 1995). Este rango correspondería a valores de 15 a 165 mg kg<sup>-1</sup> de PBray1, según la metodología de TAP utilizada en Uruguay (en adelante, PBray1-URU).

Además, se ha visto que cuando los niveles de P lábil del suelo son altos también pueden ocurrir procesos de lixiviación (Hartz y Johnstone, 2006, Heckrath et al., 1995). La forma en que el P se lixivia no está totalmente dilucidada, pero se especula que el P se mueve a través del suelo tanto en forma orgánica como en forma de PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>, en este caso por flujo preferencial a través de macroporos (Heckrath et al., 1995). Los umbrales de TAP a partir de los cuales este proceso se inicia serían cercanos a 60 mg kg<sup>-1</sup> de P Olsen (84 mg kg<sup>-1</sup> PBray1-URU), aunque un poco inferiores al punto de quiebre de escorrentía (Heckrath et al., 1995). Hartz y Johnstone (2006) reportaron lixiviación cuando trabajaron con suelos arenosos y limosos de California, pero Heckrath et al. (1995) también detectaron este movimiento de P en suelos pesados de la estación experimental de Rothamsted en Inglaterra. En Uruguay, Perdomo et al. (2015) reportaron que los suelos de la CRSL bajo siembra directa, que normalmente están estratificados (PBray1 0-2,5 cm > PBray1 0-15 cm), dejan de estarlo cuando el nivel de PBray1 0-15 cm es, aproximadamente, > 80 mg kg<sup>-1</sup>, sugiriendo movimiento de P en profundidad.

Los umbrales definidos por el punto de quiebre se ubican generalmente muy por encima de los niveles críticos para maximizar el rendimiento de los cultivos (Johnston y Poulton, 2019). Por tanto, Johnston y Poulton (2019) señalan que el manejo óptimo del insumo P sería mantener el nivel de TAP del suelo cercano al nivel crítico, ya que esto permitiría tanto la optimización del nivel de rendimiento a nivel local como la eficiencia global de uso del recurso P.

Además, con esta política de manejo se minimizaría el riesgo de transferencia de grandes cantidades de P al medio acuático (Johnston y Poulton, 2019). En Canadá, Reid et al. (2019) proponen que para minimizar el riesgo de contaminación difusa de P, el nivel de PBray1 no debería ser inferior a 12 mg kg<sup>-1</sup> ni superior a 26 mg kg<sup>-1</sup> (aproximadamente, 12 a 20 mg kg<sup>-1</sup> PBray1-URU). En Inglaterra, Johnston y Poulton (2019) han sugerido un rango crítico de P Olsen para el cultivo de trigo de 15 a 25 mg kg<sup>-1</sup> (aproximadamente, 22 a 36 mg kg<sup>-1</sup> PBray1-URU).

Debido a la relación entre los niveles elevados de TAP y el riesgo de pérdida de P hacia diversos cuerpos de agua, en los últimos años se ha verificado una tendencia a reducir los niveles críticos de P del suelo. Por ejemplo, para el estado de Minnesota, Kaiser et al. (2011) han indicado un rango crítico de PBray1 para todos los cultivos de 16 a 20 mg kg<sup>-1</sup> (aproximadamente, 14 a 16 mg kg<sup>-1</sup> PBray1-URU). Este rango crítico es inferior al previamente reportado para este estado (Rehm et al., 2001). Pero según Peterson et al. (2017), para la cuenca del lago Alberta de este mismo estado, el rango crítico actual de PBray1 debe ser aun inferior, de 11 a 15 mg kg<sup>-1</sup> (aproximadamente, 11-13 mg kg<sup>-1</sup> PBray1-URU). De acuerdo con Peterson et al. (2017), este rango permitiría alcanzar rendimientos altos, aunque no máximos, de los cultivos agrícolas usuales en esta cuenca (soja, maíz, alfalfa), ya que la aplicación de P por encima de estos niveles podría producir la eutrofización del lago.

En Alemania también se le ha dado importancia a este tema y se ha verificado que el rango considerado óptimo establecido en 1997 era, en realidad, excesivo (Fischer et al., 2017). Esto se debía a que los niveles de TAP en ese rango llevaban a la sobrefertilización sin aumentar el rendimiento de los cultivos, pero generando niveles excesivos de PS en el agua de escurrimiento. Por tanto, en 2015 se resolvió reducir este rango crítico en un 30 %, aunque los autores señalan que ya a partir de 1970 se había comenzado a reducir los niveles críticos (Fischer et al., 2017). En Finlandia se realizó un metaanálisis

de más de 400 ensayos realizados entre 1927 y 2007 en varios cultivos (Valkama et al., 2009) y se compararon los resultados con respecto a las recomendaciones vigentes en el Tercer Programa Agroambiental de Finlandia (2000). Se observó que la respuesta (incremento de rendimiento del cultivo en la parcela fertilizada con respecto al testigo) a la fertilización en suelos orgánicos o de textura liviana era clara solo cuando los niveles de TAP (acetato de amonio ácido) eran considerados bajos. En cambio, cuando los niveles de TAP eran medios o altos, o en suelos arcillosos, no había respuesta al agregado de P. Además, en los sitios que presentaban respuesta, las dosis óptimas se alcanzaban con solo la mitad de la dosis recomendada. Por tanto, las excesivas aplicaciones de P, predominantes en ese país, podrían ser fuertemente reducidas con ventajas ambientales y sin pérdidas de rendimiento (Valkama et al., 2009).

Sin embargo, en otras regiones del mundo las recomendaciones de fertilización fosfatada son más elevadas. Por ejemplo, Hirzel et al. (2004) reporta que el rango crítico de P Olsen para pasturas y cultivos anuales en el sur de Chile es de 20 a 25 mg kg<sup>-1</sup> (aproximadamente, 29 a 36 mg kg<sup>-1</sup> PBray1-URU). En Sri Lanka, Kirthisinghe et al. (2007) plantearon un rango crítico de P Olsen para todos los cultivos de 30 a 48 mg kg<sup>-1</sup> (aproximadamente, 43 a 67 mg kg<sup>-1</sup> PBray1-URU). En Argentina, el valor crítico reportado para maíz por Echeverría y García (1998) para el sur de la provincia de Buenos Aires es similar a los valores más bajos reportados en otras regiones. En Uruguay no existen publicaciones oficiales de los organismos pertinentes (INIA, MGAP, Fagro) con respecto a los rangos críticos de P. Pero en el año 2013 la Dirección Nacional de Medio Ambiente (DINAMA) planteó un umbral de PBray1-URU de 31 mg kg<sup>-1</sup>, por encima del cual no se debería aplicar P, ya que la probabilidad de respuesta sería muy baja, tanto en cultivos extensivos como en praderas (MVOTMA, 2013).

El enfoque del umbral de P (límite superior del rango crítico) no termina de ser aceptado totalmente, dado que el nivel de P lábil del suelo no es el único factor que determina el riesgo de exportación de este nutriente (Feagley y Lory, 2005). Este factor solo indica el potencial de la fuente (suelo) de exportar P, pero no el riesgo de transporte de un sitio particular con ese nivel de P al cuerpo de agua (Hartz y Johnstone, 2006). Este riesgo de transporte depende, además, de otras características del sitio, como la susceptibilidad de erosión y el tipo de suelo, así como de la distancia de ese sitio a los cuerpos de agua (Sharpley et al., 2003). Pero existe un enfoque alternativo más integrado, denominado Índice de P (IP), que, aunque es imperfecto, considera tanto el potencial de contaminación de la fuente como el riesgo de transporte (Hartz y Johnstone, 2006, Feagley y Lory, 2005, Sharpley et al., 2003).

Para evitar que los suelos sobrepasen los niveles fijos de TAP o las variables impuestas por el IP se debería limitar la aplicación de este nutriente o aplicarlo con base en indicadores objetivos. Sin embargo, en los sitios o cuencas donde el TAP supera el umbral establecido, la única opción para limitar la exportación de P es disminuir estos valores. Esto se puede lograr mediante la minería vegetativa, que consiste en la utilización de cultivos que extraigan P del suelo, como, por ejemplo, silos, henos o cultivos de granos, siempre que se extraiga el producto agrícola del sitio (Schelfhout et al., 2018). Zhang et al. (2020) reportan reducciones de P Olsen 0-15 cm de 3,27 mg kg<sup>-1</sup> por año o 30 mg kg<sup>-1</sup> en los 11 años de estudio cuando no se aplicó P a un suelo franco arcilloso de Ontario (Canadá) y se cultivó maíz y soja en ese período, con rendimientos promedios de 7,7 y 3,7 ton ha<sup>-1</sup> para ambos cultivos, respectivamente. Los autores reportan que el no aplicar P no afectó el rendimiento, pero sí incrementó la rentabilidad de los cultivos. Nótese que este nivel de reducción (aproximadamente, 4,3 mg kg<sup>-1</sup> año<sup>-1</sup> PBray1-URU) no sería alcanzable en Uruguay debido a los menores niveles de rendimiento.



Otra alternativa de manejo podría ser el uso de zonas de amortiguación. Estas zonas consisten en bandas de vegetación nativa o implantada ubicadas en los márgenes de los cursos de agua, que actúan como filtros de contaminación difusa (Lescano, 2016, Deng, et al., 2011). Pero su eficacia es variable dependiendo de la época del año, la intensidad de las precipitaciones y la cantidad de nutrientes que recibe (Lescano, 2016). En el caso de P, este nutriente solo se almacena en el suelo y en la vegetación, por lo cual, con el paso del tiempo, las zonas de amortiguación podrían saturarse y dejar de actuar como fosas y pasar a ser fuente de P al agua (Cole et al., 2020, Macrae et al., 2011).

También existe la posibilidad de emplear otro tipo de alternativas de manejo, como, por ejemplo, la aplicación de compuestos químicos que contengan Fe, Ca o Al, lo cual podría lograr reducciones más rápidas de los niveles de P en el suelo y en el agua (Lizarralde et al., 2021, De Bolle, 2013). Estos compuestos se asocian fuertemente con los iones  $\text{PO}_4^{3-}$  en solución y disminuyen las formas de P más disponibles, tanto del suelo como del agua (Doménech y Peral, 2006). Por tanto, estas sustancias se podrían aplicar al agua, a las zonas de amortiguación, al estiércol o directamente al suelo (Lizarralde et al., 2021, Zou et al., 2018, McDowell y Norris 2014, Brennan et al., 2011).

Un ejemplo de la aplicación de estos compuestos químicos fue realizado en Finlandia por Uusitalo et al. (2015): aplicaron  $\text{FeSO}_4$  a pequeños cuerpos de agua para convertir el PS en una forma escasamente disponible para las algas y lograron convertir el 60-70 % del PS en una forma asociada con Fe poco disponible para la biota acuática. En China, en un ensayo de laboratorio se aplicó  $\text{FeCl}_2$  a columnas de suelo y agua extraídas de un humedal lacustre que actuaba como zona de amortiguación (Zou et al., 2018). Los resultados mostraron que, a mayor tiempo de contacto del suelo y el agua con el  $\text{FeCl}_2$ ,

mayores fueron las reducciones de P total (PT) en el agua, variando entre 30 y 95 %

Moore y Miller (1994) estudiaron el efecto del agregado de Al sobre camas de aves de corral (estiércol acumulado) que luego eran aplicadas al campo como fertilizantes orgánicos. Los resultados mostraron que, debido a la inmovilización del P en el estiércol, se logró reducir el PS en el agua de escurrimiento hasta un 60 % en comparación con los controles no modificados. En concordancia con lo anterior, Brennan et al. (2011) evaluaron la eficiencia de varios productos químicos para reducir las pérdidas de PS provenientes del estiércol vacuno y lograron disminuciones en el agua de escurrimiento de 74 % con  $\text{Ca}(\text{OH})_2$  y de 88 % con  $\text{FeCl}_2$  y  $\text{AlO}_3$ .

Otra alternativa es la aplicación de estos productos directamente al suelo, pero estos trabajos se han realizado mayoritariamente en condiciones de laboratorio. Esta estrategia, si bien es un primer paso lógico para determinar la idoneidad de estos compuestos para esta forma de aplicación, debe ser luego evaluada a escala de campo para cuantificar mejor su efecto (Buda et al., 2012). Por ejemplo, Zvomuya et al. (2006) en Estados Unidos evaluó el efecto de estos productos químicos sobre el P extraíble en agua en un suelo franco arenoso. Estos autores observaron que el  $\text{FeCl}_3$  y el  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$ , a dosis de 1,5 y 3,9 g  $\text{kg}^{-1}$ , respectivamente, fueron más efectivos que la  $\text{CaO}$  a dosis de 3,5 g  $\text{kg}^{-1}$  en la disminución del P extraíble en agua. En Bélgica, De Bolle (2013) trabajó con suelos arenosos ácidos con altos niveles de P lábil que presentaban problemas de lixiviación de PS. Esta autora reportó que mediante la aplicación de  $\text{FeCl}_3$  se logró disminuir en 96 % las pérdidas de PS, mientras que con la aplicación del segundo mejor producto ( $\text{FeSO}_4$ ) esta reducción fue de 91 %. En Nueva Zelanda, se evaluó la aplicación superficial de  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  a razón de 20 a 80 kg Al  $\text{ha}^{-1}$ , logrando una disminución del P reactivo filtrable en la esorrentía superficial de 25 % y en la lixiviación, de 70% (McDowell y Norris, 2014). También en Nueva Zelanda, Lizarralde et al. (2021), trabajando

con suelos volcánicos desarrollados sobre piedra pómez (Dap 0,66 g/cm<sup>3</sup>), evaluaron la aplicación de seis productos químicos, entre ellos el FeCl<sub>3</sub> y el Fe<sub>2</sub>(SO<sub>4</sub>)<sub>3</sub>. Las dosis de FeCl<sub>3</sub> (535, 1070 y 2143 kg Fe ha<sup>-1</sup>) se mezclaron con suelo proveniente de los primeros 7,5 cm del perfil. Los resultados revelaron que el FeCl<sub>3</sub> redujo el P extraíble en agua entre 20 y 93 % en comparación con el tratamiento control. A su vez, estos autores resaltan que las disminuciones porcentuales más grandes se encontraron en los dos productos compuestos por Fe.

Además de considerar el potencial de un producto para reducir las pérdidas de P, también se debe considerar su precio y disponibilidad en el mercado (McDowell y Norris, 2014). A su vez, se deben tener en cuenta los posibles efectos negativos de su uso sobre la calidad del suelo, así como su posible toxicidad tanto para las plantas como para la biota acuática, ya que esto indicaría la idoneidad de su uso en sistemas agropecuarios (McDowell y Norris 2014, Zvomuya et al., 2006). Por ejemplo, la información previa indica que los compuestos que contienen Al y Fe decrecen el pH del suelo, mientras que aquellos que contienen Ca lo incrementan (Penn y Camberato, 2019, Lindsay, 1979).

Dado que los planes para disminuir las pérdidas difusas de P en la CRSL no han tenido grandes resultados y que los altos niveles de P en el suelo siguen predominando, es que se requieren acciones directas para controlar estos altos niveles de P. Además, de las acciones directas también se necesitan medidas complementarias (zonas buffer, cultivos extractivos) con resultados a largo plazo. En Uruguay la aplicación de una medida directa podría ser el agregado al suelo de FeCl<sub>3</sub> para disminuir los altos niveles de P lábil del suelo. Su uso se ve favorecido debido a que en el país existe amplia disponibilidad de este producto a nivel comercial, ya que el FeCl<sub>3</sub> se utiliza actualmente para el tratamiento de efluentes líquidos (cloacales e industriales). Por tanto, los objetivos de esta investigación fueron:

identificar para un suelo representativo de la CRSL, una función que permita estimar la dosis de  $\text{FeCl}_3$  a agregar a una capa de espesor determinado de suelo para disminuir el nivel de P lábil hasta cierto nivel objetivo y determinar el posible efecto de este rango de dosis sobre el crecimiento vegetal. Las hipótesis planteadas fueron que existe una relación proporcional entre la dosis de  $\text{FeCl}_3$  aplicada y el nivel de reducción de P lábil del suelo, y que la dosis necesaria para reducir los niveles de P lábil hasta valores cercanos al umbral ambiental de  $31 \text{ mg kg}^{-1}$  de PBray1 no produce efectos tóxicos en los cultivos.

## 2.4 MATERIALES Y MÉTODOS

### 2.4.1 Características del área y procedimiento de colecta de suelo

Las muestras de suelo se colectaron en abril del 2018, en un establecimiento ubicado en la CRSL cercano al centro poblado Mendoza Grande ( $34^{\circ}10'01''\text{S}$ ,  $56^{\circ}16'43''\text{W}$ ) (figura 2.1). Este establecimiento tiene costas sobre el embalse de Paso Severino, donde predominan suelos arcillosos fértiles desarrollados sobre dos formaciones geológicas, Libertad y Raigón (MGAP, 1976). Según la Carta de Reconocimiento de Suelos del Uruguay escala 1:1.000.000 (MGAP, 1976), estos suelos corresponden a la Unidad Tala Rodríguez, con predominio de Brunosoles Éutricos Típicos (Argiudol típico, USDA, 2014) de texturas franco arcillo limoso (cuadro 2.1). Al momento de la recolección de suelo, el rubro principal del predio era la lechería, y en esa unidad de manejo había una pradera mezcla de segundo año. El suelo fue colectado de los primeros 2,5 centímetros del perfil con pala de corte, extrayéndose de un área de aproximadamente  $5 \text{ m}^2$  15 kg de suelo. Las muestras de suelo se tamizaron a un tamaño de agregados menor a 5 mm, eliminándose raíces, restos vegetales y gravilla, manteniéndose luego, por 48 horas, en una bolsa a temperatura ambiente. También se recolectó una muestra de suelo con taladro a 0-15 cm de profundidad, con la cual se realizó la caracterización fisicoquímica (cuadro 2.1).

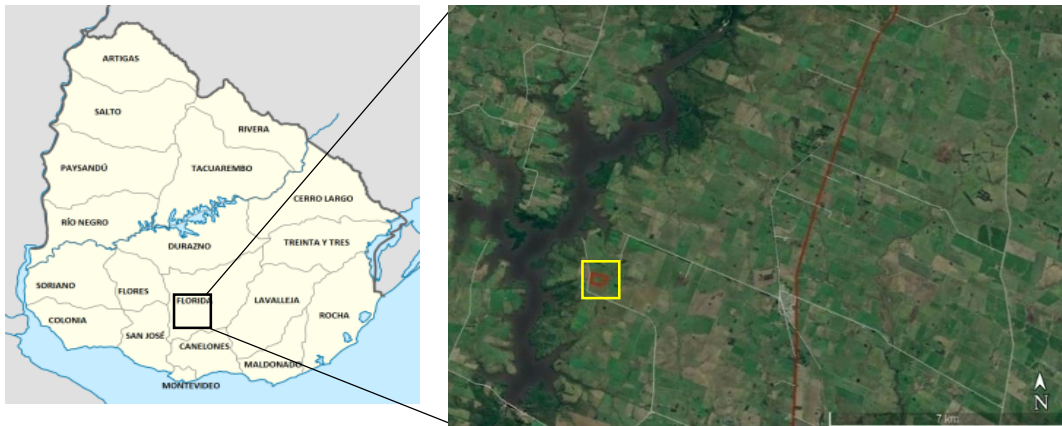


Figura 2.1. Ubicación aproximada en el mapa de Uruguay del establecimiento agropecuario de donde se colectó el suelo para los ensayos (cuadrado negro). En la foto aérea se aprecia que este establecimiento tenía costas con el embalse de Paso Severino (cuadrado amarillo).

Cuadro 2.1. Caracterización fisicoquímica del suelo colectado para los ensayos en comparación a la de un suelo característico de la Unidad Tala Rodríguez (MGAP, 1976). La textura de ambos suelos es franco arcillo limoso.

Suelo	Prof. cm	Arena -----%	Limo -----	Arcilla -----	MO	pH <sup>1</sup>	PBray1 mg kg <sup>-1</sup>	Ca	Mg cmol <sub>c</sub> kg <sup>-1</sup>	K	Na
Muestra de suelo de los ensayos	0 - 2,5	16,5	50,1	33,4	3,0	4,9	101,3	13,70	3,70	0,88	0,19
	0 - 15	18,6	48,5	35,9	2,5	5,2	27,1	13,50	4,60	0,91	0,20
Suelo característico <sup>2</sup>	0 - 25	21,6	45,5	33,0	5,2	6,6	SD	13,4	5,2	3,3	1,0

<sup>1</sup>= pH en agua

<sup>2</sup>= Brunosol Eútrico Típico de la unidad Tala Rodríguez

SD = sin dato de PBray1

#### 2.4.2 Descripción de los ensayos

El primer ensayo (ensayo 1), se instaló dos días después de la obtención del suelo, bajo condiciones controladas de humedad y temperatura (20-25 °C). Los tratamientos consistieron en la aplicación al suelo de tres dosis de FeCl<sub>3</sub> y un control sin aplicación. Este producto está disponible en forma líquida, con una concentración de 40 % en peso y una densidad de 1,42 kg L<sup>-1</sup>, por lo que

cada litro de  $\text{FeCl}_3$  contiene 0,186 kg de Fe. La dosis de  $\text{FeCl}_3$  a aplicar en  $\text{kg Fe ha}^{-1}$  se estimó asumiendo que el producto se mezclaba con los primeros 20 cm de un suelo con una densidad aparente de  $1,25 \text{ g cm}^{-3}$ , esta masa de suelo corresponde a  $2,5 \times 10^6 \text{ kg ha}^{-1}$ . Previo a la aplicación de  $\text{FeCl}_3$  se ajustó la humedad gravimétrica del suelo a 90 % de capacidad de campo (CC), utilizando la ecuación de Silva et al. (1988). Las dosis aplicadas correspondieron a 0, 232, 464 y 687  $\text{kg Fe ha}^{-1}$ . Estas dosificaciones se aplicaron a tres réplicas de 500 g de suelo, mediante la pulverización manual de 100 mL de solución acuosa de  $\text{FeCl}_3$  con diferentes concentraciones de Fe. Durante esta dosificación, el suelo se extendió sobre un papel de embalaje sin uso previo y fue continuamente remezclado mientras se aplicaba el producto. Luego de esta aplicación, el suelo fue depositado en recipientes plásticos con pequeños orificios en la parte superior para permitir el intercambio gaseoso. Los recipientes con suelo se mantuvieron tapados y fueron pesados semanalmente, reponiéndose con esta periodicidad la cantidad de agua evaporada. Las muestras de suelo se incubaron durante 60 días y se realizaron muestreos a los 7, 14, 21, 30, 45 y 60 días posaplicación de  $\text{FeCl}_3$ , mediante la toma de 20 g de suelo de cada recipiente.

El ensayo 2 fue instalado luego de finalizado el período de evaluación del ensayo 1 (60 días), y ya conociendo los resultados parciales del mismo. Este segundo ensayo fue realizado en invernáculo, sin condiciones controladas de temperatura y humedad del aire, ya que en el invernáculo no existe esta posibilidad. La humedad del suelo se ajustó a 90 % de la CC previo a la aplicación de los tratamientos y luego semanalmente, de igual manera que en el ensayo 1. Los tratamientos consistieron en la aplicación de cinco dosis equivalentes a 0, 27,8, 55,7, 87,2 y 116  $\text{kg ha}^{-1}$  de Fe. La aplicación de dosis en un rango inferior al del ensayo 1 se debió a que los resultados de este primer ensayo evidenciaron que las dosis aplicadas produjeron reducciones excesivas de la concentración de PBray1. En el ensayo 2 las dosis se aplicaron sobre lotes de 2 kg de suelo, con una metodología de dosificación

de Fe similar a la del ensayo 1 (pulverización manual de 100 mL de solución acuosa de  $\text{FeCl}_3$  con diferentes concentraciones de Fe). Luego de la dosificación, cada lote de 2 kg de suelo fue depositado en una maceta. En el mismo día se sembró en cada maceta una pastura de raigrás (*Lolium multiflorum* Lam.) y trébol blanco (*Trifolium repens* L.), con una relación gramínea leguminosa de 70/30 y una densidad de siembra similar a la de una pastura comercial. La unidad experimental de este ensayo fue cada una de estas macetas, y se utilizaron tres réplicas por tratamiento. El ensayo tuvo una duración de 145 días, realizándose muestreos de suelo a los 15, 45, 100 y 145 días posaplicación de  $\text{FeCl}_3$ , tomando en cada muestreo una submuestra de 50 g de suelo de cada maceta. A su vez, se realizaron dos cosechas de pasturas mediante corte con tijera a los 60 y 145 días posaplicación de Fe.

Ambos ensayos tuvieron igual diseño experimental (tratamientos completamente aleatorizados), donde cada uno de los tratamientos tenía tres repeticiones. El modelo estadístico de este diseño es:

$$Y_{ij} = \mu + t_i + \varepsilon_{ij}$$

$Y_{ij}$ : Valor de la variable de respuesta para la observación del tratamiento  $i$ -ésimo en la muestra  $j$ -ésimo

$\mu$ : Media poblacional

$t_i$ : Efecto del  $i$ -ésimo tratamiento

$\varepsilon_{ij}$ : Error experimental aleatorio asociado a la observación  $Y_{ij}$

Supuestos del modelo: Los errores son V.A independientes y  $\varepsilon_{ij} \sim N(0, \sigma_\varepsilon^2)$

#### 2.4.3 Procesamientos y análisis químicos de muestras de suelo y planta

Las muestras de suelo provenientes de ambos ensayos fueron secadas a 40 °C durante 48 horas y molidas a menos de 2 mm. Posteriormente se realizaron análisis de PBray1 mediante el método modificado de Bray y Kurtz (1945)

empleado en el Laboratorio de Suelos de la Facultad de Agronomía, que se diferencia del original en el tiempo de agitación (2 min vs. 1 min en el método original). También se determinó P extraíble en agua, con una relación agua:suelo de 100:1 (WEP100) según la técnica de Wolf et al. (2009). Las determinaciones de P en estas extracciones se realizaron colorimétricamente mediante la técnica de Murphy y Riley (1962) utilizando molibdato de amonio y ácido ascórbico (APHA, 2012). El pH se determinó con una relación agua:suelo de 1:1 en volumen (Van Lierop, 1990) utilizando un electrodo de vidrio (marca HANNA) y un potenciómetro (medidor de pH Adwa). Las muestras de plantas cosechadas en el ensayo 2 fueron secadas en estufa de aire forzado a 60 °C por 48 horas y a partir del peso seco se estimó el rendimiento en g por maceta (30 cm de diámetro) y su equivalente en kg ha<sup>-1</sup>. El material vegetal seco fue molido hasta alcanzar un tamaño de partícula menor a 2 mm, utilizando un molino de cuchillas fijas y móviles (Marconi MA-580). La concentración de P total en la biomasa (PTB) se analizó mediante digestión en mufla a alta temperatura (500 °C), solubilización de cenizas con HCl (Benton-Jones, 1989), y posterior determinación colorimétrica según Murphy & Riley (1962).

#### 2.4.4 Cálculos y análisis estadístico

La reducción porcentual de la concentración (RC%) de P lábil del suelo (PBray1 y WEP100) alcanzable con determinada dosis de Fe se estimó como:

$$RC\% = 100 \times \frac{P_{DX} - P_{D0}}{P_{D0}} \quad [\text{Ec. 1}]$$

donde P<sub>DX</sub> corresponde a la concentración de P lábil para la dosis de interés y P<sub>D0</sub>, a la concentración de P lábil para el control sin aplicación de Fe.

Los efectos de los tratamientos (dosis de Fe) en las concentraciones de P en suelo y planta fueron evaluados mediante análisis de varianza (ANOVA). Cuando los datos se distribuyeron en forma Normal, se utilizó el procedimiento



“modelos lineales generales y mixtos” y se realizaron comparaciones de medias mediante el test de Tukey. En cambio, cuando las distribuciones se asemejaron a una distribución Gamma, se utilizó el procedimiento “modelos lineales generalizados mixtos” y se realizaron comparaciones de medias mediante LSD Fisher. Ambos procedimientos están disponibles en el software estadístico Infostat (versión 2018e) con interfaz R (versión 3.5.1) (Di Rienzo et al., 2018). El nivel de significación estadística asumido fue de  $p \leq 0,05$ .

Las relaciones entre las dosis de Fe y la producción de biomasa aérea de la pastura fueron cuantificadas mediante un modelo lineal:

$$y = a + b x \quad [\text{Ec. 2}]$$

donde  $y$  es la producción de biomasa aérea,  $x$  es la dosis de Fe,  $a$  es el intercepto y  $b$  es la pendiente (cambio de biomasa en  $\text{kg ha}^{-1}$  por  $\text{kg ha}^{-1}$  de Fe agregado).

En cambio, las relaciones entre las dosis de Fe y la concentración de P en la biomasa de la planta fueron cuantificadas mediante un modelo exponencial decreciente:

$$y = a + b e^{cx} \quad [\text{Ec. 3}]$$

donde  $y$  es la concentración de P en la biomasa de la planta ( $\text{mg kg}^{-1}$ ),  $x$  es la dosis de Fe como en la Ec. 2,  $a$  es el valor mínimo de concentración de P al que tiende  $y$  cuando  $x$  tiende a infinito, mientras que  $b$  es la caída máxima de  $y$  cuando  $x$  tiende a infinito, en tanto que  $c$  es la tasa descenso de  $y$ .

## 2.5 RESULTADOS

### 2.5.1 Ensayo de incubación de suelo con amplio rango de dosis de Fe

#### 2.5.1.1 Variaciones de P lábil según dosis de Fe y tiempo

Las variables de P en suelo no se distribuyeron en forma normal, por lo cual los ANOVA se realizaron con la distribución Gamma. En todos los muestreos posaplicación, el agregado de  $\text{FeCl}_3$  produjo una reducción estadísticamente

significativa de la concentración de PBray1 en el suelo. En los cuatro primeros muestreos posaplicación, solo existieron diferencias significativas entre las medias de las tres primeras dosis de Fe aplicadas, pero las dos últimas dosis (464 y 686 kg Fe ha<sup>-1</sup>) no se diferenciaron. En cambio, posteriormente y hasta el final del experimento existieron diferencias significativas entre todos los tratamientos evaluados (cuadro 2.2). A los 7 días posaplicación, la reducción de la concentración (RC%) de PBray1 con respecto al control fue de 82 % para la dosis mínima (232 kg Fe ha<sup>-1</sup>) y de 92 % para la dosis máxima (686 kg Fe ha<sup>-1</sup>), mientras que al final del período de muestreo (60 días) esta disminución varió entre 88 y 95 %. El resultado del ANOVA conjunto a través de todas las fechas de muestreo reveló que no existió interacción entre los momentos de muestreo y la aplicación de Fe, por lo cual la tendencia observada para el promedio de los muestreos fue similar a las de los muestreos individuales.

En el primer y último muestreo (7 y 60 días posaplicación de Fe) también se evaluaron los cambios de concentración de WEP100 ocurridos por la aplicación de Fe. A los 7 días posaplicación, la RC% de WEP100 osciló entre 56 y 85 % con respecto al control para la dosis mínima y máxima, respectivamente. Mientras que para el final del período de evaluación, la RC% varió entre 60 y 92 %. Al contrario de lo ocurrido para PBray1, los resultados del ANOVA y los test de Fisher de estos dos muestreos indicaron la existencia de diferencias estadísticamente significativas entre las medias de todos los tratamientos (cuadro 2.2). A su vez, el resultado del ANOVA conjunto reveló que, al igual que en PBray1, tampoco existió interacción significativa entre las dosis de Fe y los momentos de muestreo, por lo cual ya en el primer muestreo esta tendencia general estaba establecida. Al comparar las concentraciones de P lábil por ambos métodos se observó que en el tratamiento control las concentraciones de PBray1 fueron siempre mayores que las de WEP100 (107,0 vs. 46,6 mg kg<sup>-1</sup>, respectivamente). Estos valores representan el promedio del primer y último muestreo.

Cuadro 2.2. Variación temporal de PBray1 y WEP100 para las diferentes dosis de Fe. Nótese las diferencias en número de muestreos entre PBray1 y WEP100. Medias de PBray1 y WEP100 con la misma letra no difieren estadísticamente entre sí ( $P \leq 0,05$ ) para los mismos días posaplicación de Fe. La interacción entre dosis y días posaplicación de  $\text{FeCl}_3$  no fue significativa en ninguno de los dos métodos.

Método	Días <sup>1</sup>	Dosis Fe (kg Fe ha <sup>-1</sup> )			
		0	232	464	686
		----- (mg P kg <sup>-1</sup> ) -----			
PBray1	7	107,0 A ± 6,9	19,6 B ± 1,3	8,7 C ± 0,6	8,5 C ± 0,6
	14	112,2 A ± 10,7	18,4 B ± 1,8	9,7 C ± 0,9	8,7 C ± 0,8
	21	111,8 A ± 17,5	13,1 B ± 2,1	4,6 C ± 0,7	4,2 C ± 0,7
	30	103,2 A ± 5,9	13,3 B ± 0,8	7,7 C ± 0,4	4,0 D ± 0,2
	45	100,3 A ± 7,0	12,7 B ± 0,9	7,4 C ± 0,5	5,4 D ± 0,4
	60	105,2 A ± 3,9	13,0 B ± 0,5	7,5 C ± 0,3	5,8 D ± 0,2
	Media	107,4 A ± 10,6	14,8 B ± 1,5	7,6 C ± 0,7	5,9 D ± 0,6
WEP100	7	46,6 A ± 2,2	20,4 B ± 1,0	15,0 C ± 0,7	6,9 D ± 0,3
	60	41,7 A ± 3,7	18,3 B ± 1,6	11,5 C ± 1,0	3,9 D ± 0,3
	Media	44,1 A ± 6,1	19,4 B ± 2,7	13,3 C ± 1,8	5,4 D ± 0,7

<sup>1</sup> = Días posaplicación de  $\text{FeCl}_3$

### 2.5.1.2 Variación temporal de pH

A los 7 días posaplicación de  $\text{FeCl}_3$ , la disminución de pH con respecto al control fue de 2 % para la dosis máxima aplicada y al final del período de muestreo fue de 4 %. Los resultados de los ANOVA mostraron diferencias estadísticamente significativas solo en los dos últimos momentos de muestreo (cuadro 2.3) y solo con el agregado de la mayor dosis de Fe.

Cuadro 2.3. Variación temporal de pH para las diferentes dosis de Fe. Medias de pH con la misma letra no difieren estadísticamente entre sí ( $P \leq 0,05$ ) para los mismos días posaplicación de Fe.

Días <sup>1</sup>	Dosis Fe (kg Fe ha <sup>-1</sup> )			
	0	232	464	686
----- pH -----				
7	5,90 A ± 0,05	5,85 A ± 0,09	5,83 A ± 0,02	5,80 A ± 0,01
14	5,85 A ± 0,09	5,81 A ± 0,01	5,80 A ± 0,03	5,79 A ± 0,03
21	5,91 A ± 0,01	5,90 A ± 0,01	5,87 A ± 0,07	5,84 A ± 0,08
30	5,89 A ± 0,01	5,83 A ± 0,02	5,85 A ± 0,04	5,83 A ± 0,02
45	5,93 A ± 0,01	5,91 A ± 0,03	5,89 B ± 0,01	5,72 C ± 0,03
60	5,90 A ± 0,02	5,88 A ± 0,01	5,93 A ± 0,02	5,72 B ± 0,01

<sup>1</sup> = Días posaplicación de FeCl<sub>3</sub>

## 2.5.2 Ensayo de invernáculo con suelo y planta con menor rango de dosis de Fe

### 2.5.2.1 Variaciones de P lábil según dosis de Fe y tiempo

Al igual que en el ensayo previo las variables de P en suelo no se distribuyeron en forma normal, por lo cual los ANOVA se realizaron con la distribución Gamma. A pesar de que en este ensayo las dosis de Fe fueron entre 6 y 8 veces inferiores a las aplicadas en el ensayo anterior, ya en el primer muestreo (15 días posaplicación de Fe) se registró una importante y significativa reducción del P lábil medido como PBray1 (cuadro 2.4). A los 15 días posaplicación, la RC% de PBray1 varió entre 62 y 82 % con respecto al control para la dosis mínima y máxima respectivamente. En cambio, al final del período de muestreo (145 días) esta reducción fue menor, variando entre 36 y 65 %, respectivamente. Además, la evolución de las concentraciones de PBray1 en relación con la dosis fue diferente a las del ensayo 1, ya que en los dos primeros muestreos de este ensayo solo se diferenciaron el tratamiento control de las dos dosis menores, así como la tercera dosis (55,7 kg Fe ha<sup>-1</sup>) de la quinta (116 kg Fe ha<sup>-1</sup>). En el tercer muestreo, en cambio, todos los tratamientos fueron diferentes entre sí. En cambio, en el último muestreo (145 días) la segunda y tercera dosis no se diferenciaron, así como tampoco la tercera y la cuarta. Por tanto, pese a que a medida que avanzó el tiempo de

evaluación las diferencias entre los tratamientos disminuyeron, la significación estadística entre las medias en general se mantuvieron (cuadro 2.4). En el ANOVA conjunto existieron diferencias significativas entre las medias de todos los tratamientos. De todas maneras, la evolución de PBray1 en este ensayo fue diferente a la del ensayo 1, dado que luego del segundo muestreo los valores de PBray1 en los tratamientos con aplicación de Fe tendieron a revertirse hacia los originales preaplicación. A su vez, la concentración de PBray1 del tratamiento control tendió a disminuir. Vale aclarar que este ensayo tuvo un período de evaluación mayor que la del ensayo 1 (145 vs. 60 días, respectivamente). A pesar de estas fluctuaciones de PBray1, y al igual que en el primer ensayo, en este segundo experimento tampoco existieron interacciones estadísticamente significativas entre las dosis y los días posaplicación de Fe (cuadro 2.4).

La evolución de WEP100 mostró que a los 15 días posaplicación la RC% de este indicador con respecto al control varió entre 14 y 84 % para la dosis mínima y máxima, respectivamente. En cambio, a los 100 días esta reducción osciló entre 32 y 87 %, respectivamente. Los ANOVA fueron estadísticamente significativos en los tres muestreos evaluados y las comparaciones de medias realizadas (cuadro 2.4) mostraron que en el primer muestreo el control y la primera dosis no se diferenciaron, pero sí lo hicieron las demás dosis con respecto a estas dos. En cambio, en los dos muestreos posteriores todas las dosis se diferenciaron entre sí. Al igual que en PBray1, no existieron interacciones significativas entre las dosis de Fe y los días posaplicación. En el ANOVA conjunto también existieron diferencias significativas entre las medias de todos los tratamientos. Pero en el caso de WEP100, no se observaron las fluctuaciones descendentes y ascendentes observadas en PBray1, sino que durante el transcurso del experimento los valores de WEP100 en los tratamientos con agregado de Fe descendieron rápidamente y luego quedaron relativamente constantes. En cambio, durante el transcurso

del experimento, y al igual que en PBray1, el valor de WEP100 del control tendió a incrementarse.

Cuadro 2.4. Variación temporal de PBray1 y WEP100 para las diferentes dosis de Fe. Las medias de PBray1 y WEP100 con la misma letra no difieren estadísticamente entre sí ( $P \leq 0,05$ ) para los mismos días posaplicación de Fe. La interacción entre dosis y días posaplicación de  $\text{FeCl}_3$  no fue significativa en ninguno de los dos métodos.

Método	Días <sup>1</sup>	Dosis Fe (kg Fe ha <sup>-1</sup> )				
		0	27,8	55,7	87,2	116
------(mg P kg <sup>-1</sup> ) -----						
PBray1	15	142,0A ±11,4	53,5B ±4,3	33,6C ±2,7	30,7CD ±2,5	26,0D ±2,0
	45	146,4A ±17,8	56,1 B ±6,8	37,5C ±4,6	31,1CD ±3,8	21,5D ±2,6
	100	129,7A ±3,5	72,9 B ±2,0	65,9C ±1,8	42,6D ±1,2	30,8E ±0,8
	145	108,0A ±5,0	90,9 B ±4,2	81,4BC ±3,8	70,9C ±3,3	49,2D ±2,3
	Media	137,0A ±21,9	66,5B ±10,6	50,5C ±8,2	41,4D ±6,6	31,4E ±4,9
WEP100	15	49,1A ±2,5	42,6A ±2,2	16,3B ±0,8	9,4C ±0,5	7,7D ±0,4
	45	65,6A ±3,5	46,6B ±2,5	18,3C ±1,0	13,6D ±0,7	9,9E ±0,5
	100	62,8A ±4,9	33,1B ±2,6	17,2C ±1,4	11,6D ±0,9	6,4E ±0,5
	Media	58,9A ±5,2	40,5B ±3,6	17,3C ±1,5	11,4D ±1,0	7,9E ±0,7

<sup>1</sup> = Días posaplicación de  $\text{FeCl}_3$

### 2.5.2.2 Variación temporal de pH

En este segundo ensayo la disminución de pH a los 15 días posaplicación de Fe con respecto al control fue de 3 % para la dosis máxima aplicada, mientras que al final del período de muestreo esta disminución fue de 4 %. Los resultados de los ANOVA revelaron que en el primer muestreo solo descendió el pH en forma significativa con la mayor dosis aplicada (116,0 kg ha<sup>-1</sup> Fe), pero en los muestreos posteriores la cuarta dosis (87,2 kg ha<sup>-1</sup> Fe) también provocó descensos significativos de pH (cuadro 2.5).

Cuadro 2.5. Variación de pH del suelo según dosis de Fe para diferentes días posaplicación. Para un mismo momento de muestreo, los valores de pH con la misma letra no difieren estadísticamente entre sí ( $P \leq 0,05$ ). Cada valor de pH representa la media de tres repeticiones.

Días <sup>1</sup>	Dosis Fe (kg Fe ha <sup>-1</sup> )				
	0	27,8	55,7	87,2	116
----- pH -----					
15	5,95 A $\pm$ 0,02	6,01 A $\pm$ 0,01	5,99 A $\pm$ 0,02	5,96 A $\pm$ 0,03	5,79 B $\pm$ 0,02
45	5,93 A $\pm$ 0,03	5,96 AB $\pm$ 0,03	5,99 B $\pm$ 0,01	5,73 C $\pm$ 0,03	5,70 C $\pm$ 0,01
100	5,99 AB $\pm$ 0,01	6,03 B $\pm$ 0,03	5,97 A $\pm$ 0,01	5,98 A $\pm$ 0,03	5,75 C $\pm$ 0,01
145	6,01 A $\pm$ 0,01	5,99 AB $\pm$ 0,01	5,98 AB $\pm$ 0,01	5,99 B $\pm$ 0,01	5,73 C $\pm$ 0,01

<sup>1</sup> = Días posaplicación de FeCl<sub>3</sub>

### 2.5.2.3 Efecto del Fe sobre la producción de biomasa y la concentración de P

El agregado de Fe provocó un descenso aproximadamente lineal de la producción de biomasa aérea de la pastura, tanto a los 60 días (primer corte) como a los 145 (segundo corte). En ambos muestreos, las tasas de descenso fueron similares y, además, estadísticamente significativas, equivalente a aproximadamente 14 kg biomasa seca por kg de Fe aplicado (figura 2.2A).

En cambio, el agregado de Fe provocó un descenso exponencial decreciente de la concentración de PTB (expresado en g kg<sup>-1</sup>), por lo cual el efecto tóxico fue mayor con las dosis menores (figura 2.2B). Como consecuencia de la combinación de estas dos tendencias, la caída de la cantidad de PTB fue también exponencialmente decreciente (figura 2.2C). Estos efectos depresivos del Fe agregado, tanto sobre la concentración como la cantidad de P absorbido, fueron similares en ambos momentos de muestreo.

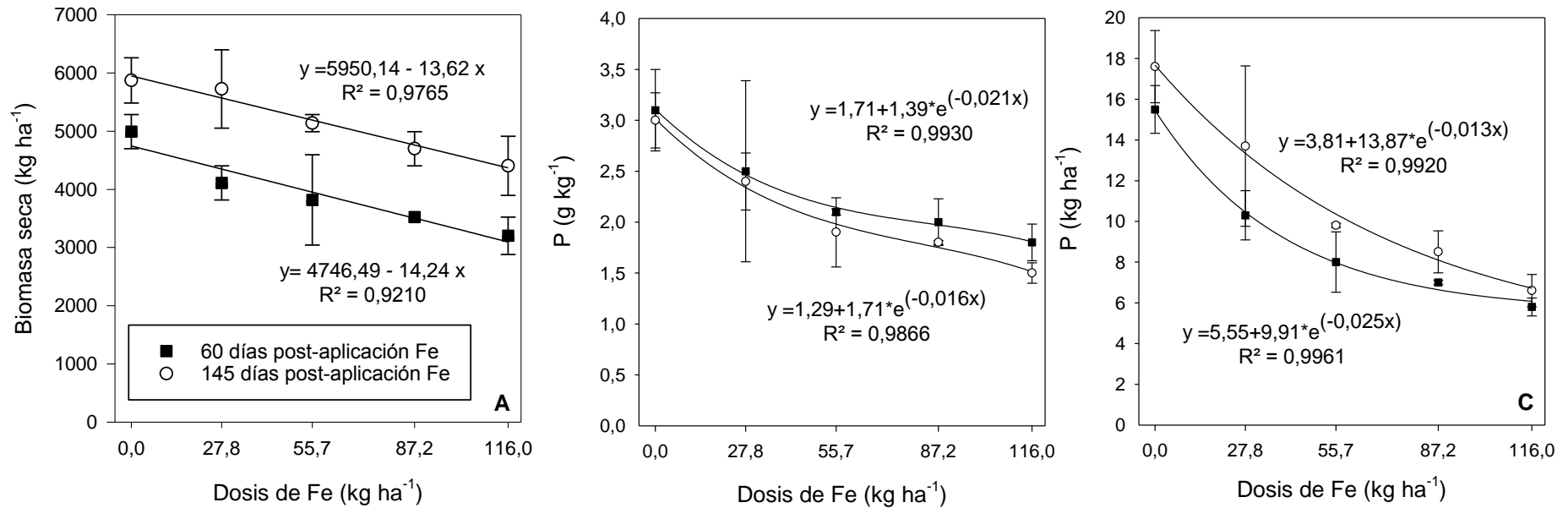


Figura 2.2. A) Biomasa seca, B) concentración de PTB y C) masa de PTB por la pastura en función de la dosis de Fe. Los datos fueron obtenidos en dos momentos de corte (60 y 145 días). Las barras sobre la curva representan los errores estándar de la media.



### 2.5.3 Relaciones entre las concentraciones de PBray1 con las dosis de Fe aplicadas en ambos ensayos

Se relacionaron los datos promedios de PBray1 con las dosis de Fe aplicadas en ambos ensayos para los momentos de muestreo 15 y 45 días posaplicación de Fe, dado que fueron los únicos momentos evaluados en la misma cantidad de días. En ambos momentos se observó que los decrementos de PBray1 con el incremento de la dosis de Fe fueron decrecientes, ya que con las primeras dosis de Fe los valores de PBray1 descendieron proporcionalmente más (figura 2.3). Para describir y cuantificar este descenso se ajustó un modelo doble exponencial, donde la primera parte de la función describe básicamente la caída inicial hasta aproximadamente  $35 \text{ mg kg}^{-1}$  de PBray1. Luego esta primera parte toma valores cercanos a cero. Por tanto, la caída posterior a  $35 \text{ mg kg}^{-1}$  la explica solo la segunda parte de la función. El modelo conjunto presentó un muy buen ajuste de los valores medios de PBray1 para las distintas dosis de Fe aplicadas en ambos ensayos, explicando casi el 100% de la variación observada. Vale aclarar, que para estimar este modelo también se usó la información de los primeros dos muestreos, debido a los incrementos de la concentración de PBray1 que ocurrieron luego de los 45 días posaplicación del  $\text{FeCl}_3$ .

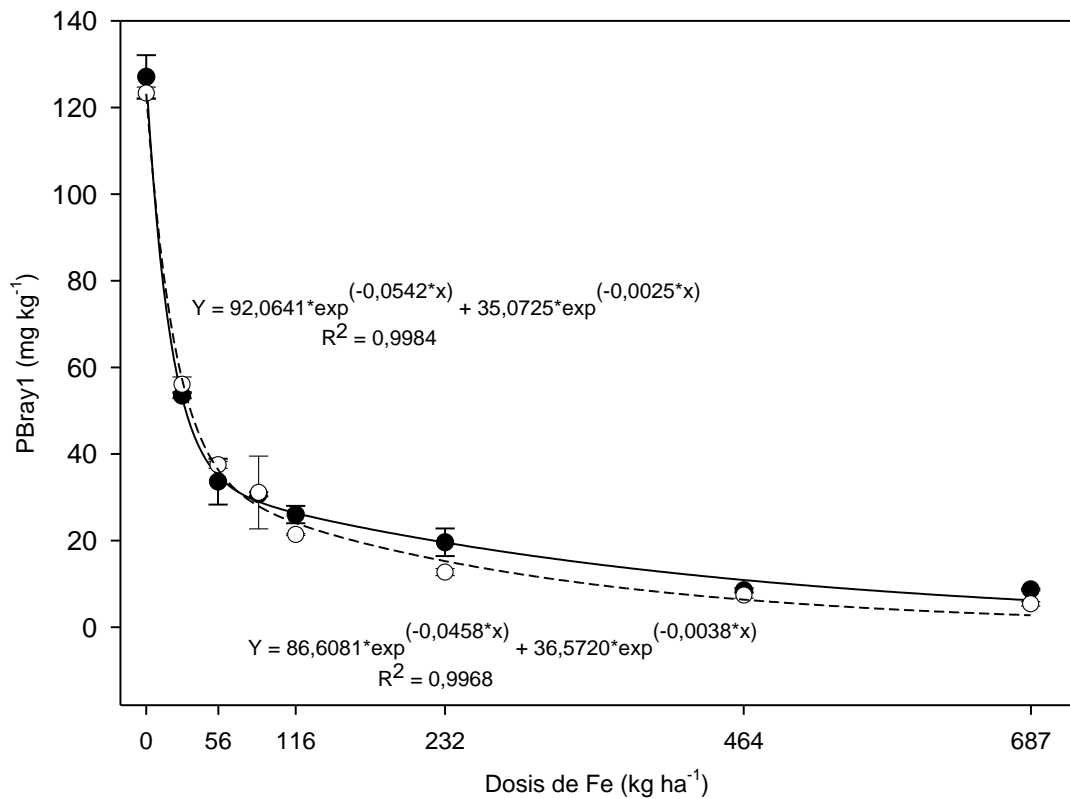


Figura 2.3. Concentración de PBray1 en función de las dosis de Fe de los dos ensayos en dos momentos de muestreo, a los 15 días (círculos negros y línea entera) y a los 45 días posaplicación (círculos blancos y línea punteada). Los valores de PBray1 del control (0 Fe) corresponden al promedio de ambos ensayos, mientras que las 4 dosis posteriores corresponden al ensayo 2 y las 3 últimas, al ensayo 1. Las barras sobre la curva representan los errores estándar de la media. Para evitar la acumulación en el eje x de los valores de dosis entre 0 y 116 kg ha<sup>-1</sup> (rango del ensayo 2) se omitieron las dosis de 28 y 87 kg ha<sup>-1</sup>.

## 2.6 DISCUSIÓN

### 2.6.1 Ensayo de incubación de suelo con amplio rango de dosis de Fe

#### 2.6.1.1 Variaciones de P lábil según dosis de Fe y tiempo

Los resultados de este primer ensayo revelaron que con la aplicación de FeCl<sub>3</sub> serían posibles reducciones de PBray1 incluso por debajo del objetivo

planteado de 31 mg P kg<sup>-1</sup>. Además, este descenso se logró rápidamente, dado que incluso en el primer muestreo posaplicación (7 días) esta reducción había quedado establecida. Las reducciones observadas de PBray1 en este ensayo (cuadro 2.2) fueron cercanas a las reportadas por De Bolle (2013), Brennan et al. (2011) y Ann et al. (1999). De Bolle (2013), reportó que con la aplicación de 50 g de FeCl<sub>3</sub> por kilo de suelo, la disminución de P lábil fue cercana al 96%, aunque en este estudio no se indicó el método utilizado para la determinación de P lábil. Tendencias similares habían sido reportadas también por Brennan et al. (2011), quienes observaron que luego de las 48 horas post aplicación de Fe ya se habían logrado reducciones de P importantes.

En el caso de WEP100 las concentraciones de este indicador fueron menores en relación con las de PBray1 cuando no se aplicó Fe. Estos resultados serían los esperados, ya que concuerdan con los reportados por Stutter et al. (2015), Dayton et al. (2014), Dodd et al. (2012) y Wang et al. (2010). Sin embargo, cuando se aplicó Fe las concentraciones de PBray1 descendieron más que las de WEP100, alcanzando valores similares entre ambos métodos (cuadro 2.2). Esta pérdida del poder extractivo del método PBray1 ante agregados de Fe coincide con reportes que muestran que el método PBray1 no es un buen indicador de P disponible en suelos con alto contenido de Fe, como aquellos desarrollados sobre sedimentos limosos de origen eólico (Davenport et al., 1996), o sobre ceniza volcánica (Ping y Michaelson, 1986). Además, los bajos niveles de PBray1 observados en este ensayo en los tratamientos con aplicaciones de Fe están en el rango de los valores reportados para suelos basálticos, donde las concentraciones de PBray1 no solo son naturalmente bajas, sino que además apenas se incrementan con el agregado de dosis agronómicas de P (Murphy et al., 2009). Estos resultados evidencian que sin agregado de Fe el PBray1 tiene mayor poder extractivo que WEP100. Pero ante el agregado de altas dosis de Fe, la diferencia de poder extractivo entre

estos métodos de estimación se reduce y ambos extraen P del mismo pool del suelo.

#### 2.6.1.2 Variación temporal de pH

El decremento de pH observado con las dosis más altas de Fe concuerda con los trabajos realizados por Lizarralde et al. (2021), Zou et al. (2018) y Flynn (1984), quienes también observaron esta relación inversa entre el agregado de Fe y el pH. Esta acidificación del suelo sería la consecuencia de la liberación de iones  $H^+$  al hidrolizarse los iones  $Fe^{3+}$  en la solución del suelo (Juárez et al., 2015). De todos modos, el descenso observado en este ensayo fue menor al reportado por Lizarralde et al. (2021) y Zou et al. (2018), por lo cual, a pesar del amplio rango de dosis agregadas, los valores más bajos de pH estuvieron bastante por encima de 5, valor por debajo del cual se empieza a incrementar la concentración de Al intercambiable, que es tóxico para las plantas (Rabuffetti, 2017, Campillo y Sadzawka, 2006). Cabe señalar que el ion  $Fe^{3+}$  no es normalmente tóxico para la mayoría de las plantas y que sus efectos negativos se asocian al descenso del pH, pero, en cambio, la forma más reducida (el ion  $Fe^{2+}$  o ferroso) sí lo es (Juárez et al., 2015, Schmidt et al., 2013).

#### 2.6.2 Ensayo de invernáculo con suelo y planta con menor rango de dosis de Fe

##### 2.6.2.1 Variaciones de P lábil según dosis de Fe y tiempo

En este segundo ensayo hasta los 45 días se observó una disminución de PBray1 similar a la observada en el ensayo previo, pero con la aplicación de dosis inferiores (cuadro 2.4). Pero posteriormente a los 45 días las tendencias se revertieron, tendiendo a aumentar nuevamente las concentraciones de PBray1 (cuadro 2.4). Este reincremento de PBray1 podría deberse a que las dosis utilizadas en este ensayo fueron entre 6 y 8 veces inferiores a las del ensayo 1. Otra posibilidad es que este re-incremento haya sido causado por

errores en la dosificación del agua de riego (exceso hídrico), debido a problemas operativos que ocurrieron en esta etapa. El exceso de riego puede haber causado un descenso del potencial redox del suelo, y en estas condiciones el ion  $\text{Fe}^{+3}$  se reduce a  $\text{Fe}^{+2}$ , provocando la desorción del ion  $\text{PO}_4^{3+}$  a la solución del suelo (Schärer et al., 2009, Ann et al., 1999, Schwertmann y Taylor, 1989).

A diferencia de lo ocurrido con PBray1, en este ensayo no hubo re-incrementos de WEP100, lo que podría esperarse al hacerse más disponible el P previamente retenido por el Fe debido a este exceso hídrico. Este resultado pudo haber sido consecuencia de que los minerales precipitados y las formas adsorbidas de P recientemente formadas, al asociarse con el Fe agregado, se desestabilizaron debido a que parte del Fe en su estructura pasó de formas férricas a ferrosas. Por tanto, el método PBray1 fue capaz de extraer más P de estos compuestos, pero cuando se utilizó agua como solvente, como su fuerza extractiva es menor, la concentración de WEP100 no se incrementó. A su vez, el hecho que durante todo el ensayo los valores de PBray1 fueron siempre mayores a los WEP100, algo que no sucedió en el ensayo 1, podría explicarse por una menor concentración de Fe en el suelo en el ensayo 2, que no atenuó la capacidad extractiva de P de la metodología de PBray1, como pareció haber ocurrido en el ensayo 1. Estos resultados coinciden con los de otros autores, que reportan que en ensayos sin agregados de Fe los niveles de PBray1 tienen a ser mayores que los de WEP100 (Stutter et al., 2015; Dayton et al., 2014; Dodd et al., 2012; Wang et al., 2010). En resumen, en este ensayo con menores aplicaciones de Fe el método PBray1 no perdió capacidad extractiva de P lábil, como si habría ocurrido en el ensayo previo. Además, de acuerdo con lo esperado, las concentraciones extraídas tendieron a disminuir con las dosis de Fe agregadas. Aunque el método WEP100 arrojó menores valores de concentración con respecto a PBray1, se comportó de manera similar, ya que las concentraciones de P lábil extraídas con este método también se

relacionaron con las dosis de Fe aplicadas. Por tanto, ambos métodos pueden ser utilizados para evaluar la capacidad de aporte de P de suelos que han recibido aplicaciones moderadas de Fe, pero la interpretación del significado de los valores absolutos obtenidos tiene que ser específica para cada método.

#### 2.6.2.2. Variación temporal de pH

A pesar de que en el ensayo 2 las dosis de Fe aplicadas fueron menores que en el ensayo 1, el descenso absoluto del pH del suelo fue similar, llegando a valores de pH del mismo orden de magnitud que en el ensayo previo. Este resultado podría deberse a las diferencias en duración entre experimentos, ya que a tiempos similares (45 y 60 días del ensayo 2 y 1, respectivamente) los valores de pH de ambos ensayos fueron parecidos. En este ensayo se observó que para la dosis de  $87,2 \text{ kg Fe ha}^{-1}$  existió un descenso inicial de pH a los 45 días, pero luego en el muestreo siguiente el pH volvió a ascender, por lo cual algunos de los descensos de pH provocados por la aplicación de Fe tendieron a ser posteriormente neutralizados. Otro factor que podría explicar el mayor descenso de pH por kg de Fe aplicado observado en el ensayo 2, sería la presencia de plantas en crecimiento, que al absorber cationes pueden también acidificar el suelo (Zou et al., 2018, Flynn, 1984). En este sentido, es posible que las condiciones de este segundo ensayo, con una zona radicular activa sean más representativas de las condiciones de campo.

#### 2.6.2.3 Efecto del Fe sobre la producción de biomasa y la concentración de P

Por cada kg de Fe aplicado el rendimiento disminuyó entre 0,30% y 0,23%, para el primer y segundo corte respectivamente. Esta tasa de disminución no varió con el tiempo de crecimiento del cultivo, aunque tendió a decrecer levemente. La disminución del rendimiento pudo haber sido consecuencia de una deficiencia de P provocada por el agregado de Fe. Pero si bien la concentración y la masa de PTB disminuyeron con la dosis de Fe, esta

interpretación resulta problemática, dado que la caída de rendimiento comenzó a ocurrir con las primeras dosis de Fe, cuando los niveles de PBray1 en el suelo estaban muy por encima de los niveles que limitan el crecimiento vegetal. Según la bibliografía nacional e internacional, para las especies que componen esta pastura (raigrás y trébol blanco) los niveles críticos de PBray1 estarían en el entorno de 16-20 mg P kg<sup>-1</sup> (Di Muro, 2019, Mallarino y Rueber, 2013, Kaiser et al., 2011, Carámbula, 2010, Bordoli, 1998). En este ensayo el único valor de PBray1 cercano a 20 fue 21,4 mg P kg<sup>-1</sup> y solo se observó en el muestreo a los 45 días para la mayor dosis de FeCl<sub>3</sub> (116 kg Fe ha<sup>-1</sup>). A su vez, se observó que con el agregado de la dosis menor (27,8 kg Fe ha<sup>-1</sup>) donde ya se apreciaba una caída del rendimiento, los niveles de PBray1 alrededor de los 60 días estaban entre 56 y 73 mg kg<sup>-1</sup>, incluso, al final del ensayo (145 días) los niveles de PBray1 se habían incrementado aún más, alejándose de los niveles críticos (cuadro 2.4). Otra posibilidad de esta disminución del rendimiento podría deberse al descenso del pH del suelo. Pero este descenso fue leve, siendo el menor valor observado de 5,7, por encima de 5,2, que es cuando comienzan los mayores efectos tóxicos directos e indirectos del aumento de la acidez del suelo (Rabuffetti, 2017, Campillo y Sadzawka, 2006). Además, este descenso de pH solo ocurrió con las dosis mayores de Fe (Cuadro 2.5), mientras que las reducciones de rendimiento, concentración y masa de PTB ocurrieron en todo el rango de dosis (figura 2.2).

Otra opción sería que esta disminución estuviera asociada a un efecto inhibitorio o tóxico dado por el agregado de Fe, dado que la forma reducida (ion Fe<sup>2+</sup>) podría ser tóxica para las plantas (Schmidt et al., 2013, Schärer et al., 2009). Esto podría ocurrir cuando las condiciones de reducción aumentan, lo cual hace que se incremente la proporción molar (Fe<sup>2+</sup>/Fe<sup>3+</sup>) y concentración de la forma reducida de Fe (Juárez et al., 2015; Schmidt et al., 2013). Quizás los excesos hídricos ocasionados por el manejo de riego incrementaron estas condiciones de reducción aumentando la concentración de Fe<sup>2+</sup>. Otra evidencia adicional de que esta caída de rendimiento pueda

haber ocurrido dada por la toxicidad de  $\text{Fe}^{2+}$ , es que cuando la concentración de esta forma reducida aumenta, se libera el P asociado al  $\text{Fe}^{3+}$  que se redujo. Esto fue precisamente lo que se observó en este experimento, y lo que pasa comúnmente cuando se inunda el cultivo de arroz (Carracelas et al., 2019).

### 2.6.3 Relaciones entre las concentraciones de PBray1 con las dosis de Fe en ambos ensayos

Pese a las diferentes condiciones de mantenimiento de humedad del suelo y de control de temperatura y humedad del aire de ambos ensayos, se observó una relación continua entre la concentración de PBray1 y la dosis de Fe agregada. Este resultado parece indicar que al menos hasta los 45 días de crecimiento del ensayo 2, el efecto del agregado de Fe en la concentración de PBray1 fue robusto y similar en ambos ensayos. De todos modos, debe enfatizarse que esta relación observada entre las dosis de Fe y el PBray1 es únicamente válida para este suelo específico, aunque en primera instancia el modelo ajustado podría usarse como referencia para suelos similares de textura pesada de la CRSL. Para otros tipos de suelos, en cambio, se deberían realizar calibraciones específicas, pero con un rango de dosis similar al de este trabajo. Con este modelo, se pudo estimar que con la aplicación de la dosis más baja del ensayo 2 ( $27,8 \text{ kg Fe ha}^{-1}$ ) sería posible disminuir en 62% el valor inicial de PBray1, mientras que con el agregado de la dosis máxima ( $116 \text{ kg Fe ha}^{-1}$ ) la disminución sería del 82%. En cambio, con la aplicación de una dosis casi cinco veces mayor, correspondiente a la dosis máxima del ensayo 1 ( $686 \text{ kg Fe ha}^{-1}$ ), la disminución adicional fue de solo 13%, llegándose a un total de 95%. Por tanto, si el objetivo fuera disminuir el PBray1 desde el valor inicial ( $131 \text{ mg kg}^{-1}$ ) hasta el umbral ambiental establecido por el MVOTMA (2013) de  $31 \text{ mg kg}^{-1}$  en los primeros 20 cm del perfil de suelo, la dosis a aplicar sería de  $75,6 \text{ kg Fe ha}^{-1}$ , lográndose una reducción a los 45 días de 72% del PBray1. Pero, la aplicación de esta dosis estimada habría



provocado bajo condiciones similares de crecimiento del ensayo 2 una reducción del rendimiento de la pastura sembrada de entre 17 y 23%.

## 2.7 CONCLUSIONES

La aplicación de  $\text{FeCl}_3$  al suelo logró reducciones de PBray1 de hasta el 85 % del nivel inicial ( $107 \text{ mg kg}^{-1}$ ). Estas reducciones se produjeron rápidamente, ya que a los 7 días posaplicación el descenso de P fue no solo importante, sino también estadísticamente significativo, alcanzando el 92 % de lo logable a los 60 días para la dosis máxima aplicada ( $686 \text{ kg Fe ha}^{-1}$ ). Para la dosis estimada ( $75,6 \text{ kg Fe ha}^{-1}$ ) por el modelo para reducir el nivel de PBray1 por debajo de  $31 \text{ mg kg}^{-1}$ , esta reducción fue de 72 %. Sin embargo, esta dosis estimada provocaría un descenso de la biomasa de la pastura entre 17 y 23%, posiblemente asociado a algún efecto inhibitorio del  $\text{FeCl}_3$  sobre la productividad. Este efecto inhibitorio del Fe fue constante en todo el rango de dosis, por lo cual, si estas se redujeran el efecto depresivo se reduciría en forma proporcional. Por tanto, la posibilidad de usar esta alta dosificación en situaciones productivas no parece realista, ya que además de la pérdida de productividad, hay que considerar las dificultades prácticas de aplicar este alto volumen de producto dentro del perfil del suelo lo cual llevaría un costo elevado de aplicación.

## 2.8. BIBLIOGRAFÍA

- Allen BL, Mallarino AP. 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. doi: 10.2136/sssaj2005.0031
- Amarawansa EA, Indraratne, SP. 2010. Degree of phosphorous saturation in intensively cultivated soils in Sri Lanka. *Tropical Agricultural Research*. 22(1): 113-119. doi: 10.4038/tar.v22i1.2676

- Ann Y, Reddy KR, Delfino JJ. 1999. Influence of redox potential on phosphorus solubility in chemically amended wetland organic soils. *Ecological Engineering*. 14(1-2): 169-180. doi: 10.1016/S0925-8574(99)00027-0
- APHA (American Public Health Association). 2012. *Standard Methods for the examination of water and wastewater*. 22<sup>nd</sup> Edition APHA, AWWA, WEF, Washington, DC.
- 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. doi: 10.1177/1178622117715446
- Beegle D, Sharpley A, Graetz D. 1998. Interpreting soil test phosphorus for environmental purposes. *Soil testing for phosphorus: environmental uses and implications*. Soil Coop Ser Bull, SERA-IEG 17 Bulletin. 389 pp. [En línea], disponible en (<https://www.ars.usda.gov/research/publications/publication/?seqNo115=75809>), último acceso: 05 de abril de 2022.
- Benton Jones J. 1989. *Plant analysis techniques*. Benton Jones Laboratories, Georgia. 170 pp.
- Bordoli JM. 1998. Fertilización de pasturas de leguminosas y mezclas de gramíneas y leguminosas. *Jornada de Fertilización en Cultivos y Pasturas (1998, Concepción del Uruguay, Entre Ríos)*. Trabajos presentados. Concepción del Uruguay, Entre Ríos, INTA. s.p.
- Bray RH, Kurtz LT. 1945. Determination of total, organic and available forms of phosphorus in soils. *Soil Science*. 59: 39-45.
- Brennan RB, Fenton O, Grant J, Healy MG. 2011. Impact of chemical

amendment of dairy cattle slurry on phosphorus, suspended sediment and metal loss to runoff from a grassland soil. *Science of the Total Environment*. 409(23): 5111-5118. doi: 10.1016/j.scitotenv.2011.08.016

Buda AR, Koopmans GF, Bryant RB, Chardon WJ. 2012. Emerging technologies for removing nonpoint phosphorus from surface water and groundwater: introduction. *Journal of Environmental Quality*. 41(3): 621-627. doi: 10.2134/jeq2012.0080

Campillo R, Sadzawka A. 2006. La acidificación de los suelos. Origen y mecanismos involucrados. Serie Actas Instituto de Investigaciones Agropecuarias. 38. [En línea], disponible en (<https://hdl.handle.net/20.500.14001/8536>), último acceso: 04 de abril de 2022.

Carracelas G, Hornbuckle J, Verger M, Huertas R, Riccetto S, Campos F, Roel A. (2019). Irrigation management and variety effects on rice grain arsenic levels in Uruguay. *Journal of Agriculture and Food Research*.1: 100008.

Carámbula M. 2010. Pasturas y forrajes: potenciales y alternativas para producir forraje. Montevideo, Hemisferio Sur. Tomo:1, 357 p.

Cole LJ, Stockan J, Helliwell R. 2020. Managing riparian buffer strips to optimise ecosystem services: A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment*. 296. doi: 10.1016/j.agee.2020.106891

Davenport JR, Pitts MT, Provance W, DeMoranville C. 1996. Influence of soil iron and aerobic status on phosphorus availability in cranberry (*Vaccinium macrocarpon* Ait.) soils. VI International Symposium on *Vaccinium* Culture. 369-380. doi: 10.17660/ActaHortic.1997.446.55

- Dayton EA, Whitacre SD, Holloman CH. 2014. Demonstrating the relationship between soil phosphorus measures and phosphorus solubility: Implications for Ohio phosphorus risk assessment tools. *Journal of Great Lakes Research*. 40(3): 473-478. doi: 10.1016/j.jglr.2014.04.001
- De Bolle S. 2013. Phosphate saturation and phosphate leaching of acidic sandy soils in Flanders: analysis and mitigation options. Doctoral dissertation, Ghent University. Ghent. 181 p.
- Deng N, Li H, Shi D. 2011. Preliminary experimental study on effectiveness of vegetative filter strips to pollutants in surface runoff. *Journal of Water Resource and Protection*. 3(4): 222-227. doi: 10.4236/jwarp.2011.34028.
- Di Muro N. 2019. Respuesta de pasturas mezcla de segundo año y de sus especies componentes a la refertilización fosfatada según el nivel de PBray1 en la capa de 0 – 7,5 cm del suelo. Tesis de Grado. Facultad de Agronomía, UDELAR. 65 p.
- Di Rienzo JA, Casanoves F, Balzarini MG, Gonzalez L, Tablada M, Robledo CW. 2018. InfoStat version 2018. Computer software. Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Córdoba. [En línea], disponible en (<https://www.infostat.com.ar>), último acceso: 05 de enero de 2022
- Dodd RJ, McDowell RW, Condon LM. 2012. Predicting the changes in environmentally and agronomically significant phosphorus forms following the cessation of phosphorus fertilizer applications to grassland. *Soil Use and Management*. 28(2): 135-147. doi: 10.1111/j.1475-2743.2012.00390.x

- Doménech X, Peral J. 2006. Química Ambiental de sistemas terrestres. Departamento de Química, Universitat Autònoma de Barcelona. Editorial Reverté S.A. 239 p.
- Echeverría H, García F. 1998. Guía para la fertilización fosfatada de trigo, maíz, girasol y soja. Boletín Técnico nº 149. EEA INTA Balcarce.
- Feagley SE, Lory J. 2005. Soil test phosphorus threshold levels. SERA 17 Position Paper Sera. (17): 1-9.
- Fischer P, Pöthig R, Venohr M. 2017. The degree of phosphorus saturation of agricultural soils in Germany: Current and future risk of diffuse P loss and implications for soil P management in Europe. Science of the Total Environment. 599: 1130-1139. doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.03.143
- Flynn Jr CM. 1984. Hydrolysis of inorganic iron (III) salts. Chemical Reviews. 84(1): 31-41. doi: 10.1021/cr00059a003
- Hartz TK, Johnstone PR. 2006. Relationship between soil phosphorus availability and phosphorus loss potential in runoff and drainage. Communications in soil science and plant analysis. 37(11-12): 1525-1536. doi: 10.1080/00103620600710058
- Heckrath G, Brookes PC, Poulton PR, Goulding KW. 1995. Phosphorus leaching from soils containing different phosphorus concentrations in the Broadbalk experiment. Journal of Environmental Quality. 24(5): 904-910. doi: 10.2134/jeq1995.00472425002400050018x
- Hesketh N, Brookes PC. 2000. Development of an indicator for risk of phosphorus leaching. Journal of Environmental Quality. 29(1): 105-110. doi: 10.2134/jeq2000.00472425002900010013x

- Hirzel J, Rodríguez N, Zagal E. 2004. Effect of different doses of N, P, K inorganic fertilization and organic source (poultry litter) on maize production and soil fertility. *Agricultura Técnica*. 64(4): 365-374.
- Juárez M, Cerdán M, Sánchez A. 2015. Hierro en el sistema suelo-planta. Departamento de Agroquímica y Bioquímica. Facultad de Ciencias. Universidad de Alicante. Alicante. [En línea], disponible en (<https://exa.unne.edu.ar/biologia/fisiologia.vegetal/HIERRO>), último acceso: 05 de abril de 2022.
- Johnston AE, Poulton PR. 2019. Phosphorus in agriculture: A review of results from 175 years of Research at Rothamsted, UK. *Journal of Environmental Quality*. 48 (5): 1133-1144. doi: 10.2134/jeq2019.02.0078
- Kaiser DE, Lamb JA, Eliason R. 2011. Fertilizer guidelines for agronomic crops in Minnesota. University of Minnesota. Minnesota. [En línea], disponible en ([https://conservancy.umn.edu/bitstream/handle/11299/198924/Fertilizer %20Guidelines%20for%20Agronomic%20Crops%20in%20Minnesota.pdf?sequence=1&isAllowed=y](https://conservancy.umn.edu/bitstream/handle/11299/198924/Fertilizer%20Guidelines%20for%20Agronomic%20Crops%20in%20Minnesota.pdf?sequence=1&isAllowed=y)), último acceso: 05 de abril de 2022
- Kingery WL, Wood CW, Delaney DP, Williams JC, Mullins GL. 1994. Impact of long-term land application of broiler litter on environmentally related soil properties. *Journal of Environmental Quality*. 23 (1): 139-147. doi: 10.2134/jeq1994.00472425002300010022x
- Kirthisinghe JP, Kumaragamage D, Sultanbava F. 2007. Evaluation of site-specific fertilizer recommendation for cauliflower (*Brassica oleracea* L.) in two locations in Sri Lanka. *Tropical Agricultural Research*. 19: 229-239. [En línea], disponible en (<http://192.248.43.153/bitstream/1/2013/2/PGIATAR>), último acceso: 10

de abril de 2022

- Kleinman PJ, Sharpley AN, Moyer BG, Elwinger GF. 2002. Effect of Mineral and Manure Phosphorus Sources on Runoff Phosphorus. *Journal of Environmental Quality*. 31(6): 2026-2033. doi: 10.2134/jeq2002.2026
- Kuo S, Sparks DL, Page AL., Helmke PA, Loeppert RH. 1996. Phosphorus. *Methods of soil analysis. Part 3*. En: Sparks DL. Soil Science Society of America: Madison, Wisconsin. 869-919.
- Leike A. 2002. Demonstration of the exponential decay law using beer froth. *European Journal of Physics*. 23(1): 21-26. doi: 10.1088/0143-0807/23/1/304
- Lescano, C. 2016. Rol de los pastizales naturales en la retención de nutrientes provenientes de la agricultura. Tesina de grado en Ciencias biológicas. Profundización en Ecología. Rocha, Uruguay. Facultad de Ciencias. 47 p.
- Lindsay WL. 1979. *Chemical equilibria in soils*. Blackburn Press: Caldwell, NJ, USA.
- Lizarralde CA, McDowell RW, Condon LM, Brown J, Whelan M. 2021. Amending soils of different pH to decrease phosphorus losses. *Soil Research*. 60(2): 114-123. doi: 10.1071/SR21012
- Macrae ML, Zhang Z, Stone M, Price JS, Bourbonniere RA, Leach M. 2011. Subsurface mobilization of phosphorus in an agricultural riparian zone in response to flooding from an upstream reservoir. *Canadian Water Resources Journal / Revue canadienne des ressources hydriques*. 36(4): 293-311. doi: 10.4296/cwrj3604810

- Mallarino AP, Rueber D. 2013. Alfalfa hay and soil-test phosphorus responses to long-term phosphorus fertilization strategies. Iowa State University Research and Demonstration Farms Progress Reports, 2012(1).
- McDowell RW, Norris M. 2014. The use of alum to decrease phosphorus losses in runoff from grassland soils. *Journal of Environmental Quality* 43(5): 1635-1643. doi: 10.2134/jeq2013.12.0479
- McDowell RW, Sharpley AN. 2001. Approximating phosphorus release from soils to surface runoff and subsurface drainage. *Journal of Environmental Quality*. 30(2), 508-520. doi: 10.2134/jeq2001.302508x
- MGAP (Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca). 1976. Carta de reconocimiento de Suelos del Uruguay, escala 1:1.000.000.
- Moore PA, Miller DM. 1994. Decreasing phosphorus solubility in poultry litter with aluminum, calcium, and iron amendments. *Journal of Environmental Quality*. 23 (2): 325-330. doi: 10.2134/jeq1994.00472425002300020016x
- Murphy J, Riley JP. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Analytica Chimica Acta*. 27: 31-36. doi: 10.1016/S0003-2670(00)88444-5
- Murphy PN, Bell A, Turner BL. 2009. Phosphorus speciation in temperate basaltic grassland soils by solution <sup>31</sup>P NMR spectroscopy. *European Journal of Soil Science*. 60(4): 638-651. doi: 10.1111/j.1365-2389.2009.01148.x
- MVOTMA (Ministerio de Vivienda, Ordenamiento Territorial y Medio Ambiente). 2013. Plan de acción para la protección de la calidad ambiental y la disponibilidad de agua en la cuenca del Río Santa Lucía. Montevideo,



Uruguay. [En línea], disponible en (<https://www.gub.uy/ministerioambiente/comunicacion/publicaciones/pla-n-accion-para-proteccion-del-agua-cuenca-del-santa-lucia>), último acceso: 10 de abril de 2022

Penn CJ, Camberato JJ. 2019. A critical review on soil chemical processes that control how soil pH affects phosphorus availability to plants. *Agriculture* 9(6): 120. doi: 10.3390/agriculture9060120

Perdomo CH, 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. En: IV Simposio Nacional de Agricultura. Paysandú, Uruguay. 77-94.

Peterson HM, Baker LA, Bruening D, Nieber JL, Ulrich JS, Wilson BN. 2017. Agricultural Phosphorus Balance Calculator: A tool for watershed planning. *Journal of Soil and Water Conservation*. 72(4): 395-404. doi: 10.2489/jswc.72.4.395

Ping CL, Michaelson GJ. 1986. Phosphorus sorption by major agricultural soils of Alaska. *Communications in soil science and plant analysis*. 17(3): 299-320. doi: 10.1080/00103628609367714

Pote DH, Daniel TC, Nichols D, Sharpley AN, Moore PA, Miller DM, Edwards DR. 1999. Relationship between phosphorus levels in three Ultisols and phosphorus concentrations in runoff. *Journal of Environmental Quality*. 28(1): 170-175.

Rabuffetti, A. 2017. La fertilidad del suelo y su manejo. Montevideo, Uruguay. Hemisferio Sur. Volumen 2: 502 pp.

Rehm GW, Mallarino A, Reid K, Franzen D, Lamb J. 2001. Soil sampling for

variable rate fertilizer and lime application. North Central Multistate Report 348. NCR 13 Committee. University of Minnesota.

Reid K, Schneider K, Joosse P. 2019. Addressing imbalances in phosphorus accumulation in Canadian agricultural soils. *Journal of Environmental Quality*. 48(5): 1156-1166. doi: 10.2134/jeq2019.05.0205

Rodríguez-Gallego L, Calvo C, De León G, Castagna A, Cabrera-Lamanna L, Costa S, González L, Meerhoff M. 2020. Evaluación de la dinámica del fósforo en zonas buffer en el Embalse de Paso Severino y propuestas de alternativas de manejo para la reducción de los aportes difusos de este nutriente. Convenio MVOTMA/DINAMA-UDELAR. CURE, UDELAR. 66 pp.

Schärer M, De Grave E, Semalulu O, Sinaj S, Vandenberghe RE, Frossard E. 2009. Effect of redox conditions on phosphate exchangeability and iron forms in a soil amended with ferrous iron. *European Journal of Soil Science*. 60 (3): 386-397. doi: 10.1111/j.1365-2389.2009.01135.x

Schelfhout R, Strijckmans K, Depla D. 2018. Anomalous effects in the aluminum oxide sputtering yield. *Journal of Physics D: Applied Physics*. 51(15): 155-202. doi: 10.1088/1361-6463/aab321

Schmidt F, Fortes MD, Wesz J, Buss GL, Sousa RO. 2013. Impacto do manejo da água na toxidez por ferro no arroz irrigado por alagamento *Revista Brasileira de Ciência do Solo* 37(5): 1226-1235. doi: 10.1590/S0100-06832013000500012

Schwertmann U, Taylor RM. 1989. Iron oxides. *Minerals in soil environments*. 1: 379-438. doi: 10.2136/sssabookser1.2ed.c8

- Sharpley AN, Jarvie HP, Buda A, May L, Spears B, Kleinman P. 2013. Phosphorus legacy: Overcoming the effects of past management practices to mitigate future water quality impairment. *Journal of Environmental Quality*. 42(5): 1308-1326. doi: 10.2134/jeq2013.03.0098
- Sharpley, AN. 2010. Manejo de fósforo en sistemas de producción agrícola ambientalmente sostenible: Desafíos y Oportunidades. *Informaciones Agronómicas del Cono Sur*. 46: 1-9. [En línea], disponible en (<https://fertilizar.org.ar/wp-content/uploads/2010/06/1.pdf>), último acceso: 30 de marzo de 2022.
- Sharpley AN, Weld JL, Beegle DB, Kleinman PJ, Gburek WJ, Moore PA, 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 AN. 1995. Dependence of runoff phosphorus on extractable soil phosphorus. *Journal of Environmental Quality*. 24(5): 920-926. doi: 10.2134/jeq1995.00472425002400050020x
- Silva A, Ponce de León J, García F, Durán A. 1988. Aspectos metodológicos en la determinación de la capacidad de retener agua de los suelos del Uruguay. *Boletín de Investigación* 10. 20 p.
- Sims JT, Maguire RO, Leytem AB, Gartley KL, Pautler MC. 2002. Evaluation of Mehlich 3 as an-Agri-Environmental soil phosphorus test for the Mid-Atlantic United States of America. *Soil Science Society of America Journal*. 66(6): 2016-2032. doi: 10.2136/sssaj2002.2016
- Stutter MI, Shand CA, George TS, Blackwell MS, Dixon L, Bol R, MacKay RL, Richardson AE, Condon L, Haygarth PM. 2015. Land use and soil factors

affecting accumulation of phosphorus species in temperate soils. *Geoderma*. 257-258: 29-39. doi: 10.1016/j.geoderma.2015.03.020

Tunney H, Kiely G, Morgan G, Moles R, Byrne P, Jordan P, Daly K, Doody D, Kurz I, Bourkel D, Reilly CO, Ryan D, Holden N, Jennings E, Irvine K, Carton O. 2007. Pathways for nutrient loss to water with emphasis on phosphorus. Teagasc, Oak Park, Carlow. [En línea], disponible en (<https://tstor.teagasc.ie/bitstream/handle/11019/906/eopr5021.pdf?sequence=1&isAllowed=y>), último acceso: 20 de marzo de 2022.

Uusitalo R, Närvänen A, Kaseva A, Launto-Tiuttu A, Heikkinen J, Joki-Heiskala P, Rasa K, Salo T. 2015. Conversion of dissolved phosphorus in runoff by ferric sulfate to a form less available to algae: Field performance and cost assessment. *Ambio*. 44(2): 286-296. doi: 10.1007/s13280-014-0622-8

Vadas PA, Kleinman PJ, Sharpley AN, Turner BL. 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. doi: 10.2134/jeq2005.0572

Valkama E, Uusitalo R, Ylivainio K, Virkajärvi P, Turtola E. 2009. Phosphorus fertilization: a meta-analysis of 80 years of research in Finland. *Agriculture, ecosystems & environment*. 130(3-4): 75-85. doi: 10.1016/j.agee.2008.12.004

Van Lierop, W. 1990. Soil pH and lime requirement determination. *Soil testing and plant analysis*. 3: 73-126. doi: 10.2136/sssabookser3.3ed.c5

Wang YT, Zhang TQ, Hu QC, Tan CS, Halloran IP, Drury CF, Reid DK, Ma BL, Ball-Coelho B, Lauzon ID, Reynolds WD, Welacky T. 2010. Estimating Dissolved Reactive Phosphorus Concentration in Surface Runoff Water

from Major Ontario Soils. *Journal of Environmental Quality*. 39(5): 1771-1781. doi: 10.2134/jeq2009.0504

Withers PJ, Hodgkinson RA, Rollett A, Dyer C, Dils R, Collins AL, Bilsborrow PE, Bailey G, Sylvester-Bradley R. 2017. Reducing soil phosphorus fertility brings potential long-term environmental gains: A UK analysis. *Environmental Research Letters*. 12(6): 063001. doi: 10.1088/1748-9326/aa69fc

Wolf AM, Moore PA, Kleinman PJ, Sullivan DM, Kovar JL, Pierzynski GM. 2009. Water-extractable phosphorus in animal manure and biosolids. *Methods of phosphorus analysis for soils, sediments, residuals, and waters*. 2nd ed. Southern Cooperative Series Bull. 408: 76-80. [En línea], disponible en ([http://www.sera17.ext.vt.edu/Documents/P\\_Methods2ndEdition2009pdf](http://www.sera17.ext.vt.edu/Documents/P_Methods2ndEdition2009pdf)), último acceso: 30 de marzo de 2022.

Zou Y, Zhang L, Wang L, Zhang S, Yu X. 2018. Effects of aeration, vegetation, and iron input on total P removal in a lacustrine wetland receiving agricultural drainage. *Water*. 10(1), 61. doi: 10.3390/w10010061

Zvomuya F, Rosen CJ, Gupta SC. 2006. Phosphorus sequestration by chemical amendments to reduce leaching from wastewater applications. *Journal of Environmental Quality*. 35(1): 207-215. doi: 10.2134/jeq2005.0172

Zhang W, Wang Q, Wu Q, Zhang S, Zhu P, Peng C, Zhang H. 2020. The response of soil Olsen-P to the P budgets of three typical cropland soil types under long-term fertilization. *PLoS one*. 15(3): 1-9. doi: 10.1016/j.scitotenv.2019.134417

### 3. LA APLICACIÓN DE DOSIS BAJAS DE FeCl<sub>3</sub> REDUCE LAS PÉRDIDAS DE FÓSFORO POR ESCURRIMIENTO EN SUELOS DE TEXTURA PESADA

#### 3.1 RESUMEN

La incorporación de la siembra directa en los sistemas productivos se ha asociado a la aplicación de fertilizantes fosfatados en superficie. Como consecuencia, el transporte de fósforo (P) en forma soluble del suelo a los cuerpos de agua superficiales se ha incrementado, aumentando el riesgo de eutrofización. Por tanto, es de suma relevancia la búsqueda de medidas de manejo para reducir esta pérdida de P, las cuales hasta el momento no se han implementado. Una posible alternativa es la aplicación al suelo de dosis bajas de cloruro férrico (FeCl<sub>3</sub>), ya que estas aplicaciones reducen en forma eficiente la concentración de las formas lábiles P del suelo. En Uruguay, sin embargo, no existen reportes del grado de reducción de la concentración de P soluble en el agua de escurrimiento que se puede lograr con aplicaciones superficiales de este producto en condiciones de campo. El objetivo de esta investigación fue evaluar bajo lluvia simulada la factibilidad práctica y económica de esta aplicación. Para ello, se realizaron ensayos en dos sitios de un suelo típico de la cuenca del río Santa Lucía. Los resultados mostraron que con la aplicación de la dosis mínima de FeCl<sub>3</sub> (9,3 kg Fe ha<sup>-1</sup>) se lograron reducciones de la concentración de P total en el agua de escurrimiento de entre 42 y 43 %, mientras que para la dosis máxima (46,5 kg Fe ha<sup>-1</sup>) estas disminuciones fueron de 64 y 70 %. Esta medida de manejo sería factible de implementar, ya que su costo es relativamente bajo y dentro de este rango de dosis no se afectaría el rendimiento de los cultivos.

*Palabras clave: cloruro férrico, fósforo lábil, fósforo soluble*

### 3.2 SUMMARY

The incorporation of no-till planting into agricultural production systems has increased the application of phosphate fertilizers to the soil surface. Consequently, the transport of phosphorus (P) in soluble form from the soil to surface water bodies has increased, augmenting the risk of eutrophication. Therefore, the search for management measures to reduce this loss of P, which have not been implemented so far, is highly relevant. A possible alternative is the soil application of low doses of ferric chloride ( $\text{FeCl}_3$ ), since these applications efficiently reduce the concentration of labile P forms in the soil. In Uruguay, however, there are no reports on the degree of reduction of the concentration of soluble P in runoff water that can be achieved with surface applications of this product under field conditions. Our research evaluated under simulated rain the practical and economic feasibility of this application. Experiments were carried out in two sites with the same typical soil type of the Santa Lucía River basin. With the application of the minimum dose ( $9.3 \text{ kg Fe ha}^{-1}$ ), total P concentration in runoff dropped between 42 and 43 %, while for the maximum dose ( $46.5 \text{ kg Fe ha}^{-1}$ ), these decreases were 64 and 70 %. Thus, this management measure would be feasible to implement since its cost is relatively small and for this dose range crop yields would not be affected.

*Keywords: ferric chloride, labile phosphorus, soluble phosphorus*

### 3.3 INTRODUCCIÓN

Diversos estudios han reportado que la aparición de niveles altos de fósforo soluble (PS) en los cursos de agua superficiales ha coincidido con la incorporación de la siembra directa (SD) en los sistemas agropecuarios (Sharpley et al., 2015, Sharpley, 2010, McDowell y Sharpley, 2001). Esta metodología de cultivo ha permitido reducir la erosión, pero, al mismo tiempo, ha incentivado la aplicación de fertilizantes fosfatados al voleo en la superficie del suelo, sin incorporarlos en el perfil (Sharpley, 2010). Este manejo,

acumulado durante muchos años, ha incrementado las concentraciones de fósforo lábil determinado con diferentes test agronómicos de fósforo (TAP), sobre todo en la capa más superficial del suelo (Baker et al., 2017, Vadas et al., 2005, Meyer y Barak, 2005, Fabrizzi et al., 2004, Calviño et al., 2000). Esta acumulación superficial de fósforo (P) ha provocado un incremento de las pérdidas de P en el agua de escurrimiento, sobre todo en forma de PS (Baker et al., 2017, Joosse y Baker, 2011, Vadas et al., 2005, McDowell y Sharpley, 2001, Sharpley et al., 1994).

Por ejemplo, para suelos de la cuenca del lago Erie (Ohio, EE. UU.) bajo SD, Baker et al. (2017) reportaron que las concentraciones de TAP (Mehlich3) en la capa de suelo de 0-2,5 cm fueron, en promedio, 55 % mayores que las de la capa de 0-20 cm (69,8 vs. 40,2 mg kg<sup>-1</sup>, respectivamente). Por otra parte, Meyer y Barak (2005) trabajando en Wisconsin (EE. UU.) también reportaron un incremento significativo de la estratificación vertical de P bajo SD en relación con los suelos bajo laboreo convencional. Estos suelos presentaban rangos de PBray1 entre 55 a 120 mg kg<sup>-1</sup> de 0-5 cm y entre 15 a 20 mg kg<sup>-1</sup> de 0-30 cm. En cambio, los suelos laboreados presentaban concentraciones de PBray1 en superficie y en profundidad muy similares, con rangos entre 25 y 30 mg kg<sup>-1</sup> de 0-5 cm y entre 15 y 20 mg kg<sup>-1</sup> de 0-30 cm.

En Argentina, en la región pampeana, Calviño et al. (2000) determinaron en sistemas bajo SD la variación en la concentración del TAP (PBray1) en profundidad. Estas concentraciones disminuían a medida que aumentaba la profundidad del suelo en los 12 lotes evaluados, con niveles de PBray1 en mg kg<sup>-1</sup> entre 5 y 39 de 0-5 cm, entre 6 a 25 de 0-10 cm y entre 4 a 16 de 0-20 cm. En el sur de Brasil, también en sistemas agrícolas bajo SD, Bortolon et al. (2016) reportaron concentraciones de P Mehlich1 de 3,3 a 33,2 mg kg<sup>-1</sup> en los primeros 10 cm del suelo. Pero estos valores estuvieron, generalmente, por encima del nivel de suficiencia de P Mehlich1 (6 a 21 mg kg<sup>-1</sup>) para la producción de cultivos en esta región (Martinazzo, 2006). A su vez, Bortolon



et al. (2016) concluyeron que el método de análisis de P Mehlich1 estuvo altamente correlacionado con el P extraíble en agua, por lo cual este TAP también puede ser utilizado como un test ambiental para estimar el riesgo de pérdidas de P por escorrentía en los suelos de esta región.

En Uruguay también se han detectado altos valores de estratificación vertical de P en los suelos de la cuenca del río Santa Lucía (CRSL). En un relevamiento de 32 unidades de manejo bajo producción lechera en la CRSL, Perdomo et al. (2015) reportaron que las concentraciones de PBray1 en la capa de 0-2,5 cm fueron, en promedio, cuatro veces mayores que las de la capa de 0-15, fluctuando entre 1,3 y 7,5. También en Uruguay, Castagna (2020) determinó valores de PBray1 en 0-2,5 y 0-15 cm, en 12 potreros compuestos por diferentes rotaciones de pasturas y para dos estaciones del año (invierno y verano). En este estudio, realizado en la CRSL, los niveles de PBray1 en ambas profundidades tendieron a ser mayores en invierno, mientras que el factor de estratificación (relación entre la concentración de PBray1 a 0-2,5 cm y a 0-15 cm) fue mayor en verano, debido a una mayor concentración de este TAP en los primeros 2,5 cm en esta estación. El valor medio del factor de estratificación ( $3,1 \pm 1,6$ ) y los rangos encontrados (1,0 a 7,3) coincidieron con los reportados por Perdomo et al. (2015). Rodríguez-Gallego et al. (2020) compararon la concentración de nutrientes en zonas *buffer* (vegetación natural) vs. zonas de cultivos agrícolas y encontraron mayores concentraciones de PBray1 en la capa de 0-2,5 cm, con un factor de estratificación de 2,8 para los cultivos agrícolas y de 2,0 para las zonas *buffer*. Los autores concluyen que estas altas concentraciones de P en los primeros cm del suelo están asociadas a la fertilización en superficie, a las deyecciones de los animales y a la falta de incorporación de P en profundidad. En otro trabajo realizado en esta misma cuenca por Goyenola et al. (2015) se concluyó que las microcuencas con mayor uso de SD, con fertilizaciones frecuentes y pastoreo intensivo, fueron las que presentaron mayores

concentraciones de P en cuerpos de agua superficiales, y la mayor parte de este P se encontraba en forma soluble.

En EE. UU., desde 1970 se han implementado medidas de manejo para reducir el transporte de P de suelo al agua, pero estas medidas estaban centradas principalmente en el control de la erosión mediante la realización de laboreo en contorno, rotaciones de cultivos y pasturas y fajas empastadas en los cultivos agrícolas (Sharpley et al., 2013, Reddy et al., 1999). A su vez, desde 1990 se planteó el manejo racional de los nutrientes, evitando aplicaciones excesivas, y se introdujo la SD con el fin de reducir la erosión (Sharpley et al., 2013). Pero últimamente se ha verificado que estas medidas no resultaron efectivas, dado que aunque la erosión esté controlada, las pérdidas de PS son muy elevadas (Sharpley et al., 2012, Richards et al., 2009). Por esta razón, en situaciones bajo SD, se han propuesto en los últimos tiempos nuevas medidas de manejo. En sitios con alta estratificación de P, una medida sería la inversión periódica del suelo (por ejemplo, cada 10 años) con arado de reja y vertedera, la cual ha sido efectiva para reducir las altas concentraciones de P lábil en superficie (Baker et al., 2017, Kleinman et al., 2015). Para la cuenca del lago Erie de EE. UU., Smith et al. (2017) recomiendan que este laboreo se realice en la época del año de menor riesgo de erosión, fin de primavera y verano.

En los últimos años se ha demostrado en algunos ensayos de campo que la aplicación al suelo de productos químicos con calcio (Ca), aluminio (Al) o hierro (Fe) pueden disminuir las concentraciones de P tanto en el suelo como en el agua de escurrimiento y lixiviación. McDowell y Norris (2014), en Nueva Zelanda, evaluaron la aplicación superficial de  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  y lograron una disminución del P reactivo filtrable en el escurrimiento superficial de 25 % y en la lixiviación, de 70 %. Schärer et al. (2007), en Suiza, evaluaron la aplicación de Fe al suelo, logrando una reducción aproximada de P del suelo extraíble en agua (WEP) de  $10 \text{ mg kg}^{-1}$  (disminución de 10 a 1) y de PS en el

agua de escurrimiento, de  $0,9 \text{ mg L}^{-1}$ . Cabe señalar, sin embargo, que el producto utilizado por estos autores no era un producto comercial, sino que se preparó especialmente para este ensayo, mezclando hidróxido de calcio ( $\text{Ca(OH)}_2$ ) y sulfato ferroso ( $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ). En EE. UU., Zvomuya et al. (2006) evaluaron el efecto del  $\text{FeCl}_3$ , el  $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$  y el  $\text{CaO}$  y obtuvieron como resultado que los dos primeros productos fueron más efectivos en la disminución del P extraíble en agua que el  $\text{CaO}$ .

Pero la mayoría de los trabajos realizados tanto en campo como en laboratorio, aunque han logrado reducciones importantes de P lábil en todo el perfil del suelo, así como de P en el agua de escurrimiento, han utilizado dosis muy elevadas de Ca, Al o Fe. Por ejemplo, Lizarralde et al. (2021) utilizaron un rango de dosis de entre  $535$  y  $2140 \text{ kg Fe ha}^{-1}$ , De Bolle (2013) utilizó una dosis aproximada de  $155 \text{ kg Fe ha}^{-1}$ , en el caso de Schärer et al. (2007), utilizaron dosis equivalentes a  $2500 \text{ kg Fe ha}^{-1}$  y  $2600 \text{ kg Ca ha}^{-1}$  y Zvomuya et al. (2006) utilizaron un rango de entre  $1400$  y  $11200 \text{ kg Fe ha}^{-1}$ . En cambio, el trabajo de McDowell y Norris (2014) fue la excepción, dado que utilizaron un rango de dosis de Al bastante inferior a los anteriores trabajos, entre  $20$  y  $80 \text{ kg ha}^{-1}$ .

En los suelos de Uruguay bajo SD altamente estratificados con P en superficie (altos valores del factor de estratificación), se deberían encontrar e implementar medidas de manejo que reduzcan las pérdidas de P con el agua de escurrimiento. Una alternativa sería la aplicación superficial de dosis bajas de productos químicos como el  $\text{FeCl}_3$ , para reducir el nivel de P lábil solo en los primeros centímetros del perfil. Esto sería factible, ya que hay reportes que indican que el agua de escurrimiento solo interacciona con los primeros  $2,5 \text{ cm}$  del perfil (zona de mezclado), por lo cual la existencia de concentraciones mayores por debajo de esta capa superficial no afectaría la concentración de P del agua de escurrimiento (Jarvie et al., 2017, Smith et al., 2015). Este hecho posibilita aplicar dosis bajas, con lo cual se reduciría el costo de aplicación y

se minimizaría el riesgo ambiental del agregado de estos productos en los agroecosistemas. En Uruguay existe amplia disponibilidad comercial de  $\text{FeCl}_3$ , un producto líquido que sería de fácil aplicación en el campo. Por lo cual, en este trabajo se planteó la hipótesis de que, en suelos con alta estratificación de P, la aplicación superficial de dosis bajas de  $\text{FeCl}_3$  permitiría reducir el nivel de P lábil en esta capa más superficial de suelo, y consecuentemente, las pérdidas de PS y P particulado (PP) con el agua de escurrimiento. Es por ello que el objetivo de esta investigación, la primera realizada en el país en condiciones de campo, fue evaluar bajo lluvia simulada la factibilidad de disminuir los niveles de P lábil en la capa superficial de suelo y la concentración de P del agua de escurrimiento mediante la aplicación de  $\text{FeCl}_3$  en la superficie. Los objetivos específicos fueron, determinar el nivel de reducción de P lábil en el suelo que se puede lograr con la aplicación superficial de este producto y cuantificar la reducción asociada que se produce en la concentración de PS y PP del agua de escurrimiento.

### 3.4 MATERIALES Y MÉTODOS

#### 3.4.1 Descripción de los sitios

Este estudio fue realizado en dos sitios ubicados en el departamento de Florida dentro de la CRSL, con costas al embalse de Paso Severino. Al momento de realizar los experimentos, el sitio 1 (noviembre 2018) se dedicaba a la producción lechera y el sitio 2 (febrero 2019), a la ganadera. La información sobre la clasificación de suelos de estos sitios y la composición textural y química se presenta en el cuadro 3.1, mientras que en el cuadro 3.2 se presentan los resultados iniciales de PBray1 y WEP100 para los dos sitios evaluados.

Cuadro 3.1. Clasificación de suelos y composición textural y química de los dos sitios en estudio.

Sitio	Coordenadas geográficas	Rubro	Unidad de suelo*	Tipo de suelo	MO (%)	Distribución textural (%)		
						Arena	Limo	Arcilla
1	34°14'19,5"S 56°18'38,3"W	Lechero	Montecoral	Brunosol éútrico	3,4	18,6	48,5	35,9
2	34°13'56,6"S 56°16'36,9"W	Ganadero	San Gabriel de Guaycurú	Brunosol Subéútrico típico	2,9	20,2	46,6	33,2

\*Clasificación de suelos del Uruguay, mapa 1:1.000.000, MGAP (1976).

Cuadro 3.2. Resultados iniciales de PBray1 y WEP100 para los dos sitios.

Sitio	Profundidad	PBray1	WEP100*
1	0-2,5	133,8	25,8
	2,5-7,5	62,3	
	0-15	41,8	
2	0-2,5	106,1	13,5
	2,5-7,5	54,9	
	0-15	32,1	

\*Fósforo extraíble en agua (WEP) solo se determinó en la capa de suelo de 0-2,5 cm.

### 3.4.2 Descripción de los ensayos en ambos sitios

Previo a la instalación de los ensayos se delimitó en cada sitio un área de 20 m<sup>2</sup>, donde se cortó la pastura con bordeadora y luego se marcaron 12 parcelas de 1 m<sup>2</sup>. En ambos sitios se realizó el mismo experimento, que consistió en la

aplicación al suelo de tres dosis de  $\text{FeCl}_3$  y un control sin aplicación. Las dosis de Fe aplicadas fueron: 9,3; 27,9 y 46,5 kg Fe  $\text{ha}^{-1}$  como  $\text{FeCl}_3$  (estado líquido, densidad 1,42 kg  $\text{L}^{-1}$ , concentración 40 % masa:masa, cada litro de  $\text{FeCl}_3$  contiene 0,186 kg de Fe). Previo a su aplicación, cada dosis de  $\text{FeCl}_3$  se diluyó 20 veces en agua y se pulverizó superficialmente al suelo dentro de cada parcela en forma manual utilizando una botella plástica sin componentes metálicos. Como la aplicación de los distintos tratamientos se asociaron a diferentes volúmenes de la mezcla agua:producto, a todas las parcelas que recibieron tratamientos inferiores a la dosis máxima se le aplicaron volúmenes adicionales de agua, de tal manera que el volumen total de líquido aplicado fuera el mismo en todas ellas. El diseño experimental fue de bloques completos al azar (DBCA) con tres repeticiones, donde se asignó el número 1 al bloque en la parte superior de la pendiente y el número 3, al bloque en la parte inferior. El modelo estadístico de este diseño es:

$$Y_{ij} = \mu + t_i + \beta_j + \varepsilon_{ij}$$

$Y_{ij}$ : Valor de la variable de respuesta para la observación del tratamiento  $i$ -ésimo en la muestra  $j$ -ésimo

$\mu$ : Media poblacional

$t_i$ : Efecto del  $i$ -ésimo tratamiento

$\beta_j$  efecto del  $j$ -ésimo bloque

$\varepsilon_{ij}$ : Error experimental aleatorio asociado a la observación  $Y_{ij}$

Supuestos del modelo: Los errores son V.A independientes y  $\varepsilon_{ij} \sim N(0, \sigma_\varepsilon^2)$

### 3.4.3 Procedimiento de simulación de lluvia

A la semana de la aplicación de los tratamientos se simuló lluvia con el equipo Cornell Sprinkle Infiltrometer (Van Es y Schindelbeck, 2003). Este simulador es ampliamente utilizado, dado que presenta bajo costo, es fácil de calibrar, usar y transportar y permite tomar medidas rápidas (Da Cunha et al., 2014, Santi, 2007, Van Es y Schindelbeck, 2003). El equipo consta de un recipiente

de acrílico de 20,6 L con 69 capilares en la parte inferior y un tubo de Mariotte en la parte superior que mediante la regulación de la entrada de aire, permite generar diferentes intensidades de precipitación a través de los capilares cuando el recipiente se rellena con agua (Santi, 2007). El recipiente de acrílico se deposita sobre un cilindro de metal de 241 mm de diámetro (457,3 cm<sup>2</sup> de área) que se inserta 7 cm dentro del suelo y que debe estar nivelado con respecto a la superficie. Este cilindro presenta un orificio lateral en la parte inferior que queda inmediatamente sobre el suelo por el que escurre el agua.

#### 3.4.4 Muestreos de suelo y agua

Los muestreos de suelo se realizaron preaplicación de los tratamientos y a los 7 días de su aplicación. En ambos casos, el muestreo se realizó a la profundidad de 0-2,5 cm. Las muestras fueron luego secadas en estufa de aire forzado a 40 °C durante 48 horas y molidas a menos de 2 mm. A los 7 días posaplicación se generaron lluvias con el simulador durante 3 minutos con una intensidad aprox. de 300 mm hora<sup>-1</sup>, se recogió el agua de escurrimiento superficial y se midió su volumen. El agua de escurrimiento se colectó en botellas de plástico que se refrigeraron inmediatamente a 4 °C hasta su análisis.

#### 3.4.5 Análisis químicos

En las muestras de suelo se realizaron análisis de PBray<sub>10-2,5cm</sub> mediante el método modificado de Bray y Kurtz (1945) empleado en el Laboratorio de Suelos de la Facultad de Agronomía, que se diferencia del original en el tiempo de agitación (2 min vs. 1 min en el método original), así como en el P extraíble en agua con una relación agua:suelo de 100:1 (WEP<sub>1000-2,5cm</sub>), según la técnica de Wolf et al. (2009). También se enviaron las muestras de suelo a un laboratorio privado (Ecotech) para determinar Fe total por los métodos EPA 3051 A / EPA 6010 D. Las concentraciones de PS y P total (PT) en agua se analizaron según Pote y Daniel (2000). En el caso de PS, la

determinación se realizó dentro de las 24 horas posteriores a la recolección, previa filtración de una submuestra de agua a través de un filtro de celulosa de 0,45 µm de diámetro. En cambio, el análisis de PT se realizó no más allá de los 7 días de la recolección de agua, previa digestión ácida con persulfato de amonio (Pote y Daniel, 2000). Las determinaciones de todas las formas de P en suelo y agua se realizaron colorimétricamente mediante la técnica de Murphy y Riley (1962) utilizando molibdato de amonio y ácido ascórbico (APHA, 2012). El P particulado en agua se estimó como la diferencia entre PS y PT.

A partir de los datos de escurrimiento y de las concentraciones de P en el agua, también se determinó la carga de P ( $\text{kg ha}^{-1} \text{ año}^{-1}$ ). Pero como no existieron diferencias significativas en el volumen escurrido, y además los valores absolutos tanto de volumen como de carga de P no son comparables a los que ocurren bajo lluvia natural, los análisis estadísticos solo se realizaron para los datos de concentración.

#### 3.4.6 Cálculos y análisis estadístico

La reducción porcentual de la concentración (RC%) de cualquiera de las formas de P (PX) con determinada dosis de Fe se estimó como:

$$RC\% = 100 \times \frac{P_{DX} - P_{D0}}{P_{D0}} \quad [\text{Ec. 1}]$$

donde  $P_{DX}$  corresponde a PX para la dosis de interés y  $P_{D0}$ , a PX para el control sin aplicación de Fe.

Las relaciones entre las dosis de Fe y las concentraciones de P tanto en el agua de escurrimiento como en el suelo fueron cuantificadas con un modelo exponencial decreciente:

$$y = a + b e^{cx} \quad [\text{Ec. 2}]$$



donde  $y$  es la concentración de P,  $x$  es la dosis de Fe,  $a$  es el valor mínimo al que tiende  $y$  cuando  $x$  tiende a infinito, mientras que  $b$  es la caída máxima de  $y$  cuando  $x$  tiende a infinito (concentración potencialmente disminuible), en tanto que  $c$  es la tasa descenso de  $y$ . Además,  $a + b$  es el valor de  $y$  cuando  $x$  es cero.

A partir de este modelo exponencial decreciente (Ec. 2) es posible estimar el valor de  $DR_{50}$ , que corresponde a la dosis de Fe que reduciría el valor de  $b$  a la mitad.

$$DR_{50} = \frac{\text{Ln}(2)}{c} \quad [\text{Ec. 3}]$$

Donde  $\text{Ln}(2)$  es el logaritmo neperiano de 2 (aproximadamente, 0,6931) y  $c$  es el valor estimado del multiplicador de  $x$  en Ec. 2 (Leike, 2002)

Cuando  $x = DR_{50}$ , se puede estimar el valor de  $y$  como:

$$y_{DR_{50}} = a + \frac{b}{2} \quad [\text{Ec. 4}]$$

Los efectos de los tratamientos (dosis de Fe) en las concentraciones de P en suelo y planta fueron evaluados mediante análisis de varianza (ANOVA). Cuando los datos se distribuyeron en forma Normal, se utilizó el procedimiento “modelos lineales generales y mixtos” y se realizaron comparaciones de medias mediante el test de Tukey. En cambio, cuando las distribuciones se asemejaron a una distribución Gamma, se utilizó el procedimiento “modelos lineales generalizados mixtos” y se realizaron comparaciones de medias mediante LSD Fisher. Además, las relaciones entre las distintas formas de P en agua (PT, PS, PP) y en suelo (PBray1<sub>0-2,5cm</sub> y PWEP100<sub>0-2,5cm</sub>) se analizaron mediante el test de correlación de Pearson. Todos los análisis se realizaron utilizando el software estadístico Infostat (versión 2018e) con interfaz R (versión 3.5.1) (Di Rienzo et al., 2018). El nivel de significación estadística asumido fue de  $p \leq 0,05$ .

### 3.5 RESULTADOS

#### 3.5.1 Efecto del agregado de Fe en la concentración de diversas formas de

##### P en el agua de escurrimiento

Para el PS se calculó la RC% a partir de la Ec. 2. Para la dosis mínima (9,3 kg Fe ha<sup>-1</sup>) estas reducciones fueron de 47 y 26 %, para los sitios 1 y 2, respectivamente, mientras que para la dosis máxima (46,5 kg Fe ha<sup>-1</sup>) fueron de 67 y 52 %. Además, con la Ec. 3 se estimó DR<sub>50</sub>, para el sitio 1 y 2 los valores estimados fueron de 4,6 y 10,4 kg Fe ha<sup>-1</sup>, respectivamente. En este caso, obviamente las reducciones fueron de 50 % en ambos sitios.

Para el PP, con la dosis mínima de Fe se lograron reducciones de 33 y 58 % para los sitios 1 y 2, respectivamente, mientras que para la dosis máxima estas reducciones fueron de 59 y 87 %. Los valores de DR<sub>50</sub> fueron 7,7 y 5,9 kg Fe ha<sup>-1</sup> para el sitio 1 y 2, respectivamente. En el caso de PT, con la dosis mínima de Fe se lograron reducciones de 43 y 42 % para los sitios 1 y 2, respectivamente, mientras que para la dosis máxima estas reducciones fueron de 64 y 70%. Los valores estimados de DR<sub>50</sub> fueron 5,7 y 4,6 kg Fe ha<sup>-1</sup> para el sitio 1 y 2, respectivamente.

El ajuste estadístico del modelo exponencial decreciente produjo altos valores de R<sup>2</sup> en todas las combinaciones fracción:sitio (figura 3.1). Las curvas ajustadas permitieron visualizar claramente que en ambos sitios las mayores tasas de descenso de la concentración de las distintas fracciones de P en agua se lograron con las dosis más bajas de Fe.

Contrariamente a lo esperado, la mayor reducción de PS ocurrió en el sitio 1, el de mayor concentración sin agregado. En cambio, en el sitio 2 con menor concentración inicial, la caída fue más lenta, y además DR<sub>50</sub> fue mayor en este sitio. En cambio, lo contrario sucedió con PP, donde a pesar de que las concentraciones iniciales en ambos sitios eran similares, las mayores

reducciones se lograron en el sitio 2, siendo la  $DR_{50}$  menor en este sitio. En el caso de PT, las tendencias en ambos sitios fueron similares, aunque  $DR_{50}$  fue un poco superior en el sitio 1.

Todas estas tendencias analizadas de modo continuo con este modelo exponencial fueron también analizadas de modo discreto con ANOVAs. Los resultados para estas tres fracciones de P en ambos sitios mostraron que las disminuciones por la aplicación de Fe fueron significativas en todas ellas. Para el sitio 1 los *p* *valor* fueron para PT = 0,0001, PS = 0,0001, PP = 0,0019 y para el sitio 2 de PT = 0,0001, PS = 0,0006 y PP = 0,0001. Además, los test de diferencias de medias confirmaron que las mayores disminuciones se dieron con las dosis más bajas, ya que en ambos sitios para PS solo existieron diferencias significativas entre el control y el resto de los tratamientos con agregado de Fe, pero no entre las diferentes dosis (figura 3.1). En cambio, para PP en el sitio 1 el resultado fue igual que para PS; en cambio en el sitio 2 existieron diferencias entre todos los tratamientos. En el caso de PT, en ambos sitios existieron diferencias entre todos los tratamientos evaluados.

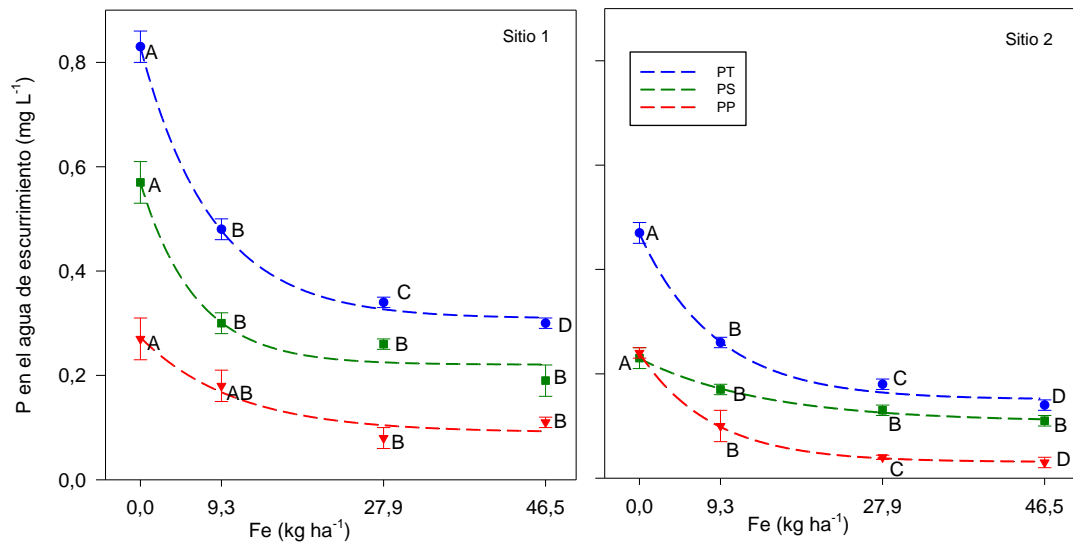


Figura 3.1. Cambios en la concentración de las formas de P en el agua de escurrimiento en función de la dosis de Fe aplicada en ambos sitios. Las formas de P fueron: soluble (PS), particulado (PP) y total (PT). Las letras A, B, C representan las medias de cada forma de P para una misma dosis de Fe, y las barras sobre la curva representan los errores estándar de la media. En cada curva, las medias con la misma letra no difieren entre sí según el test de Tukey ( $p \leq 0,05$ ). En ambos sitios y para las tres formas de P en agua, el modelo ajustado fue  $y = a + b e^{cx}$ . En el sitio 1, los valores de estos parámetros fueron para PT  $a = 0,309$ ,  $b = 0,520$  y  $c = -0,1212$  ( $R^2 = 0,998$ ), para PS  $a = 0,220$ ,  $b = 0,349$  y  $c = -0,1507$  ( $R^2 = 0,973$ ) y para PP  $a = 0,090$ ,  $b = 0,183$  y  $c = -0,0905$  ( $R^2 = 0,954$ ). En el sitio 2, los valores de los parámetros de PT fueron  $a = 0,151$ ,  $b = 0,318$  y  $c = -0,114$  ( $R^2 = 0,993$ ), para PS  $a = 0,107$ ,  $b = 0,122$  y  $c = -0,0693$  ( $R^2 = 0,995$ ) y para PP  $a = 0,031$ ,  $b = 0,209$  y  $c = -0,1178$  ( $R^2 = 0,999$ ).

### 3.5.2 Efecto del agregado de Fe en el nivel de P lábil del suelo evaluado con dos metodologías

Al igual que lo ocurrido para las fracciones de P en agua, la disminución de  $P_{Bray1_{0-2,5cm}}$  en el suelo con respecto al control fue relativamente mayor en el sitio 1, siendo de 15 % para la dosis mínima y de 20 % (solo 5 % adicional)

para la dosis máxima, evidenciando nuevamente una tendencia a descensos decrecientes de la concentración con la dosis agregada (figura 3.2). En el sitio 2, este descenso fue de 12 % para la dosis mínima y de 21 % para la dosis máxima. Las funciones exponenciales decrecientes ajustadas para esta variable en ambos sitios tuvieron un buen ajuste, y el valor de  $R^2$  fue el mismo en ambos sitios. Los valores de  $DR_{50}$  para PBray1 fueron 3,9 y 7,9 kg Fe ha<sup>-1</sup> para el sitio 1 y 2, respectivamente. Para esta forma de P lábil, el valor de  $DR_{50}$  no siguió la tendencia observada en PS, ya que este valor fue menor en el sitio 2, con mayor resistencia al cambio.

En el sitio 1 el resultado del ANOVA evidenció que la reducción de PBray1<sub>0-2,5cm</sub> fue estadísticamente significativa ( $p = 0,0001$ ), mientras que el test de Tukey confirmó que solo existió diferencia significativa entre el control y el resto de los tratamientos con agregado de Fe, pero no entre las diferentes dosis (figura 3.2). Este resultado confirma nuevamente una tendencia de descensos decrecientes de la concentración con la dosis. En el caso del sitio 2, en cambio, los resultados del ANOVA y del test de Fisher revelaron que no existieron diferencias estadísticamente significativas del agregado de Fe en la concentración de PBray1<sub>0-2,5cm</sub>, pese a que la tendencia general también fue hacia una reducción de la concentración de PBray1<sub>0-2,5cm</sub> con la dosis de Fe.

En el caso de WEP100<sub>0-2,5cm</sub>, las reducciones con la dosis mínima aplicada fueron de 24 y 18 % para el sitio 1 y 2, respectivamente, y de 52 y 38 % para la dosis máxima. El modelo exponencial decreciente también mostró un buen ajuste en estos sitios, con valores de  $R^2$  también elevados (figura 3.2). Los valores estimados de  $DR_{50}$  fueron 15,4 y 24,7 kg Fe ha<sup>-1</sup> para el sitio 1 y 2, respectivamente. Este resultado fue concordante con lo observado en PS, indicando mayor resistencia al cambio en el sitio 2, el sitio con menor concentración inicial.

Los resultados de los ANOVAs para WEP100<sub>0-2,5cm</sub> revelaron la existencia de diferencias estadísticamente significativas de  $p = 0,0001$  para el sitio 1 y  $p = 0,0003$  para el sitio 2. Los test de Tukey indicaron que, a diferencia de lo ocurrido para PBray1<sub>0-2,5cm</sub>, existieron algunas diferencias estadísticamente significativas entre las dosis de Fe en ambos sitios. Esto se debió a que la caída del valor de este indicador con la dosis de Fe fue en ambos sitios mucho más abrupta que lo ocurrido para PBray1<sub>0-2,5cm</sub>.

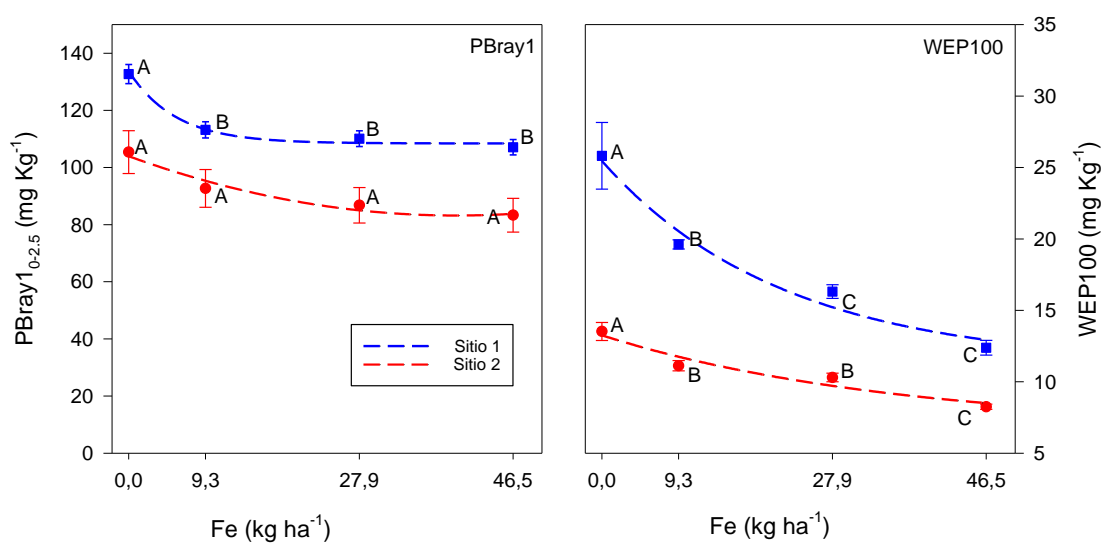


Figura 3.2. Cambios en la concentración de PBray1 y WEP100 a una profundidad de 0-2,5 cm (indicadores del nivel de P lábil en el suelo), en función de la dosis de Fe aplicada en ambos sitios. Las letras A, B, C representan las medias de cada sitio para una misma dosis de Fe, la línea punteada el modelo exponencial ajustado y las barras sobre las curvas los errores estándar de la media. En cada curva, las medias con la misma letra no difieren entre sí según el test de Tukey ( $p \leq 0,05$ ). En los dos sitios y para ambas formas de P lábil ( $y$ ), el modelo ajustado fue  $y = a + b e^{cx}$ . Para PBray1 los valores de estos parámetros en el sitio 1 fueron  $a = 108,4$ ,  $b = 25,34$  y  $c = -0,176$  ( $R^2 = 0,991$ ) y para el sitio 2  $a = 83,76$ ,  $b = 21,49$  y  $c = -0,088$  ( $R^2 = 0,991$ ). Para WEP100, los valores de los parámetros para el sitio 1 fueron  $a = 14,26$ ,  $b = 11,20$ ,  $c = -0,045$  ( $R^2 = 0,974$ ) y para el sitio 2  $a = 6,74$ ,  $b = 6,51$  y  $c = -0,028$  ( $R^2 = 0,938$ ).

### 3.5.3 Relación entre el P en el agua de escurrimiento y el P lábil del suelo

Al relacionar mediante el test de correlación de Pearson los valores de concentración de P en agua y de P lábil en suelo (todos contra todos) se observaron altos valores de correlación ( $> 0,77$ ), que además fueron estadísticamente significativos ( $p < 0,05$ ) (cuadro 3.3). Estos resultados se obtuvieron combinando en un solo set de datos la información de los dos sitios, aunque cuando estos análisis se realizaron dentro de cada sitio, los valores de correlación obtenidos fueron aún más altos (no mostrados). Entre las formas de P en agua (PT, PS y PP), la correlación más baja se observó entre la forma soluble y la particulada (cuadro 3.3). La correlación entre PT y PS fue muy alta, pero entre PT y PP este valor fue menor. La existencia de altas correlaciones entre PS y PT, así como entre PP y PT, sería esperable, ya que tanto PS como PP forman parte de PT, por lo cual estos altos valores son consecuencia, en parte, de autocorrelación. A su vez, ambos indicadores de P en suelo (PBray<sub>10-2,5cm</sub> y WEP100<sub>0-2,5cm</sub>) se relacionaron entre sí en forma altamente significativa, pese a que en términos cuantitativos WEP100<sub>0-2,5cm</sub> solo representó una baja fracción de PBray<sub>10-2,5cm</sub>.

Cuando se relacionaron las dos formas de P lábil en suelo con las tres formas de P en agua se observó que las menores correlaciones se encontraron cuando las formas en suelo se relacionaron con PP y las más altas, cuando WEP100<sub>0-2,5cm</sub> se relacionó con PS, aunque esta forma también se correlacionó fuertemente con PT. Pero también PBray<sub>10-2,5cm</sub> presentó altas correlaciones tanto con PS como con PT (cuadro 3.3). En cambio, ambos indicadores de P lábil en suelo presentaron una menor correlación con PP en el agua de escurrimiento. Por lo cual, tanto PBray<sub>10-2,5cm</sub> como WEP100<sub>0-2,5cm</sub> fueron buenos estimadores de la concentración de PS en el agua de escurrimiento, pero no tan buenos estimadores de la concentración de PP.

Cuadro 3. Matriz de correlación de Pearson entre dos indicadores de P lábil en suelo (PBray1<sub>0-2,5cm</sub> y WEP100<sub>0-2,5cm</sub>) y tres formas de P en el agua de escurrimiento, P particulado (PP), P soluble (PS) y P total (PT). Estas correlaciones se estimaron combinando la información de dos sitios. Los números por encima de la diagonal de la matriz con valores de 1 representan los valores de probabilidad, mientras que los valores inferiores a la diagonal (negrita) son los coeficientes de correlación ( $n = 24$ ).

Variables	PBray1 <sub>0-2,5cm</sub>	WEP100 <sub>0-2,5cm</sub>	PT	PS	PP
PBray1 <sub>0-2,5cm</sub>	1	0,0014	0,0019	0,0015	0,0225
WEP100 <sub>0-2,5cm</sub>	<b>0,9153</b>	1	0,0005	0,0001	0,0243
PT	<b>0,9070</b>	<b>0,9418</b>	1	0,0001	0,0012
PS	<b>0,9138</b>	<b>0,9710</b>	<b>0,9707</b>	1	0,0175
PP	<b>0,7798</b>	<b>0,7737</b>	<b>0,9199</b>	<b>0,7986</b>	1

### 3.6 DISCUSIÓN

#### 3.6.1 Efecto del agregado de Fe en la concentración de diversas formas de P en el agua de escurrimiento

En ambos sitios la aplicación de Fe al suelo generó disminuciones importantes de las concentraciones de P en el agua de escurrimiento a los 7 días de la aplicación, tanto de PS como de PP. La caída de PS se debería tanto a procesos de precipitación del ion  $PO_4^{3-}$  con  $Fe^{3+}$  como a procesos de adsorción de este anión sobre óxidos e hidróxidos de Fe recientemente formados (Doménech y Peral, 2006). La disminución de la concentración de PP se debería principalmente a la floculación de partículas coloidales (mayormente materia orgánica y arcilla) en suspensión provocada por el agregado de Fe, dado que estas partículas presentan un exceso de cargas negativas en su superficie y se repelen entre sí (Peacock S y Rimmer, 2000, Zhang et al., 1997). El agregado de Fe neutraliza parte de esa carga negativa, disminuyendo la repulsión y generando la formación de una masa coagulada o flóculos (Doménech y Peral, 2006, Acevedo et al., 2004, Muggler et al., 1999). Por tanto, la floculación remueve parte de esta masa de partículas de



la solución del suelo y la transfiere a la fracción sólida, por lo cual el P contenido en esta masa coagulada deja de ser transportado por el agua de escurrimiento (Acevedo et al., 2004).

El mayor valor de PS sin agregado de Fe y la mayor caída con el agregado (valores  $a$  y  $b$  del modelo) se observaron en el sitio 1. Los resultados del ajuste del modelo exponencial decreciente mostraron que en ambos sitios las mayores reducciones se lograron con dosis relativamente bajas de Fe. Pero las reducciones posteriores, en cambio, requirieron de dosis cada vez mayores, haciéndose la caída final asintótica hacia el valor de  $a$  del modelo (Ec. 2). Este parámetro representaría, entonces el umbral de concentración de PS residual que se podría lograr con el agregado de este rango de dosis de Fe, por lo cual bajo estas condiciones no sería posible lograr una disminución cercana a cero. Es posible, sin embargo, que con el agregado de dosis mayores de  $\text{FeCl}_3$  u otros productos que contengan Al o Ca, así como con otros manejos, esta disminución pueda incrementarse (Lizarralde et al., 2021, McDowell y Norris, 2014, De Bolle, 2013, Schärer et al., 2007, Zvomuya et al., 2006). La menor caída de PS observada en el sitio 2 podría estar asociada a la menor concentración sin agregado de Fe ya existente en ese sitio, por lo cual la caída adicional que se podría lograr con el agregado de Fe era menor (figura 3.1). Esta interpretación es consistente con el hecho de que en ambos sitios el tipo de suelo era similar, por lo cual los modelos ajustados mostraron una tendencia similar, pero partiendo de niveles iniciales de concentración diferentes.

En el caso de PT, ambos sitios presentaron niveles iniciales similares de concentración (similares valores de  $a$ ), así como similares caídas con la dosis, aunque el valor de  $b$  fue ligeramente mayor en el sitio 2 (figura 3.1). La tendencia en ambos sitios fue también de decrementos decrecientes, como la observada en PS. De acuerdo con lo esperado, la caída de PT siguió la tendencia determinada por la de sus fracciones (PS y PP). Por tanto, la

diferencia entre ambos sitios fue explicada mayormente por las tendencias observadas en PS y no en PP (figura 3.1).

Cuando se compararon los valores de DR<sub>50</sub> para las tres formas de P en agua se observó que la mayor diferencia entre sitios fue en PS (4,6 vs. 10,4 kg Fe ha<sup>-1</sup> en sitio 1 y 2, respectivamente), mientras que los valores de PP y PT fueron más similares, variando entre formas de P y sitios entre 4,6 y 7,7 kg Fe ha<sup>-1</sup>. Pero todos estos valores fueron inferiores o muy cercanos (sitio 2) a la dosis mínima de 9,3 kg Fe ha<sup>-1</sup> aplicada en este trabajo. Por tanto, estos resultados indican que con la aplicación de la dosis mínima se lograría reducir la concentración de cualquiera de las formas de P a la mitad o aun hasta proporciones mayores.

Otro punto para señalar es que los valores de DR<sub>50</sub> entre suelos o zonas solo son comparables si se parte de concentraciones de PS similares, ya que este indicador depende del poder buffer del suelo y del nivel inicial de PS. Entonces, para usar DR<sub>50</sub> como índice para establecer un ranking de zonas o sitios con mayor y menor dificultad de reducir PS mediante el agregado de Fe, se deben seleccionar suelos con similares valores de PS inicial y en ellos estimar este indicador.

Los resultados de P en el agua de escurrimiento indican que si se quisiera establecer umbrales o niveles absolutos de PS a los cuales se debería llegar con medidas de manejo, estos no siempre serían posible. Por ejemplo, con el rango de dosis de FeCl<sub>3</sub> empleando en este estudio no sería posible reducir en el sitio 1 la concentración de PS por debajo de 0,22 mg L<sup>-1</sup>, el valor del parámetro *a* (figura 3.1). Sin embargo, sería posible reducir el valor de PS por debajo del parámetro *a*, pero empleando más de una medida de manejo o dosis de FeCl<sub>3</sub> mayores a la máxima aplicada en este estudio.

### 3.6.2 Efecto del agregado de Fe en la concentración de dos índices de P lábil del suelo

La disminución de los dos indicadores de P lábil evaluados (PBray<sub>10-2,5cm</sub> y WEP<sub>1000-2,5cm</sub>) por la aplicación superficial de Fe en el suelo solo se efectivizó en una fina capa superficial, asociada posiblemente a la profundidad de penetración del FeCl<sub>3</sub>. La caída de WEP<sub>1000-2,5cm</sub> con la aplicación de Fe fue más acentuada que la de PBray<sub>10-2,5cm</sub>, lo que sería esperable, dado que, dentro de las formas lábiles de P, WEP100 es la más lábil de todas (McCray et al., 2012, Wang et al., 2010, Penn y Bryant, 2006). Además, las formas de P determinadas con WEP100 forman, también, parte de las formas de P determinadas con PBray1 (Wang et al., 2010, Vadas et al., 2005). La caída de la concentración de estas dos formas de P en el suelo con la dosis fue también de decrementos decrecientes, donde las mayores caídas se obtuvieron con las dosis menores.

Debido a las dificultades prácticas asociadas a la toma de muestras de capas finas de suelo, la profundidad exacta en la cual ocurrió esta disminución de P lábil no se pudo determinar. Sin embargo, los intentos de analizar la concentración de P lábil a profundidades de suelo menores a 0-2,5 cm parecen indicar que la profundidad de penetración del Fe no fue superior a 1 cm. Aunque debido a que la profundidad de avance posiblemente varíe entre suelos, quizás sea más práctico seguir utilizando la capa de 0-2,5 cm como criterio de muestreo ambiental, ya que esta profundidad es la más utilizada a nivel internacional para estimar el riesgo de exportación de P hacia aguas superficiales (Vadas et al., 2005, Sharpley et al., 2001). Por otra parte, un aspecto positivo de la baja profundidad de penetración de este producto en el suelo es que la disponibilidad de P para las plantas en la zona radicular del suelo (0-15 a 0-20 cm) se vería muy poco disminuida por la aplicación de FeCl<sub>3</sub>. Por tanto, la pérdida de disponibilidad del P acumulado en el suelo sería mínima.

### 3.6.3 Relación entre el P en el agua de escurrimiento y el P lábil del suelo

La existencia de una alta correlación entre las formas de P en el agua de escurrimiento y los indicadores del P lábil en la capa de 0-2,5 cm concuerda con los resultados obtenidos por Wang et al., (2010), Penn y Bryant (2006), Vadas et al. (2005), Kleinman et al. (2002) y Pote et al. (1999). Estos autores reportaron que las variaciones de los TAP en suelos se relacionan con los cambios de concentración de las distintas formas de P en el agua de escurrimiento. Esto es muy relevante, dado que la disminución de la concentración de P lábil en el suelo que se podría lograr, tanto con la aplicación de Fe como con otras medidas de manejo, también reduciría la concentración de P en el agua de escurrimiento

En este trabajo se utilizaron dos indicadores de P lábil del suelo, los cuales presentaron una importante relación entre sí, pero el método WEP100 tuvo una mayor correlación con PS que el método PBray1. Estos resultados coinciden con los de De Lucca (2020), quien en un sitio de la CRSL encontró una relación entre WEP100 y PS de 0,75, mientras que entre PBray1 y PS esta relación fue de 0,35. Este resultado podría deberse a que la metodología WEP100 reproduce con mayor similitud la extracción de P que ocurre cuando interaccionan en el campo el suelo y el agua de lluvia. Por tanto, este indicador de suelo permite estimar de forma más precisa el riesgo de transporte de PS hacia los cuerpos de agua (Wang et al., 2010, Penn y Bryant, 2006). En cambio, los extractantes del método PBray1 interaccionan más fuertemente con los compuestos de P del suelo, en comparación con cuando se utiliza agua. Esto genera menor variabilidad en las reacciones de sorción y desorción de P que ocurren al cambiar los tipos y/o condiciones de suelo (Wang et al., 2010, Penn y Bryant, 2006).

A pesar de esta aparente superioridad de WEP100, el valor de PBray1 ha sido utilizado frecuentemente para cuantificar la relación entre el P lábil del suelo y PS en el agua de escurrimiento. Esta relación se denomina coeficiente de

extracción (CE) del suelo (Good et al., 2010, Allen y Mallarino, 2006, Sims et al., 2002, Sharpley et al., 1994). En Uruguay, De Lucca (2020), Bracco y Hernández (2018) y Perdomo et al. (2015) determinaron para suelos similares a los de este estudio, también ubicados en la CRSL, valores de CE en el entorno de 0,0055 a 0,0066 kg L<sup>-1</sup> (mg P L<sup>-1</sup> / mg P kg<sup>-1</sup>). Estos valores también coinciden con los determinados para suelos de texturas medias de diferentes zonas de Estados Unidos, por ejemplo, para Wisconsin el valor reportado fue de 0,006 kg L<sup>-1</sup> (Good et al., 2010), mientras que para Iowa este valor fue de 0,005 kg L<sup>-1</sup> (Mallarino et al., 2001).

La superioridad de WEP100 como predictor de la concentración de PS del agua de escurrimiento fue observada tanto en este trabajo como en múltiples trabajos previos (Wang et al., 2010, Penn y Bryant 2006, Vadas et al., 2005). Pero, el uso de PBray1 de 0-15 cm como indicador agronómico está ampliamente extendido a nivel nacional e internacional, y todos los laboratorios de análisis de suelo lo ofrecen. Además, PBray1 es utilizado en otros países como test ambiental, mientras que el uso de WEP100 es incipiente y su determinación analítica es más compleja. Por tanto, adoptar uno u otro método para estimar en la capa más superficial el PS tendría sus ventajas y desventajas. Vale aclarar, que lo mejor sería evaluar directamente la concentración de PS en el agua de escurrimiento, pero realizar este monitoreo puede requerir mucho tiempo y recursos, además de que es bastante más costosa.

#### 3.6.4 Comparación entre las dosis evaluadas en este trabajo y las utilizadas por otros autores

El rango de dosis de Fe evaluado en este trabajo (9 a 46 kg Fe ha<sup>-1</sup>) fue muy inferior a los evaluados por la mayoría de los demás autores que trabajaron en esta temática. Con excepción de McDowell y Norris (2014), quienes utilizaron un rango de dosis de Al similar al de esta investigación (20 y 80 kg ha<sup>-1</sup>). En cambio, las dosis aplicadas por los investigadores que utilizaron solo

Fe varió entre 155 y 11200 kg Fe ha<sup>-1</sup> (Lizarralde et al., 2021, De Bolle 2013, Schärer et al., 2007, Zvomuya et al., 2006). Por tanto, si comparamos las dosis evaluadas en nuestro trabajo con las dosis que utilizaron los demás autores, podríamos decir que el incremento de la concentración de Fe del suelo como consecuencia de la aplicación de la dosis más alta (46 kg Fe ha<sup>-1</sup>) habría sido relativamente baja.

Según Schulte (2004), en la capa arable (0-20 cm) de la mayoría de los suelos la concentración de Fe fluctúa entre 1 y 5%. Para estimar la masa de Fe presente a esa profundidad solo habría que multiplicar esa masa de suelo por su concentración de Fe. Pero, como en este trabajo el FeCl<sub>3</sub> se aplicó en forma superficial, utilizar la masa de Fe existente en los primeros 20 cm para estimar el incremento de la concentración de Fe por la aplicación de este producto no sería adecuado, ya que el Fe es inmóvil en el suelo. En cambio, si asumimos que la profundidad de avance del Fe aplicado fue de 1 cm, la masa de suelo asociada a esta profundidad sería de 125000 kg ha<sup>-1</sup>. Estos suelos sin aplicación de Fe tenían una concentración inicial a esta profundidad de 3,0%, por lo cual la masa de Fe presente en esta capa es de 3750 kg Fe ha<sup>-1</sup>, y el incremento de Fe por la aplicación de 9,3 kg Fe ha<sup>-1</sup> sería de 0,25%, es decir que pasaría de 3 a 3,25%. Pero probablemente esta variación no sería detectable en el análisis de suelo realizado, debido a la alta variabilidad espacial que normalmente presentan todos los analitos en el suelo. En estos ensayos no obtuvimos muestras a esta profundidad (0-1 cm) en los tratamientos que recibieron agregados de Fe, por lo cual no pudimos comprobar este supuesto. Pero en cambio, si se obtuvo muestras de 0-2,5 cm posteriores a la aplicación de las dosis de 0, 9,3, 27,9 y 46,5 kg Fe ha<sup>-1</sup>. El porcentaje de Fe a 0-2,5 cm del control fue de 2,6%, por tanto la masa de Fe presente en esta capa fue de 7812,5 kg Fe ha<sup>-1</sup>. Los incrementos de concentración de Fe a 0-2,5 cm para las tres dosis con aplicación de Fe serían teóricamente de 0,12, 0,36 y 0,60% para 9,3, 27,9 y 46,5 kg Fe ha<sup>-1</sup> respectivamente, pasando estos porcentajes a 2,72, 2,96 y 3,2%. Pero sin

embargo, los análisis de Fe en suelo arrojaron resultados de 2,5, 2,4 y 2,5%, es decir que el incremento de la concentración de Fe fue muy pequeño como para ser detectado por los análisis en suelo.

Por consiguiente, el posible impacto ambiental de estas aplicaciones de Fe también podría ser bajo no solo debido a que el incremento de la concentración de Fe en el suelo resultante sería muy bajo, sino, además, porque el Fe es fuertemente retenido por los suelos y solo una pequeña fracción se transportaría hacia los cursos superficiales con el agua de escurrimiento (Schulte, 2004).

### 3.6.5 Estimación del costo económico de la aplicación de FeCl<sub>3</sub>

La aplicación de la dosis mínima utilizada en este trabajo (9,3 kg ha<sup>-1</sup>) permitió lograr un efecto importante de reducción en las concentraciones de P. Según Carriquiry y Sena (2021), el costo actual del producto es de 0,33 USD L<sup>-1</sup>, por lo cual el costo de la aplicación de la dosis mínima sería de, aproximadamente, ≤ 30 USD ha<sup>-1</sup> y el de la dosis máxima, de aproximadamente ≤ 150 USD ha<sup>-1</sup>. La decisión de qué dosis aplicar depende de las condiciones de cada sitio, de la posible aplicación de otras medidas de manejo complementarias y de los objetivos ambientales. A partir de la Ec. 5 es posible estimar la dosis a aplicar para alcanzar determinada concentración objetivo de cualquiera de las formas de P:

$$x = \frac{\text{Ln}\left(\frac{y-a}{b}\right)}{c} \quad [\text{Ec. 5}]$$

donde x es la dosis de Fe, y es la concentración objetivo de P, mientras que los demás parámetros ya fueron definidos en la Ec. 2.

Pero, aunque pueda parecer obvio, debe tenerse en cuenta que la concentración objetivo (y) tiene que ser menor que la concentración inicial (parámetros a+b) y mayor que la concentración mínima asintótica (a).

### 3.7 CONCLUSIONES

La aplicación de  $\text{FeCl}_3$  al suelo en los dos sitios evaluados disminuyó las concentraciones de las tres formas de P analizadas en el agua de escurrimiento y esta reducción se produjo con dosis relativamente bajas de Fe. A los 7 días posaplicación, las disminuciones de PT promediaron en ambos sitios 43 % para la dosis mínima ( $9,3 \text{ kg ha}^{-1}$ ) y 67 % para la dosis máxima ( $46,5 \text{ kg ha}^{-1}$ ). Por lo cual las mayores tasas de descenso se lograron con las dosis más bajas. Pero estas disminuciones estarían subestimadas, debido a que con la aplicación de Fe no es posible reducir ninguna forma de P a cero, sino solo hasta un límite asintótico luego del cual estas concentraciones tienden a permanecer constantes. Tendencias similares se observaron en PS y PP, así como en las fracciones de P lábil del suelo (PBray $1_{0-2,5\text{cm}}$  y WEP $100_{0-2,5\text{cm}}$ ). Estos resultados se explican, en parte, por la mayor eficiencia relativa de disminución de P en solución de las dosis bajas de Fe y, además, porque para lograr este efecto solo fue necesario disminuir el P lábil en una fina capa superficial de suelo ( $\leq 1 \text{ cm}$ ). Esta baja profundidad de penetración de  $\text{FeCl}_3$  en el perfil tendría, además, un efecto positivo desde el punto de vista de la productividad del sitio, dado que la disponibilidad de la mayor parte del P lábil presente en la zona radicular (0-15 a 0-20 cm) no sería afectada. El costo de la aplicación de estas bajas dosis de  $\text{FeCl}_3$  definidas en este trabajo sería bajo o amortizable por el productor agropecuario. A su vez, el riesgo ambiental sería bajo, ya que el incremento de Fe en el suelo sería menor a 1% de lo originalmente presente. De todos modos, antes de recomendar su aplicación, faltaría validar su uso en otros tipos de suelo y manejo, así como determinar la persistencia de este efecto bajo condiciones de lluvia natural. Además, se deberían evaluar los posibles efectos (negativos o positivos) de estas aplicaciones sobre el ambiente, como por ejemplo efectos tóxicos en los microorganismos del suelo y/o en organismos acuáticos.



### 3.8. BIBLIOGRAFÍA

Acevedo O, Ortiz E, Cruz M, Cruz E. 2004. El papel de óxidos de hierro en suelos. *Terra Latinoamericana*. 22(4): 485-497.

Allen BL, Mallarino AP. 2006. Relationships between Extraíble Soil Phosphorus and Phosphorus Saturation after Long-Term Fertilizer or Manure Application. *Soil Science Society of America Journal*. 70(2): 454-463. doi:10.2136/sssaj2005.0031

APHA (American Public Health Association). 2012. Standard Methods for the examination of water and wastewater. 22nd Edition APHA, AWWA, WEF, Washington, DC.

Baker DB, Johnson LT, Confesor RB, Crumrine JP. 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. doi: 10.2134/jeq2016.09.0337

Bortolon L, Ernani PR, Bortolon ES, Gianello C, Almeida RG, Welter S, Rogeri. DA. 2016. Degree of phosphorus saturation threshold for minimizing P losses by runoff in cropland soils of Southern Brazil. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*. 51: 1088-1098. doi: 10.1590/S0100-204X2016000900008

Bracco G, Hernández S. 2018. 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. Facultad de Agronomía, Universidad de la República. Montevideo, Uruguay.

Bray RH, Kurtz LT. 1945. Determination of total, organic and available forms of

phosphorus in soils. Soil Science. 59: 39-45.

Calviño P, Echeverría H, Redolatti M. 2000. Estratificación de fósforo en el suelo y diagnóstico de la fertilización fosfatada en trigo en siembra directa. Actas CD XVII Congreso Argentino de la Ciencia del Suelo. AACCS. Mar del Plata, Buenos Aires, Argentina. 4p. [En línea], disponible en <https://www.profertil.com.ar/wp-content/uploads/2020/08/estratificacion-de-fosforo-en-el-suelo-y-diagnostico-de-la-fertilizacion-fosfatada-en-trigo-en-siembra-directa.pdf>)  
último acceso: 30 de marzo de 2022.

Carriquiry M, Sena G. 2021. Estudio de impacto económico para la implementación del uso de Cloruro férrico en la cuenca del Santa Lucía. Informe Final. 50 p. No Publicado

Castagna A. 2020. Modelación del uso de suelo en una cuenca lechera para minimizar la exportación de nutrientes hacia aguas superficiales. Tesis de Maestría. Montevideo, Uruguay. Universidad de la República, Facultad de Agronomía. 95p

Da Cunha PD, Martins SR, Kobiyama M, Flores CE, De Borba WF, Fernandes GD, Cherubin MR. 2014. Water Infiltration and Runoff Under Different Land Uses and Occupancy in a Hydrografic Basin. Anuário do Instituto de Geociências. 37(2): 75-88. doi: 10.11137/2014\_2\_75\_88

De Bolle S. 2013. Phosphate saturation and phosphate leaching of acidic sandy soils in Flanders: analysis and mitigation options. Doctoral dissertation, Ghent University. Ghent. 181 p.

De Lucca F. 2020. Pérdidas de fósforo por escorrentía desde el suelo, fertilizante y estiércol: cuantificación y distribución en el tiempo. Tesis Maestría Facultad de Agronomía, UDELAR. 61 p.

- Di Rienzo JA, Casanoves F, Balzarini MG, Gonzalez L, Tablada M, Robledo CW. 2018. InfoStat version 2018. Computer software. Facultad de Ciencias Agropecuarias, Universidad Nacional de Córdoba. [En línea], disponible en (<https://www.infostat.com.ar>), último acceso: 05 de enero de 2022.
- Doménech X, Peral J. 2006. Química Ambiental de sistemas terrestres. Departamento de Química, Universitat Autònoma de Barcelona. Editorial Reverté S.A. 239 p.
- Fabrizzi KP, García FO, Costa J, Picone LI. 2004. Soil water dynamics, physical properties and corn and wheat responses to minimum and no-tillage systems in the southern Pampas of Argentina. *Soil & Tillage Research*. 81(1): 57-69. doi: <https://doi.org/10.1016/j.still.2004.05.001>
- 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. doi: [10.5194/hess-19-4099-2015](https://doi.org/10.5194/hess-19-4099-2015)
- Good LW, Panuska JC, Vadas PA. 2010. Current calculations in the Wisconsin P Index. Univ. of Wisconsin, Madison. [En línea], disponible en (<https://wpindex.soils.wisc.edu/wpcontent/uploads/sites/206/2011/10/PIindexdocumentforwebNov-182010final.pdf>), último acceso: 20 de enero de 2022
- Jarvie HP, Johnson LT, Sharpley AN, Smith DR, Baker DB, Bruulsema TW, Confesor R. 2017. Increased soluble phosphorus loads to Lake Erie: Unintended consequences of conservation practices?. *Journal of Environmental Quality*. 46(1): 123-132. doi: [10.2134/jeq2016.07.0248](https://doi.org/10.2134/jeq2016.07.0248)

- Joose PJ, Baker DB. 2011. Context for re-evaluating agricultural source phosphorus loadings to the Great Lakes. *Canadian Journal of Soil Science*. 91(3): 317-327. doi: 10.4141/cjss10005
- Kleinman PJ, Smith DR, Bolster CH, Easton ZM. 2015. Phosphorus Fate, Management, and Modeling in Artificially Drained Systems. *Journal of Environmental Quality*, 44(2): 460-466. doi: 10.2134/jeq2015.02.0090
- Kleinman PJ, Sharpley AN, Moyer BG, Elwinger GF. 2002. Effect of Mineral and Manure Phosphorus Sources on Runoff Phosphorus. *Journal of Environmental Quality*. 31(6): 2026-2033. doi: 10.2134/jeq2002.2026
- Leike A. 2002. Demonstration of the exponential decay law using beer froth. *European Journal of Physics*. 23(1): 21-26. doi: 10.1088/0143-0807/23/1/304
- Lizarralde CA, McDowell RW, Condon LM, Brown J, Whelan M. 2021. Amending soils of different pH to decrease phosphorus losses. *Soil Research*. 60(2): 114-123 doi:10.1071/SR21012
- Mallarino AP, Stewart BM, Baker JL, Downing JA, Sawyer J. 2001. Background and basic concepts of the Iowa phosphorus index. A support document to the NRCS field office technical note 25. [En línea], disponible en ([https://www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE\\_DOCUMENTS/nrcs142p2\\_006950.pdf](https://www.nrcs.usda.gov/Internet/FSE_DOCUMENTS/nrcs142p2_006950.pdf)), último acceso: 05 de enero de 2022.
- Martinazzo R. 2006. Diagnóstico da fertilidade de solos em áreas sob plantio direto consolidado. Tesis de Maestrando. Santa Maria, Brasil. Universidade Federal de Santa Maria. 126p.
- McCray JM, Rice RW, Luo Y, Ji S. 2012. Phosphorus fertilizer calibration for sugarcane on Everglades Histosols. *Communications in soil science*

and plant análisis. 43(20): 2691-2707. doi:  
10.1080/00103624.2012.716127

McDowell RW, Norris M. 2014. Journal of Environmental Quality 43(5): 1635-1643. doi: 10.2134/jeq2013.12.0479

McDowell RW, Sharpley AN. 2001. Approximating phosphorus release from soils to surface runoff and subsurface drainage. Journal of Environmental Quality. 30(2), 508-520. doi: 10.2134/jeq2001.302508x

Meyer JM, Barak P. 2005. Phosphorus Movement under a Decommissioned Septic System in Southern Wisconsin. Department of Soil Science University of Wisconsin, Madison, North America. 15p. [En línea], disponible en [https://soils.wisc.edu/sswmp/pubs/Phosphorus\\_Movement\\_under\\_Septic\\_Systems\\_07-29-05.pdf](https://soils.wisc.edu/sswmp/pubs/Phosphorus_Movement_under_Septic_Systems_07-29-05.pdf)), último acceso: 15 de enero de 2022.

MGAP (Ministerio de Ganadería, Agricultura y Pesca). 1976. Carta de reconocimiento de Suelos del Uruguay, escala 1:1.000.000.

Muggler CC, Van Griethuysen C, Buurman P, Pape T. 1999. Aggregation, organic matter and iron oxide morphology in oxisols from minas gerais, Brazil. Soil Sci. 164: 759-770.

Murphy J, Riley JP. 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. Analytica Chimica Acta. 27: 31-36. doi: 10.1016/S0003-2670(00)88444-5

Peacock S, Rimmer D. 2000. The suitability of an iron oxide-rich gypsum by-product as a soil amendment. Journal Environ. Quality. 29(6): 1969-1975.

Penn CJ, Bryant RB. 2006. Application of phosphorus sorbing materials to

streamside cattle loafing areas. Journal of soil and water conservation. 615: 303-310.

Perdomo CH, 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. En: IV Simposio Nacional de Agricultura. Paysandú, Uruguay. 77-94.

Pote DH, Daniel TC. 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. [En línea], disponible en (<https://sera17dotorg.files.wordpress.com/2015/02/sera-17-methods-for-p-2000.pdf>), último acceso: 15 de enero de 2022.

Pote DH, Daniel TC, Nichols D, Sharpley AN, Moore PA, Miller DM, Edwards DR. 1999. Relationship between phosphorus levels in three Ultisols and phosphorus concentrations in runoff. Journal of Environmental Quality. 28(1): 170-175.

Reddy KR, Kadlec RH, Flaig E, Gale PM. 1999. Phosphorus retention in streams and wetlands: a review. Critical reviews in environmental science and technology. 29(1): 83-146. doi: 10.1080/10643389991259182

Richards RP, Baker DB, Crumrine JP. 2009. Improved water quality in Ohio tributaries to Lake Erie: A consequence of conservation practices. Journal of Soil and Water Conservation. 64(3): 200-211. doi: 10.2489/jswc.64.3.200

Rodríguez-Gallego L, Calvo C, De León G, Castagna A, Cabrera-Lamanna L, Costa S, González L, Meerhoff M. 2020. Evaluación de la dinámica del fósforo en zonas buffer en el Embalse de Paso Severino y propuestas de

alternativas de manejo para la reducción de los aportes difusos de este nutriente. Convenio MVOTMA/DINAMA-UDELAR. CURE, UDELAR. 66 pp.

Santi A.L. 2007. Relações Entre Indicadores de Qualidade do Solo e Produtividade das Culturas em Áreas Com Agricultura de Precisão. Programa de Pós-Graduação em Ciência do Solo, Universidade Federal de Santa Maria, 175 p.

Schärer M, Stamm C, Vollmer T, Frossard E, Oberson A, Flühler H, Sinaj S. 2007. Reducing phosphorus losses from over-fertilized grassland soils proves difficult in the short term. *Soil Use and Management*. 23: 154-164. doi:10.1111/j.1475-2743.2007.00114.x

Schulte EE. 2004. Soil and applied iron. Understanding plant nutrients. *Journal of University of Wisconsin Extension*, A3554. Disponible en: <http://corn.agronomy.wisc.edu/Management/pdfs/a3554.pdf>

Sharpley AN, Bergström L, Aronsson H, Bechmann M, Bolster CH, Börling K, Withers PJ. 2015. Future agriculture with minimized phosphorus losses to waters: Research needs and direction. *Ambio*, 44(2), 163-179. doi: 10.1007/s13280-014-0612-x

Sharpley AN, Jarvie HP, Buda A, May L, Spears B, Kleinman PJ. 2013. Phosphorus legacy: Overcoming the effects of past management practices to mitigate future water quality impairment. *Journal of Environmental quality*. 42(5): 1308-1326. doi: 10.2134/jeq2013.03.0098

Sharpley AN, Beegle D, Bolster C, Good L, Joern B, Ketterings Q, Lory J, Mikkelsen R, Deanna O, Vadas P. 2012. Phosphorus indices: Why we need to take stock of how we are doing. *Journal of Environmental Quality*. 41(6): 1711-1719. doi: 10.2134/jeq2012.0040.

- Sharpley, AN. 2010. Manejo de fosforo en sistemas de producción agrícola ambientalmente sostenible: Desafíos y Oportunidades. Informaciones Agronómicas del Cono Sur. 46: 1-9. [En línea], disponible en (<https://fertilizar.org.ar/wp-content/uploads/2010/06/1.pdf>), último acceso: 30 de marzo de 2022.
- Sharpley AN, Mcdowell RW, Kleinman PJ. 2001. Phosphorus loss from land to water: Integrating agricultural and environmental management. *Plant and Soil*. 237(2): 287-307. doi: 10.1023/A:1013335814593
- 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. doi: 10.2134/jeq1994.00472425002300030006x
- Sims JT, Maguire RO, Leytem AB, Gartley KL, Pautler MC. 2002. Evaluation of Mehlich 3 as an Agri-Environmental soil phosphorus test for the Mid-Atlantic United States of America. *Soil Science Society of America Journal*. 66(6): 2016-2032. doi: 10.2136/sssaj2002.2016
- Smith DR, Huang C, Haney RL. 2017. Phosphorus fertilization, soil stratification, and potential water quality impacts. *Journal of Soil and Water Conservation*. 72(5): 417-424. doi: 10.2489/jswc.72.5.417
- Smith DR, King KW, Johnson L, Francesconi, W, Richards P, Baker D, Sharpley, AN. 2015. Surface runoff and tile drainage transport of phosphorus in the midwestern United States. *Journal of Environmental Quality*. 44(2): 495-502. doi: 10.2134/jeq2014.04.0176
- Vadas PA, Kleinman PJ, Sharpley AN, Turner BL. 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. doi:10.2134/jeq2005.0572

Van Es HM, Schindelbeck RR. 2003. Field procedures and data analysis for the cornell sprinkle infiltrometer. Department of Crop and Soil Science Research Series R03-01. [En línea], disponible en (<https://cpb-us-e1.wpmucdn.com/blogs.cornell.edu/dist/f/5772/files/2015/11/Cornell-Sprinkle-Infiltrometer-manual-1xf0snz.pdf>), último acceso: 30 de marzo de 2022.

Wang YT, Zhang TQ, Hu QC, Tan CS, Halloran IP, Drury CF, Reid DK, Ma BL, Ball-Coelho B, Lauzon ID, Reynolds WD, Welacky T. 2010. Estimating Dissolved Reactive Phosphorus Concentration in Surface Runoff Water from Major Ontario Soils. *Journal of Environmental Quality*. 39(5): 1771-1781. doi:10.2134/jeq2009.0504

Wolf AM, Moore PA, Kleinman PJ, Sullivan DM, Kovar J, Pierzynski GM. 2009. Water-extractable phosphorus in animal manure and biosolids. *Methods of phosphorus analysis for soils, sediments, residuals, and waters*. 2nd ed. Southern Cooperative Series Bull. 408: 76-80. [En línea], disponible en ([http://www.sera17.ext.vt.edu/Documents/P\\_Methods2ndEdition2009.pdf](http://www.sera17.ext.vt.edu/Documents/P_Methods2ndEdition2009.pdf)), último acceso: 30 de marzo de 2022.

Zvomuya F, Rosen CJ, Gupta SC. 2006. Phosphorus sequestration by chemical amendments to reduce leaching from wastewater applications. *Journal of Environmental Quality*. 35(1): 207-215. doi: 10.2134/jeq2005.0172

Zhang M, Li Y, Calvert C, Alva A. 1997. Fractionation of iron, manganese, aluminum, and phosphorus in selected sandy soils under citrus production. *Soil Science Society of America Journal*. 61(3): 794-801. doi:

10.2136/sssaj1997.03615995006100030012x

#### 4. DISCUSIÓN GENERAL Y CONCLUSIONES

Durante la primera parte de esta investigación (capítulo 2) se pudo identificar una ecuación para estimar la relación entre las dosis de Fe y la caída de la concentración de PBray1 en los primeros 20 cm. Pero este modelo es específico para este tipo de suelo, aunque podría ser utilizado para suelos similares. Este modelo doble exponencial decreciente permite estimar la dosis de Fe necesaria para disminuir el valor de PBray1 del suelo desde un nivel elevado, hasta, por ejemplo, el umbral ambiental de  $31 \text{ mg kg}^{-1}$  (MVOTMA, 2013). Para lograr este objetivo, las dosis estimadas serían muy altas (hasta  $700 \text{ kg Fe ha}^{-1}$ ), pero necesarias para reducir el nivel de PBray1 en sitios muy contaminados y ambientalmente sensibles, por ejemplo, cerca de fuentes de agua para consumo humano. Ejemplo de estas situaciones, pueden ser potreros con historia de alta dotaciones de animales (potreros nocheros) o sitios con muchos años de aplicaciones de altas dosis de fertilizantes fosfatados. Estas altas aplicaciones de  $\text{FeCl}_3$  serían específicas y puntuales, pero debería evaluarse el riesgo del transporte de Fe a los cuerpos de agua cercanos al lugar de aplicación.

A partir de este modelo doble exponencial también se podría estimar la dosis de Fe para reducir el nivel del PBray1 solo en la capa más superficial del suelo (0-2,5 cm). Esta estrategia podría ser efectiva porque la reducción de PBray1 en esta capa superficial (zona de mezclado) disminuiría, también, la concentración de P en el agua de escurrimiento. Esto se debe a que la lluvia solo interacciona con esta zona de mezclado (Jarvie et al., 2017, Smith et al., 2015). Esta medida de manejo sería pertinente, dado que numerosas publicaciones (Reid et al., 2019, Sharpley, 2015, Meyer y Barak, 2005, McDowell y Sharpley, 2001) han reportado que el PBray1 en los suelos bajo siembra directa se encuentra estratificado, con altas concentraciones en esta capa superficial. Esto se debe a la continua aplicación de P en superficie sin incorporar, que ocurre bajo este manejo.

En el capítulo 3 de este trabajo se evidenció que la aplicación en superficie de  $\text{FeCl}_3$  al suelo en dosis mucho más bajas que las aplicadas por otros autores (Lizarralde et al., 2021, De Bolle, 2013, Schärer et al., 2007, Zvomuya et al., 2006) fue efectiva, ya que la disminución de PBray1 en la capa superficial resultó en caídas de P total en el escurrimiento de 26 a 67 %. A su vez, las mayores tasas de descenso de P soluble, particulado y total se lograron con la aplicación de la dosis más baja de Fe ( $9,3 \text{ kg ha}^{-1}$ ). Pero estas disminuciones estarían subestimadas, debido a que solo con la aplicación de Fe no es posible reducir ninguna forma de P en el escurrimiento a cero, sino solo hasta un límite asintótico donde estas concentraciones tienden a permanecer constantes. La disminución de PBray1 solo se efectivizó en una fina capa superficial, asociada a la profundidad de penetración del  $\text{FeCl}_3$ , que no habría sido superior a 1 cm. Por lo cual el P disponible para las plantas en la zona radicular (0-15 a 0-20 cm) se habría visto muy poco afectado. Por esta razón, el costo de aplicación de dosis bajas de  $\text{FeCl}_3$  al suelo sería bajo o amortizable por el productor agropecuario, ya que el valor del producto aplicado rondaría los  $0,33 \text{ US\$ L}^{-1}$  (Carrquiry y Sena, 2021). A su vez, el riesgo ambiental podría ser mínimo, ya que el incremento de Fe en el suelo con el rango de dosis evaluado sería menor a 1 % de lo originalmente presente. De todos modos, si bien estos resultados son promisorios, antes de recomendar su aplicación faltaría validar su uso en otros tipos de suelo, así como determinar la persistencia de este efecto bajo condiciones de lluvia natural.

Cabe señalar, sin embargo, que estas bajas dosis de Fe no serían efectivas para reducir las pérdidas de P por lixiviación en caso de que las capas inferiores de suelo también tuvieran niveles elevados de PBray1 (Hartz y Johnstone, 2006, Heckrath et al., 1995). De todas maneras, esta medida de manejo debería considerarse como una alternativa táctica, ya que lo ideal sería realizar medidas de manejo estratégicas de tipo preventivas para evitar

que las unidades bajo uso agropecuario lleguen al punto de tener niveles muy elevados de P.

## 5. 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:125-139.
- Alonso J, Quintans F, Taks J, Conde D, Chalar G, Bonilla S, Méndez, H. 2019. Water Quality in Uruguay: Current status and challenges. Water Quality in the Americas: risks and Opportunities. Network of National Academies of Sciences-IANAS/UNESCO. 592-631 p.
- Arocena R, Chalar G, Perdomo C, Fabián D, Pacheco JP, González M, Olivero V, Silva M, Etchebarne V. 2013. Impacto de la producción lechera en la calidad de los cuerpos de agua. AUGMDOMUS. 5(I): 42-63. [En línea], disponible en (<https://revistas.unlp.edu.ar/domus/article/view/546>), último acceso: 10 de abril de 2022.
- Arocena R, Chalar G, Fabián D, De León L, Brugnoli E, Silva M, Machado I, Pacheco JP, Castiglioni R, González M, Rodó E, Gabito L. 2008. Evaluación ecológica de cursos de agua y biomonitorio. Ministerio de vivienda, ordenamiento territorial y medio ambiente y Facultad de Ciencias, Sección Limnología. [En línea], disponible en (<http://limno.fcien.edu.uy/>), último acceso: 01 de abril de 2022.
- 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. doi: 10.26461/14.04

- Baker DB, Johnson LT, Confesor RB, Crumrine JP. 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. doi: 10.2134/jeq2016.09.0337
- 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. doi: 10.1177/1178622117715446
- Barrow NJ. 2015. Soil phosphate chemistry and the P-sparing effect of previous phosphate applications. *Plant and Soil*. 397(1): 401-409. [En línea], disponible en (<https://www.jstor.org/stable/43872883>), último acceso: 05 de abril de 2022.
- Bonilla S, Haakonsson S, Somma A, Gravier A, Britos A, Vidal L, De León L, Brena B, Pérez M, Piccini C, Martínez de la Escalera G, Chalar G, González-Piana M, Martigani F, Aubriot L. 2015. Cianobacterias y cianotoxinas en ecosistemas límnicos de Uruguay. *INNOTEC*. 10: 9-22. doi: 10.26461/10.01
- Bowes MJ, Smith JT, Jarvie HP, Neal C. 2008. Modelling of phosphorus inputs to rivers from diffuse and point sources. *Science of the total environment*. 395: 125-138. doi: 10.1016/j.scitotenv.2008.01.054
- Bruulsema TW, Fixen PE, Sulewski GD. 2016. 4R plant nutrition. A manual for improving the management of plant nutrition. North American. Norcross, GA: International Plant Nutrition Institute.
- Calabi-Floody M, Medina J, Rumpel C, Condrón L. M., Hernández M, Dumont M, de la Luz Mora M. 2018. Smart fertilizers as a strategy for sustainable agriculture. *Advances in agronomy*. 147: 119-157. doi: 10.1016/bs.agron.2017.10.003

Carpenter SR, Stanley EH, Vander Zanden MJ. 2011. State of the world's freshwater ecosystems: physical, chemical, and biological changes. Annual review of Environment and Resources. 36: 75-99. doi: 10.1146/annurev-environ-021810-094524

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. doi: 10.1890/1051-0761(1998)008[0559:NPOSWW]2.0.CO;2

Carrquiry M, Sena G. 2021. Estudio de impacto económico para la implementación del uso de Cloruro férrico en la cuenca del Santa Lucía. Informe Final. 50 p. No Publicado

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. Limnologia Ecology and Management of Inland Waters. 65: 76-84. doi: 10.1016/j.limno.2017.06.002

De Bolle S. 2013. Phosphate saturation and phosphate leaching of acidic sandy soils in Flanders: analysis and mitigation options. Doctoral dissertation, Ghent University. Ghent. 181 p.

Delbene L. 2018. Eutrofización, nutrientes, calidad del agua, floraciones algales, intensificación productiva, riesgo de floración. Tesis Magister en Geociencias de Maestría. Montevideo, Uruguay. Facultad de Ciencias, PEDECIBA. 106p

Díaz-Cuenca E, Alavarado-Granados A, Camacho-Calzada K. 2012. El tratamiento de agua residual doméstica para el desarrollo local



sostenible: el caso de la técnica del sistema unitario de tratamiento de aguas, nutrientes y energía (SUTRANE) en San Miguel Almaya, México. *Revista de Estudios Territoriales*. 14(1): 78-97. [En línea], disponible en (<https://www.redalyc.org/articulo.oa?id=40123894005>), último acceso: 02 de mayo de 2022.

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. [En línea], disponible en (<https://openjicareport.jica.go.jp/pdf/1000033338.pdf>), último acceso: 02 de marzo de 2022.

Elliot HA, Potter JM, Kang JH, Brandt RC, O'Connor GA. 2005. Neutral ammonium citrate extraction of biosolids phosphorus. *Communications in soil science and plant analysis*. 36(17-18): 2447-2459. doi: 10.1080/00103620500255816

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. doi: 10.5194/hess-19-4099-2015

Haygarth PM, Jarvis SC. 1999. Transfer of phosphorus from agricultural soil. *Advances in agronomy*. 66: 195-249. doi: 10.1016/S0065-2113(08)604289

Hartz TK, Johnstone PR. 2006. Relationship between soil phosphorus availability and phosphorus loss potential in runoff and drainage. *Communications in soil science and plant analysis*. 37(11-12): 1525-1536.

doi: 10.1080/00103620600710058

Heckrath G, Brookes PC, Poulton PR, Goulding KW. 1995. Phosphorus leaching from soils containing different phosphorus concentrations in the Broadbalk experiment. *Journal of Environmental Quality*. 24(5): 904-910. doi: 10.2134/jeq1995.00472425002400050018x

Jarvie HP, Johnson LT, Sharpley AN, Smith DR, Baker DB, Bruulsema TW, Confesor R. 2017. Increased soluble phosphorus loads to Lake Erie: Unintended consequences of conservation practices?. *Journal of Environmental Quality*. 46(1): 123-132. doi: 10.2134/jeq2016.07.0248

Jarvie HP, Sharpley AN, Withers PJ, 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. doi:10.2134/jeq2012.0085

Jarvie HP, Neal C, Withers PJ. 2006. Sewage-effluent phosphorus: A greater risk to river eutrophication than agricultural phosphorus? *Science of The Total Environment*, 360(1-3): 246-253. doi: 10.1016/j.scitotenv.2005.08.038

Johnes PJ, Heathwaite AL. 1997. Modelling the impact of land use change on water quality in agricultural catchments. *Hydrological processes*. 11(3): 269-286. doi: 10.1002/(SICI)1099-1085(19970315)11:3<269::AID-HYP442>3.0.CO;2-K

Joose PJ, Baker DB. 2011. Context for re-evaluating agricultural source phosphorus loadings to the Great Lakes. *Canadian Journal of Soil Science*. 91(3): 317-327. doi: 10.4141/cjss10005

Kebreab E, Hansen AV, Leytem AB. 2013. Feed management practices to

reduce manure phosphorus excretion in dairy cattle. *Advances in Animal Biosciences*. 4(1): 37-41. doi: 10.1017/S2040470013000290

Lizarralde CA, McDowell RW, Condrón LM, Brown J, Whelan M. 2021. Amending soils of different pH to decrease phosphorus losses. *Soil Research*. 60(2): 114-123 doi: 10.1071/SR21012

Long CJ, Kondratovich LB, Westphalen MF, Stein HH, Felix TL. 2017. Effects of exogenous phytase supplementation on phosphorus metabolism and digestibility of beef cattle. *Translational Animal Science*. 1(2): 168-178. doi: 10.2527/tas2017.0020

Majeed Z, Ramli NK, Mansor N, Man Z. 2015. A comprehensive review on biodegradable polymers and their blends used in controlled-release fertilizer processes. *Reviews in Chemical Engineering*. 31(1): 69-95. doi:10.1515/revce-2014-0021

Manta E, Cancela H, Cristina J, Prechac FG. 2013. Informe sobre la calidad del agua en la cuenca del Río Santa Lucía: estado de situación y recomendaciones. Montevideo, Uruguay. Universidad de la República.

McDowell RW, Sharpley AN. 2001. Approximating phosphorus release from soils to surface runoff and subsurface drainage. *Journal of Environmental Quality*. 30(2), 508-520. doi: 10.2134/jeq2001.302508x

Meyer JM, Barak P. 2005. Phosphorus Movement under a Decommissioned Septic System in Southern Wisconsin. Department of Soil Science University of Wisconsin, Madison, North America. [En línea], disponible en ([https://soils.wisc.edu/sswmp/pubs/PhosphorusMovementunderSepticSystems\\_07-29-05.pdf](https://soils.wisc.edu/sswmp/pubs/PhosphorusMovementunderSepticSystems_07-29-05.pdf)), último acceso: 30 de marzo de 2022.

Moss B. 2010. Ecology of fresh waters: a view for the twenty-first century. 4.<sup>a</sup> ed. Chichester: Wiley-Blackwell.

MVOTMA (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. [En línea], disponible en ([https://www.gub.uy/ministerioambiente/sites/ministerioambiente/files/documentos/publicaciones/santalucia\\_3.pdf](https://www.gub.uy/ministerioambiente/sites/ministerioambiente/files/documentos/publicaciones/santalucia_3.pdf)), último acceso: 30 de marzo de 2022.

Reddy KR, Kadlec RH, Flaig E, Gale PM. 1999. Phosphorus retention in streams and wetlands: a review. *Critical reviews in environmental science and technology*. 29(1): 83-146. doi: 10.1080/10643389991259182

Reid K, Schneider K, Joosse P. 2019. Addressing imbalances in phosphorus accumulation in Canadian agricultural soils. *Journal of Environmental Quality*. 48(5): 1156-1166. doi: 10.2134/jeq2019.05.0205

Richards RP, Calhoun FG, Matisoff G. 2002. The Lake Erie agricultural systems for environmental quality project: An introduction. *Journal of Environmental Quality*. 31(1): 6-16. doi: 10.2134/jeq2002.6000

Schärer M, Stamm C, Vollmer T, Frossard E, Oberson A, Flühler H, Sinaj S. 2007. Reducing phosphorus losses from over-fertilized grassland soils proves difficult in the short term. *Soil Use and Management*. 23: 154-164. doi: 10.1111/j.1475-2743.2007.00114.x

Scheiner JD, Lavado RS. 1998. The role of fertilization on phosphorus stratification in no-till soils. *Communications in soil science and plant analysis*. 29(17-18): 2705-2711. doi: 10.1080/00103629809370145

- Schindler DW. 1977. Evolution of phosphorus limitation in lakes: natural mechanisms compensate for deficiencies of nitrogen and carbon in eutrophied lakes. *Science*. 195(4275): 260-262.
- Sharpley AN. 2016. Managing agricultural phosphorus to minimize water quality impacts. *Scientia Agricola*.73(1): 1-8. doi: 10.1590/0103-9016-2015-0107
- Sharpley AN, Bergström L, Aronsson H, Bechmann M, Bolster CH, Börling K, Withers PJ. 2015. Future agriculture with minimized phosphorus losses to waters: Research needs and direction. *Ambio*, 44(2), 163-179. doi: 10.1007/s13280-014-0612-x
- Sharpley AN, Jarvie HP, Buda A, May L, Spears B, Kleinman PJ. 2013. Phosphorus legacy: Overcoming the effects of past management practices to mitigate future water quality impairment. *Journal of Environmental quality*. 42(5): 1308-1326. doi: 10.2134/jeq2013.03.0098
- Sharpley AN, Beegle D, Bolster C, Good L, Joern B, Ketterings Q, Lory J, Mikkelsen R, Deanna O, Vadas P. 2012. Phosphorus indices: Why we need to take stock of how we are doing. *Journal of Environmental Quality*. 41(6): 1711-1719. doi: 10.2134/jeq2012.0040.
- Sharpley AN. 2010. Manejo de fosforo en sistemas de producción agrícola ambientalmente sostenible: Desafíos y Oportunidades. *Informaciones Agronómicas del Cono Sur*. 46: 1-9. [En línea], disponible en (<https://fertilizar.org.ar/wp-content/uploads/2010/06/1.pdf>), último acceso: 30 de marzo de 2022.
- Sharpley AN, Daniel T, Sims T, Lemunyon J, Stevens R, Parry R. 2003. *Agricultural Phosphorus and Eutrophication. Second Edition United States Department of Agriculture. Agricultural. Research Service*. 149:

38 p. [En línea], disponible en (<https://naldc.nal.usda.gov/download/26693/PDF>), último acceso: 20 de marzo de 2022.

Sharpley AN, Mcdowell RW, Kleinman PJ. 2001. Phosphorus loss from land to water: Integrating agricultural and environmental management. *Plant and Soil*. 237(2): 287-307. doi: 10.1023/A:1013335814593

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. doi: 10.2134/jeq1994.00472425002300030006x

Sims JT, Maguire RO, Leytem AB, Gartley KL, Pautler MC. 2002. Evaluation of Mehlich 3 as an Agri-Environmental soil phosphorus test for the Mid-Atlantic United States of America. *Soil Science Society of America Journal*. 66(6): 2016-2032. doi: 10.2136/sssaj2002.2016

Smith DR, Huang C, Haney RL. 2017. Phosphorus fertilization, soil stratification, and potential water quality impacts. *Journal of Soil and Water Conservation*. 72(5): 417-424. doi: 10.2489/jswc.72.5.417

Smith DR, King KW, Johnson L, Francesconi, W, Richards P, Baker D, Sharpley, AN. 2015. Surface runoff and tile drainage transport of phosphorus in the midwestern United States. *Journal of Environmental Quality*. 44(2): 495-502. doi: 10.2134/jeq2014.04.0176

Smith VH, Schindler DW. 2009. Eutrophication science: where do we go from here?. *Trends in ecology & evolution*. 24(4): 201-207. doi: 10.1016/j.tree.2008.11.009

Smith VH Tilman GD, Nekola JC. 1999. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. En: Environmental pollution, 100(1-3), pp.179-196. doi: 10.1016/S0269-7491(99)00091-3

Tunney H, Kiely G, Morgan G, Moles R, Byrne P, Jordan P, Daly K, Doody D, Kurz I, Bourkel D, Reilly CO, Ryan D, Holden N, Jennings E, Irvine K, Carton O. 2007. Pathways for nutrient loss to water with emphasis on phosphorus. Teagasc, Oak Park, Carlow. [En línea], disponible en (<https://tstor.teagasc.ie/bitstream/handle/11019/906/eopr5021.pdf?sequence=1&isAllowed=y>), último acceso: 10 de abril de 2022.

Udelar (Universidad de la República). 2013. Informe sobre la calidad del agua en la cuenca del Río Santa Lucía: estado de situación y recomendaciones. [En línea], disponible en (<file:///C:/Users/fdelu/Downloads/informeuniversariosobrecalidaddeaguaencuencadelrA%CC%83osantalucA%CC%83a%20f>), último acceso: 10 de abril de 2022.

Vidal L, Britos A. 2012. Uruguay: occurrence, toxicity and regulation of Cyanobacteria. In: Current approaches to Cyanotoxin risk assessment, risk management and regulations in different countries. 130-136. [En línea], disponible en (<http://www.uba.de/uba-info-medien-e/4390.html>), último acceso: 01 de abril de 2022.

Vollmer-Sanders C, Allman A, Busdeker D, Moody LB, Stanley WG. 2016. Building partnerships to scale up conservation: 4R Nutrient Stewardship Certification Program in the Lake Erie watershed. Journal of Great Lakes Research. 42(6): 1395-1402. doi: 10.1016/j.jglr.2016.09.004

- Withers PJ, Jarvie HP. 2008. Delivery and cycling of phosphorus in rivers: a review. *Science of Total Environment*. 400(1-3): 379-95. doi: 10.1016/j.scitotenv.2008.08.002
- Young WJ, Marston FM, Davis RJ. 1996. Nutrient exports and land use in Australian catchments. *Journal of Environmental Management*. 47(2): 165-183. doi: 10.1.1.525.4304&rep=rep1&type
- Zvomuya F, Rosen CJ, Gupta SC. 2006. Phosphorus sequestration by chemical amendments to reduce leaching from wastewater applications. *Journal of Environmental Quality*. 35(1): 207-215. doi: 10.2134/jeq2005.0172